

ISSN: 2306-9716 (Print)
ISSN: 2664-6110 (Online)

МІНІСТЕРСТВО ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНА ЕКОЛОГІЧНА АКАДЕМІЯ ПІСЛЯДИПЛОМНОЇ ОСВІТИ ТА УПРАВЛІННЯ

ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ

3(54)



Видавничий дім
«Гельветика»
2024

Екологічні науки : науково-практичний журнал / Головний редактор Бондар О.І. – К. :
Видавничий дім «Гельветика», 2024. – № 3(54). – 258 с.

Головний редактор: Бондар О.І., доктор біологічних наук

Заступник головного редактора: Нагорнева Н.А.

Науковий редактор: Машков О.А., доктор технічних наук

Відповідальний редактор: Сікачина В.Г.

Редакційна колегія:

Гандзюра В.П., доктор біологічних наук

Єрмаков В.М., доктор технічних наук

Захматов В.Д., доктор технічних наук

Іващенко Т.Г., кандидат технічних наук

Коніщук В.В., доктор біологічних наук

Лукаш О.В., доктор біологічних наук

Машков В.А., доктор технічних наук

Михайленко Л.Є., доктор біологічних наук

Нецветов М.В., доктор біологічних наук

Ольшевський С.В., доктор технічних наук

Риженко Н.О., доктор біологічних наук

Рудько Г.І., доктор геолого-мінералогічних наук,

доктор географічних наук, доктор технічних наук

Улицький О.А., доктор геологічних наук

Фінін Г.С., доктор фізико-математичних наук

Шматков Г.Г., доктор біологічних наук

На підставі Наказу Міністерства освіти і науки України № 409 від 17.03.2020 р. (додаток 1) журнал внесений до Переліку наукових фахових видань України (категорія «Б») у галузі біологічних наук (091 – Біологія), природничих наук (101 – Екологія, 103 – Науки про Землю) та технічних наук (183 – Технології захисту навколишнього середовища).

Журнал публікує (після рецензування та редагування) статті, які містять нові теоретичні та практичні здобутки в галузі екологічних наук.

Статті у виданні перевірені на наявність плагіату за допомогою програмного забезпечення StrikePlagiarism.com від польської компанії Plagiat.pl.

*Журнал включено до міжнародної наукометричної бази Index Copernicus International
(Республіка Польща)*

ЗМІСТ

ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ	7
Бондар О.І., Шевченко Р.Ю., Іваненко І.Б., Мовчан М.М., Краснолуцький О.В. Моніторинг рівнів рекреаційного навантаження на природні оселища міста Києва та особливості їх екологічного картографування (на прикладі Солом'янського ландшафтного парку).....	7
Кагукіна А.М., Пацева І.Г. Аналіз показників монооксиду вуглецю, діоксиду азоту та аміаку в повітряному басейні міста Житомир за даними громадського моніторингу повітря EcoCity	23
Монастирська С.С., Гойванович Н.К. Моніторинг екологічного стану малих річок Стрийщини.....	32
Ткачук О.П., Вергеліс В.І. Система екологічного моніторингу поверхневих вод ставків.....	39
Федик Я.І., Чепурний І.В. Геоінформаційні технології моделювання процесів поверхневого стоку водозбірних басейнів на прикладі території Івано-Франківської області	44
ЕКОЛОГІЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ	51
Вовкунович М.О. Гідроекологічний стан річки Боржава.....	51
Махінько Р.Г. Комплексні заходи по відновленню водойм Житомирського Полісся після Чорнобильської катастрофи.....	57
Мудрак О.В., Ключанюк В.В. Екологічний стан басейну річки Згар в контексті стратегії сталого розвитку Подільського регіону.....	64
Ткачук О.П., Мазур О.В. Обґрунтування системи моніторингу поверхневих вод басейновим управлінням водних ресурсів р. Південний Буг.....	70
Шестопапов О.В., Сагун А.О., Лізантан П.С., Кануннікова Н.О., Гайдучек О.Г., Томашевський Р.С., Воробйов Б.В. Аналіз показників якості води: сучасні аспекти і виклики.....	76
ЕКОЛОГІЯ АГРОВИРОБНИЦТВА	83
Валерко Р.А., Сікач Т.І., Івашкіна О.Л., Алпатова О.М. Застосування біопрепаратів і регуляторів росту рослин для зниження накопичення важких металів у зерні кукурудзи.....	83
Лемєга Н.М. Використання деградованих земель Львівської області для вирощування енергетичних культур.....	87
Пацева І.Г., Герасимчук Л.О., Валерко Р.А., Сікач Т.І., Івашкіна О.Л. Концентрація важких металів у фітомасі злакових культур.....	91
Харитонов М.М., Бабенко М.Г., Лемішко С.М., Мартинова Н.В. Оцінка ефективності агроекологічних заходів пришвидшення біологічної рекультивациі техноземів.....	95
Юрченко Т.В., Пикало С.В., Харченко М.В. Комбінаційна здатність сортів пшениці м'якої озимої різного еколого-географічного походження за посухостійкістю.....	101
ЕКОЛОГІЯ І ВИРОБНИЦТВО	105
Маркіна Л.М., Власенко О.В., Тодчук Д.В., Ковтунов О.В., Онопчук І.М. Управління процесами впливу на клімат технологій перетворення відходів на енергію на прикладі термічної деструкції.....	105
Харитонов М.М., Рула І.В., Мартинова Н.В., Золотовська О.В., Березняк О.О. Особливості процесів термолізу вугільної золи виносу та осаду стічних вод окремо та в суміші з біомасою енергокультур.....	113
ЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ ВОЄННИХ ДІЙ	121
Ларьков С.М., Василюшин Ю.Б., Мариношенко О.П., Шевченко О.В., Піскун О.М. Оцінка можливості виявлення мін за їх тепловим слідом.....	121
Романенко М.М., Крисінська Д.О., Тимченко І.В. Аналітичне дослідження методик розрахунку збитків довкіллю від воєнних дій.....	127

УПРАВЛІННЯ ВІДХОДАМИ	139
Гадаєва Ю.С., Самойленко Н.М. Дослідження біорозкладання одноразового пакування.....	139
Долженкова О.В., Назаренко Д.Ю. Аналіз способів поводження з воєнним будівельним сміттям.....	144
ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОЛОГІЧНОГО ТА ЛАНДШАФТНОГО РІЗНОМАНІТТЯ	150
Бессонова В.П., Гунько С.О. Вплив урбогенних умов зростання <i>Catalpa Bignonioides</i> на морфометричні показники листків і вміст у них пластидних пігментів.....	150
Левчик Н.Я., Заїменко Н.В., Горбенко Н.Є., Скрипка Г.І., Левон В.Ф. Біолого-морфологічні особливості та використання рослин молочаю тірукаллі (<i>Euphorbia tirucalli L.</i>) у зв'язку із поєднанням C ₃ - та САМ-типів фотосинтезу.....	162
Шумик М.І., Попіль Н.І. Стратегія добору рослин в умовах урбанізованих екосистем мегаполісу.....	178
ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНИЙ ФОНД УКРАЇНИ	188
Мадані М.М. Динаміка стану рослинних угруповань охоронних природних територій внаслідок рекреаційного використання.....	188
ЗАГАЛЬНІ ПИТАННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ	196
Волошин В.С., Бутенко Е.О. До питання про методику оцінки екологічних ризиків.....	196
Гуліна О.С. Пилкування дерев роду <i>Betula</i> в атмосферному повітрі міста Запоріжжя (п'ятирічний моніторинг).....	204
Денисова Н.М., Денисов Д.Ю., Буяльська Н.П. Безпечне середовище. Розроблення нового екологоорієнтовного освітнього мобільного застосунок.....	211
Дунаєвська О.Ф., Вишневський А.В., Ішук О.В., Сокульський І.М. Екологічні аспекти лісовідновлювальних заходів.....	216
Кірсанова В.В. Глобальна екологічна проблема мікропластика.....	221
Котюк Л.А., Іващенко І.В., Житова О.П., Котюк В.С. Фітохімічні особливості малопоширених лікарських рослин: чаберу садового (<i>Satureja hortensis</i>) та ельшольції війчастої (<i>Elsholtzia ciliata</i>).....	228
Пилипчук О.Я., Висоцька Т.І., Ничкалюк Г.В., Пилипчук О.О., Пічкур Т.В., Соловійова Л.М. Формування та розвиток екологічних уявлень в ХІХ сторіччі.....	235
Руденко С.В., Руденко В.П., Руденко С.С. Еталони типовості як критерії оцінки несхожості біомів та провінційних екосистем України за їх природно-ресурсним потенціалом.....	241
ЕКОЛОГІЯ В СІЛЬСЬКОМУ ГОСПОДАРСТВІ	
Navrylenko K.V. Application of linear and decision tree methods in assessing the influence of meteorological factors and crop on the level of airborne cladosporium spores.....	246
ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ	254

CONTENTS

ENVIRONMENTAL MONITORING	7
Bondar O., Shevchenko R., Krasnolutsky O., Ivanenko I., Movchan M. Monitoring levels of recreation load on natural habitats of the city of Kyiv and features of their environmental mapping using the Solomyan Landscape Park as an example).....	7
Kahukina A., Patseva I. Examination of carbon monoxide, nitrogen dioxide, and ammonia levels in Zhytomyr's atmospheric environment according to Ecocity public air monitoring data	23
Monastyrska S., Hoivanovych N. Monitoring of the ecological state of small rivers of Stryi region	32
Tkachuk O., Vergelis V. System of environmental monitoring surface water of ponds	39
Fedyk Ya., Chepurnyi I. Geoinformation Technologies for Modeling Surface Runoff Processes in Watersheds: a Case Study of the Ivano-Frankivsk Region	44
ECOLOGY OF WATER RESOURCES	51
Vovkunovich M. Hydroecological state of the Borzhava River.....	51
Makhinko R. Comprehensive measures for the rehabilitation of water bodies in Zhytomyr Polissya after the chornobyl disaster.....	57
Mudrak O., Klochaniuk V. The ecological state of the Zhar river basin in the context of the sustainable development strategy of the Podilya region.....	64
Tkachuk O., Mazur O. Justification of the surface water monitoring system by the Basin management of water resources R. Southern Bug.....	70
Shestopalov O., Sakun A., Lizantan P., Kanunnikova N., Gaiduchek O., Tomashevsky R., Vorobyov B. Analysis of water quality indicators: contemporary aspects and challenges	76
ECOLOGY OF AGRICULTURAL PRODUCTION	83
Valerko R., Sikach T., Ivashkina O., Alpatova O. Use of biological products and plant growth regulators to reduce the accumulation of heavy metals in corn grain.....	83
Lemeha N. Using degraded land for growing energy crops in the Iviv region.....	87
Patseva I., Herasymchuk L., Valerko R., Sikach T., Ivashkina O. Concentration of heavy metals in the phytomass of cereal crops.....	91
Kharytonov M., Babenko M., Lemishko S., Martynova N. Assessment of the efficiency of agro-ecological measures for accelerating of the biological reclamation of technosols.....	95
Yurchenko T., Pykalo S., Kharchenko M. Combination ability of winter bread wheat varieties of different ecological and geographical origin according to drought resistance.....	101
ECOLOGY AND PRODUCTION	105
Markina L., Vlasenko O., Todchuk D., Kovtunov O., Onopchuk I. Management of climate impact processes of waste-to-energy technologies using the example of thermal destruction.....	105
Kharytonov M., Rula I., Martynova N., Zolotovska O., Berezyak O. The peculiarities of the thermolysis processes of coal fly ash and sewage sludge mixed with biomass of energy crops.....	113
ENVIRONMENTAL IMPLICATION OF MILITARY ACTIONS	121
Larkov S., Vasylyshyn Yu., Shevchenko O., Marinoshenko O., Piskun O. Assessment of the landmine detection possibility based on its thermal tracks.....	121
Romanenko M., Krysinska D., Tymchenko I. Analytical research of the methods of calculating environmental damage from military actions.....	127

WASTE MANAGEMENT	139
Hadaieva Yu., Samoilenko N. Research on biodegradation of disposable packaging.....	139
Dolzhenkova O., Nazarenko D. Analysis of the methods of behavior with the military construction waste.....	144
PRESERVATION OF BIOLOGICAL AND LANDSCAPE DIVERSITY	150
Bessonova V., Hunko S. The Influence of Urbogenic Growth Conditions of <i>Catalpa bignonioides</i> on the Morphometric Indicators of Leaves and the Content of Plastid Pigments in them.....	150
Levchyk N., Zaimenko N., Horbenko N., Skrypka H., Levon V. Biological and morphological peculiarities and use of indian tree spurge plants (<i>Euphorbia tirucalli</i> L.) related to the combination of C ₃ and CAM types of photosynthesis.....	162
Shumyk M., Popil N. Plant selection strategy in the conditions of the urbanized ecosystem of the megacity.....	178
NATURE RESERVE FUND OF UKRAINE	188
Madani M. Dynamics of the state of plant communities of protected natural areas as a result of recreational use.....	188
GENERAL ISSUES OF ENVIRONMENTAL SAFETY	196
Voloshyn V., Butenko E. To the question of the method of environmental risk assessment.....	196
Hulina O. Pollination of betula trees in the atmospheric air of the city of Zaporozhye (five-year monitoring).....	204
Denisova N., Denisov D., Buialska N. A safe environment. Development of a new environmental educational mobile application.....	211
Dunaievska O., Vishnevskiy A., Ischuk O., Sokulskiy I. Environmental aspects of forest restoration measures.....	216
Kirsanova V. Global environmental problem of microplastics.....	221
Kotyuk L., Ivashchenko I., Zhytova O., Kotyuk V. Phytochemical characteristics of lesser-known medicinal plants: summer savory (<i>Satureja hortensis</i>) and crested latesummer mint (<i>Elsholtzia ciliata</i>).....	228
Pylypchuk O.Ia., Vysotska T.I., Nychkaliuk H.V., Pylypchuk O.O., Pichkur T.V., Soloviova L.M. Formation and development of ecological ideas in the xix century.....	235
Rudenko S., Rudenko V., Rudenko S. Reference standards of typicality as criteria to assess dissimilarity of biomes and provincial ecosystems of Ukraine with regard to their nature-resource potential.....	241
ECOLOGY IN AGRICULTURE	
Havrylenko K.V. Application of linear and decision tree methods in assessing the influence of meteorological factors and crop on the level of airborne cladosporium spores.....	246
AUTHORS' CREDENTIALS	254

ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ

УДК 58.009:528.942(88)

DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2024.eco.3-54.1>

МОНІТОРИНГ РІВНІВ РЕКРЕАЦІЙНОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ПРИРОДНІ ОСЕЛИЩА МІСТА КИЄВА ТА ОСОБЛИВОСТІ ЇХ ЕКОЛОГІЧНОГО КАРТОГРАФУВАННЯ (НА ПРИКЛАДІ СОЛОМ'ЯНСЬКОГО ЛАНДШАФТНОГО ПАРКУ)

Бондар О.І.¹, Шевченко Р.Ю.¹, Іваненко І.Б.¹, Мовчан М.М.¹, Краснолуцький О.В.²

¹Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корп. 2, 03035, м. Київ

²Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, 01648, Київ
dei2005@ukr.net, info@mepr.gov.ua

Розглянута сучасна прикладна наукова проблема визначення оптимального рівня рекреаційного навантаження на природні оселища, які відіграють роль пілотної операційної одиниці геоінформаційного екологічного картографування м. Києва. Експериментальні дослідження здійснювалися у межах зелених зон та об'єктів природно-заповідного фонду м. Києва, зокрема на території Солом'янського ландшафтного парку. Застосовувалися геоінжинірингові просторові технології в моніторингу міських ландшафтів зелених зон та трансформованих в них природних оселищ. Запроваджено наукову дефініцію «рекреаційне природне оселище». У визначенні рекреаційного природного оселища вбачається територія природно-територіального еколого-економічного комплексу міста, на якій сукупність природних, антропогенно-промислових умов та характер її туристсько-рекреаційного, еколого-освітнього та ретритного використання в управлінні відповідними складовими екологічної мережі зумовлено переважанням певних релаксаційних характеристик туристичних дестинацій та атракцій в ареалах флори та фауни певної природоохоронної території або зелених зон міста. Запропоновано використовувати природні оселища міста як різновиди біотопів в системі туристично-рекреаційного природокористування у м. Києві. Означено поняття категорії сприятливості екологічно збалансованого використання рекреаційного природного оселища – місцеперебування як геоекотопологічної одиниці, виокремленої картографічно на основі визначення коефіцієнтів рекреаційного впливу та математично оброблених значень дигресії переважаючої форми рослинності в природному оселищі із картографічною деталізацією екоінформації щодо її екологічного навколишнього середовища (довкілля), займаний нею гео- та екопростір, трансформаційні процеси у видовому складі біому. Все це демонструє просторові структурні особливості рекреаційних природних оселищ, які закладаються в проєкт тематичного змісту карти рекреаційних природних оселищ м. Києва. Проаналізовано просторове, рекреаційне та еколого-економічне (туристсько-рекреаційне) співвідношення стацій, біомів, біоценозів місцезнаходження з точки зору їх ландшафтно-топографії, акцентовано увагу на їх взаємно підпорядковане значення під час реалізації екологічного моніторингу рекреаційного навантаження на природні оселища. Наголошується на практичному значенні екологічного моніторингу природних рекреаційних оселищ у системі екологічного краєзнавства – киевознавчому ландшафтознавстві та ландшафтно-екологічному картографуванні м. Києва для потреб екологічного туризму, рекреації, прокладання релаксаційних та ретритних маршрутів на територіях, геотеріях та акваторіях зеленого поясу міста. Наведені результати польового тестування розробленої методики геоінформаційного еколого-природоохоронного м. Києва на прикладі Солом'янського ландшафтного парку. Представлені формули та результати математичної обробки даних польового екологічного рекогносцирування парку у вигляді обчислювальних таблиць коефіцієнтів рекреаційного впливу, а також сформована карта ізоліній рекреаційного впливу на природні оселища парку. У праці використані окремі світлин ексклюзивних локацій та природних оселищ Парку, зроблені Романом Шевченком під час польових рекогносцирувань місцевості. *Ключові слова:* рекреаційне природне оселище, туристична рекреація, фація, природно-територіальний комплекс, фактори антропогенного навантаження, довкілля.

Monitoring levels of recreation load on natural habitats of the city of Kyiv and features of their environmental mapping (using the Solomyan Landscape Park as an example). Bondar O., Shevchenko R., Krasnolutsky O., Ivanenko I., Movchan M.

The modern applied scientific problem of determining the optimal level of recreational load on natural habitats, which play the role of a pilot operational unit of geo-informational ecological mapping of the city of Kyiv, is highlighted. The experimental units of the study are green zones and objects of the nature reserve fund of the city of Kyiv. The research was conducted on the territory of the Solomyansky Landscape Park. Geoengineering spatial technologies were used in monitoring urban landscape green areas and natural habitats transformed into them. A scientific definition of «recreational natural habitat» has been introduced. The definition of a recreational natural habitat is understood as the territory of the natural-territorial ecological-economic complex of the city, on which the combination of natural, anthropogenic and industrial conditions and the nature of its tourist-recreational, ecological-educational and retreat use in the management of the relevant components of the ecological network is determined by the prevalence of certain relaxation characteristics of tourist destinations and attractions in the areas of flora and fauna of a certain nature conservation area or green areas of the city. It is proposed to use the natural habitats of the city as types of biotopes in the system of tourism and recreational nature use in the city of Kyiv. The concept of the category of favorability of ecologically balanced use of a recreational natural habitat

is introduced – a place of residence as a geo-ecotopological unit, separated cartographically on the basis of determining the coefficients of recreational influence and mathematically calculated values of digression of the predominant form of vegetation in a natural habitat with cartographic detailing of eco-information about its ecological environment (environment) occupied by it geo- and ecospace, transformational processes in the species composition of the biome. All this demonstrates the spatial structural features of recreational natural habitats, which are included in the project of the thematic content of the map of recreational natural habitats of Kyiv. The spatial, recreational and ecological-economic (tourist-recreational) ratio of stations, binomials, biocenoses of local existence from the point of view of their landscape topography is analyzed, attention is focused on their mutually subordinated importance in the implementation of ecological monitoring of the recreational load on natural habitats. Emphasis is placed on the practical importance of ecological monitoring of natural recreational habitats in the system of ecological local lore – Kyiv-based landscape studies and landscape-ecological mapping of the city of Kyiv for the needs of ecological tourism, recreation, laying relaxation and retreat routes in the territories, geotories and water areas of the city's green belt. The results of the field testing of the developed method of geo-informational ecological and environmental protection of the city of Kyiv on the example of the Solomyansky landscape park are given. Formulas and results of mathematical processing of data of field ecological reconnaissance of the park in the form of calculation tables of coefficients of recreational influence are presented, and a map of isolines of recreational influence on natural habitats of the park is constructed. The article presents a series of photos of exclusive locations and natural habitats of the Park, taken by Roman Shevchenko during field reconnaissance of the area. *Key words*: recreational natural habitats, tourist recreation, facies, natural-territorial complex, factors of anthropogenic load, environment.

Постановка проблеми. Солом'янський ландшафтний парк – міський ландшафтний парк у юрисдикції Київзеленбуду. Розташований у Солом'янському районі Києва, у центрально-західній частині міста, між вулицями Романа Ратушного, Мокрою та Генерала Шаповала. Площа зеленої зони – 29,6 га (рис. 1). До 1986 р. територія мала статус лісопаркової зони міста. Географічно та топографічно більша частина території парку розташована в межах урочища Кучмин Яр. Це природна улоговина (колекторована), дном якої протікає струмок Мокрий (Мокра), що впадає у р. Либідь неподалік Центрального залізничного вокзалу. Парк закладений у 1986 р на честь 40-річчя визволення м. Києва від фашистських загарбників. Тоді були проведені значні ботаніко-геодезичні роботи: переплановано схили, посаджені нові локації дерев та кущів тощо.

Солом'янський ландшафтний парк унікальна туристична, еколого-рекреаційна та релаксаційна дестинація м. Києва – місце для ретритних прак-

тик. До сьогодні, не зважаючи на ракетні обстріли рф, військовий стан, обмеженість асигнувань на природоохоронну справу, там збереглася унікальна та ендемічна флора і фауна, яка частково охороняється Бернською конвенцією. Ця територія є автентичним природним ландшафтом Києва, яка підпадає під дію норм Європейської ландшафтно-конвенції (Україна приєдналася до неї 17.06.2004 р. і ратифікувала Законом України від 07.09.2005 року № 2831-IV). Територія ландшафтного парку має унікальні, ще не повністю досліджені історичні та археологічні пам'ятки, що можуть бути включені до еколого-освітніх та туристичних маршрутів. Щороку на території парку організовуються відкриті туристські та спортивні змагання серед навчальних закладів м. Києва, акції руху «За Затишну Землю». Волонтери прибирають територію та висаджують квіти. Навесні та восени небайдужі кияни оздоровлюють парк під час проведення загальноміських толок [1].



А



Б

Рис. 1. А – Солом'янський ландшафтний парк на геопорталі OpenStreetMap. Б – Навігаційна мапа-анилаг при вході до Солом'янського ландшафтного парку

Комплексне еколого-природоохоронне, географо-топографічне та ландшафтне дослідження природних оселищ Солом'янського ландшафтного парку є нагальною науковою проблемою комплексного екологічного моніторингу м. Києва для потреб еколого-географічного вивчення території та залучення її природних та антропогенних кластерів до еколого збалансованої туристсько-рекреаційної діяльності в ареалах зелених зон столиці.

Актуальність дослідження. Природні оселища та рекреаційне навантаження пов'язані територіально. Основою планово-картографічних матеріалів є ландшафтні карти, екологічні плани та природоохоронні атласи. У відповідності до сучасного стану урбекологічної системи Києва, дослідження відповідного напрямку прикладного природознавства повинні розглядатися з точки зору розвитку рекреаційної мережі, які виникатимуть в процесі ревіталізації колишніх промислових зон: Почайна, Сирець, Нижня та Верхня Телички, Корчувате, Стара та Нова Дарниця, Лук'янівка тощо. В першу чергу, це методологічний аспект сучасного екологічного моніторингу природних оселищ великого міста. Розвиток рекреаційних систем м. Києва пов'язаний, не зважаючи на військовий стан, із підвищенням нематеріальних потреб міської територіальної громади. Масштаб такого міста, як Київ, що географічно має протяжність 50 на 50 км., зумовлює тренди розширення інфраструктурних систем транспорту, шляхів сполучення, енергетики, туристсько-рекреаційного господарства індустрії економіки вражень.

Відповідне антропогенне навантаження на природні оселища міста не може не викликати перманентного техногенного впливу на довкілля, яке, як наслідок, знижує репродуктивність ресурсних екологічних функцій природних оселищ м. Києва.

Також фактором підвищеної актуалізації представленої проблематики стає практичне значення та важливість укладення екологічних карт природних оселищних кластерів м. Києва при розв'язанні комплексних екологічних проблем.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Програма дослідження антропогенно-рекреаційного навантаження на природні оселища м. Києва викликане не регульованою господарською діяльністю в ареалах природно-заповідних оселищ, підґрунтям чого стала відсутність імplementованих нормативних природоохоронних Директив Європейського Союзу, зобов'язання по їх впровадженню, взяла на себе наша держава. До них також необхідно додати не виконання Бернської конвенції про збереження європейської дикої природи та природних оселищ (1979 р.), про Смарагдову мережу (2009 р.), екомережу у збереженні біорізноманіття Європи NATURA-2000. Зазначені документи регулюють баланс між компонентами урбосистеми та заповідними природними оселищами, в тому числі тран-

сформованими у відповідних зонах стаціонарної та регульованої міської рекреації на територіях, наприклад, РЛП «Дніпровські острови», заказниках плавнів озер Позняківсько-Осокорківської заплави та малих річок басейну Либіді, Сирець, Почайна, Дарниця, Нивка, Віта, ландшафтних урочищах національно-культурного значення, яких на території м. Києва значна кількість.

Керуючись концептуальними положеннями Оселищної Директиви (1992 р.), виникає потреба перманентного моніторингу рівнів рекреаційного навантаження, зокрема, постійне визначення та розрахунок показників впливу, а це: збалансований, конформний об'єктивний експедиційний облік всіх природних оселищних компонентів природно-територіальної системи м. Києва під впливом розвитку територіальної громади, результатом якого є картографічні моделі екологічного, економічного та соціально-екологічного генезу просторової трансформації природних оселищних урбосистем. Це обумовлює також необхідність реалізації міських екологічних природоохоронних програм багатоспектного картографування природних оселищ м. Києва при просторовому аналізі територіальних компонентів стану довкілля столиці, виявлення за ними сучасних трендів та факторів, що визначають параметри дигресії природних оселищ при інтенсифікації туристсько-рекреаційної діяльності під час військового стану.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. В Україні наукова проблема екологічного картографування рекреаційних природних оселищ та рівнів рекреаційного навантаження на них є новою, що потребує розробки методичних та методологічних підходів, а також чіткого визначення об'єкту, предмету та процедур укладання спеціальних екологічних карт у середовищі ГІС. Це пов'язано із тим, що сама дефініція «природне рекреаційне оселище» в нашій країні лише починає використовуватися у спеціальних глосаріях та лексиконах природничих наук про Землю. На підтвердження цього свідчать незначна кількість фахових публікацій на відповідну тематику [2–6], а також лише декілька картографічних матеріалів містобудівного, землевпорядного та природо-користувальницького змісту. Наприклад, склад рослинних угруповань середніх та нижніх ярусів визначалися на основі карти рослинних природних оселищ великого міста за методикою проф. К.Ю. Голгофської [8] в масштабі 1 : 50 000. Як наслідок, визначені різні стації флори та фауни, ранжовані за рівнем їх просторові показники як зимові, так і демісезонні ареали місцеперебування з урахуванням їх топографічних якостей (мігруючі оселища) [7].

Природні оселища, як об'єкт екологічного картографування, є складовою частиною природно-антропогенного ландшафту м. Києва, яким за визначенням проф. Адаптенка В.П., притаманні властивості

геогенетичної подібності, а саме: геолого-геоморфологічний підмурок, топографія денної поверхні, синоптико-гідрометеорологічні та мікрокліматичні комплекси, які сформували набір геодинамічно сполучених та географічно повторювальних систем урочищ «біотопів – фацій – природних оселищ». Відповідні властивості міського природного оселища в якості об'єкта прикладного геоінформаційного еколого-географічного картографування дозволятиме продемонструвати на карті міських природних оселищ м. Києва всі складності й багатоаспектність інтеграції одиниць флори та фауни із урбанізованим агломерованим міським довкіллям. Тому в якості тематичної базової підкладки для відповідних екологічних карт дослідника пропонується топографо-ландшафтна інформація [5].

Основна парадигма моніторингу рівнів рекреаційного навантаження на природні оселища міста Києва та особливості їх картографування, закладена одним із його основоположників цього напрямку екологічної науки – проф. А.М. Чельцовою-Бебутовою [11], в основу якої покладено проведення еколого-ландшафтної контуризації (делімітації та демаркації) природних оселищ міста, як частини природно-територіального комплексу.

При картографічному моніторингу оселищ м. Києва було застосовано методика вчених НАН України: д-р геогр. наук, проф. Корнилова О.Г., канд. геогр. наук, ас. Лопіної Є.М., канд. геогр. наук, ас. доц. Гененка І.О., та ас. Стаценко Є.О. [2].

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Картографування міських природних рекреаційних оселищ – новий напрямок екологічної картографії стану довкілля, який не обґрунтований методологічно. Важливим етапом розроблення методики досліджень виступають прийоми та засоби генералізації збору відповідної екологічної інформації про стан середовища місць ареалів живих істот, в тому числі соціуму – суспільного простору територіальної громади, яка залучається в систему туристсько-рекреаційного обслуговування) та взаємну інтеграцію поміж ними. Таким чином, мета дослідження полягає у такіз ітераціях:

– необхідності розглянути основні європейські наукові програми, на виконання директив та конвенцій, присвячених питанням класифікації рівнів рекреаційного навантаження на природні оселища шляхом геоінформаційного екологічного картографування, метою якого є діагностування, інвентаризація антропогенно-порушених природних оселищ на прикладі Солом'янського ландшафтного парку м. Києва;

– затребуваності розроблення методики діагностичного екологічного картографування рівнів рекреаційного навантаження на міські природні оселища на основі геотопологічної схеми територіальних одиниць флори та фауни мегаполісу. При цьому

треба враховувати фізико-географічне та топографічне розташування природних оселищ та їх урбо-екологічну та просторову локалізацію;

– доцільності проведення експедиційного дослідження природних оселищ Солом'янського ландшафтного парку м. Києва. За їх результатами та аналізу допоміжних (уточнюючих) даних – матеріалів відкритої аерокосмічної зйомки та дистанційного зондування на експериментальну територію (геопортали Google Earth, Google Maps), необхідно розробити картогеоінформаційну модель, яка демонструватиме ареали рівнів рекреаційного навантаження на екосистемі міста із побудовою картограм та еколого-геоботанічних та геоморфологічних профілів, які відповідатимуть епорам антропогенного впливу на довкілля.

Результатом досліджень є укладання оселищно-ландшафтної карти ізоліній рекреаційного навантаження на природні оселища Солом'янського ландшафтного парку м. Києва, яка відобразить особливості просторового розподілу деградованих природних оселищ різної категорії та трансформації ареалів природних комплексів Батисвої гори та долини р. Мокра басейну р. Либідь.

Новизна. Картографування рівнів рекреаційного навантаження на міські природні оселища відрізняється від інших напрямків екологічного картографування новою методикою представлення геоекопросторової інформації та новітніх технологій візуалізації тематичного змісту в геоінформаційних моделях. З інших підходів вирішена наукова проблема конструювання основи екологічної карти міських природних оселищ трансформованих під впливом поточної туристсько-рекреаційної діяльності. Отримані результати пов'язані із новітніми підходами до розробки картографічних методів оцінки та розрахунку рекреаційного навантаження на територіях, геоторіях, акваторіях, підземних та повітряних просторах м. Києва.

Новими центральними елементами тематичного змісту екологічної карти рівнів рекреаційного навантаження на міські природні оселища, які зараз застосовуються в парадигмі екологічної географії, приймають ландшафто-територіальні комплекси різної масштабної ієрархії, а також біоми (фації). Новими складовими елементами картографічної геоекологізації постають окремі еколого-природоохоронні системи міста, а саме: басейн р. Дніпро із усіма каскадами ставків та озер, наземних та підземних річищ та струмків, парків, пам'яток природи, ландшафтних заказників та навіть скверів. Уточнений новий масштаб відображення кожного з проблемного сегменту картографічної моделі. Він може змінюватися у відповідності до трансформованості/деградованості відповідних природно-територіальних систем. Наприклад, від картосхеми рекреаційного навантаження (епюрне представлення) до картограм зменшення площі репродуктивності

паркового/лісопаркового екотону. Інновінгом у змістовному навантаженні на картографічну модель стає запровадження технології регулюючого зумовленням тематичних шарів карти у ГІС, а саме: загальна еколого-географічна ситуація, природно-заповідні зони, оптимізовані кластери регульованої рекреації у міських та приміських зонах, природоохоронні заходи попередження трендів деградації екосистеми міста. Це надзвичайно нагальне впровадження в контексті планового представлення урбосфери із вивченням оптимізаційного навантаження на природні оселища системі моніторингового ланцюга «місце біологічного існування – фація – біокластер – природне оселище – довкілля» [3, 4].

Новим трендом у технології передкартографічних камеральних робіт укладання картогеоінформаційної моделі рекреаційно-деградованих природних оселищ м. Києва є залучення координатної інформації про стан еколого-топографічної вивченості території мегаполісу засобами Smart-картографії. Запропоновано використовувати нову реляційну мережу спостережень – полігонометричний хід із набором стаціонарних моніторингових пунктів – еколандмарків індикативних обсервацій. У відповідному полігонометричному ході виконується автоматизована оцінка антропогенного та рекреаційного впливу на екосистеми взаємо інтегрованих еколого-топографічних ландшафтних одиниць (природних оселищ) та ареалів міського навколишнього середовища. Необхідно зазначити геодезичні параметри нової моніторингової мережі обсервацій. Відстань між еколандмарками не повинна перевищувати показники планового співвідношення у наступних значеннях:

- для річкових природних оселищ та незабудованих територій – 1 км;
- антропогенних промислових ландшафтів – 2 км;
- лісопаркового зеленого поясу міста – 100 м;
- природно-заповідних територій – 50 м.

Зазначені нові дестинації визначені із урахуванням геоекологічних, топографічних та фізико-географічних особливостей території Київської агломерації, які раніше комплексно не вивчалися при організації туристсько-рекреаційної діяльності. Перша складова особливості обсерваційної мережі полягає у моніторингу складних елементів ландшафтно-топографічних міської мережі – каскадних екосистем. Для їх дослідження впроваджено в першу чергу геоцентричний та біоцентричний підходи до територіального вишукування окремих складових біоти. Друга та третя функціональна компонента дозволила обсервувати природні оселища міста з наступних методологічних прийомів, які ґрунтуються на детальному абрисовому картографуванні більш складних рівневих компонентів: фацій, субфацій, топотопів, технотопів, урботопів, літотопів з об'єднанням у макроскладові природні оселищні групи: гідрофіти, гелофіти, геокріптофіти

та екотопи. В результаті отримана абсолютно нова за змістом та якістю візуалізації картографічна модель. Вперше вона включатиме повний огляд сукупного еколого-географічного комплексу із візуалізацією геобіологічних складових біотичних, абіотичних та еколого-екотехнічних компонентів природних оселищ міського довкілля. Це насамперед: річкові (озерні), наземні (топотомічні) та напівприродні оселища у геосистемах, біогеоценозах та ландшафтно-територіальних системах штучного походження.

Методологічне або загальнонаукове значення. Важливий результат полягає у запровадженні методики спеціалізованого природоохоронного моніторингу природних оселищ та екологічного картографування рекреаційного навантаження на міські природні оселища, а також апробація методологічних положень геоінформаційного представлення рівнів рекреаційно-антропогенного навантаження та аудит відповідної факторної ситуації в її геоєкодинаміці, геоєкостатиці та геоєкокінематиці. До вирішених наукових задач напрямку також відносяться розроблена авторами методика моніторингових вивчень супутніх загально-екологічних процесів та явищ довкілля великих агломерацій.

Подається визначення нової наукової дефініції природничих наук – «Рекреаційне природне оселище». Під ним розуміється обмежена локація природно-територіального еколого-економічного комплексу міста, на якій сукупність природних, антропогенно-промислових умов та характер її туристсько-рекреаційного, еколого-освітнього та ретритного використання в управлінні відповідними складовими екологічної мережі зумовлено превалюванням певних релаксаційних характеристик туристичних дестинацій та атракцій в ареалах флори та фауни певної природоохоронної території або зеленої зони міста.

Вирішена методологічна потреба розв'язання проблеми екологічного моніторингу природних рекреаційних оселищ. Її фабула корелює із теоретико-методологічними положеннями екологічного києвознавства, одним із провідних напрямків якого є комплексне природне оселищно-екологічне картографування екологічної мережі м. Києва, як складного еколого-краєзнавчого напрямку, який розкриває геоєкопросторовий базис вирішення проблем якості довкілля столиці на різних територіальних (масштабних) рівнях.

Викладення основного матеріалу. Місцезростання флори та місцеперебування фауни (природні оселища) у м. Києві потребують детального та масштабного вивчення, особливо під час моніторингу нанесеної шкоди навколишньому природному середовищу під час масованих ракетних обстрілів.

При реалізації екологічного моніторингу природних оселищ територій залучалися дистанційні методи. Їх впровадження мінімізувало фактор неактуальності геопросторової інформації та забез-

печило просторову синхронність у повторюваних індикативних спостережень у Солом'янському ландшафтному парку. За даними геопорталів відкритої космічної зйомки було камерально досліджено абіотичне середовище та її біоценотичні компоненти [6].

Матеріали фотографування природних оселищ Солом'янського ландшафтного парку ґрунтуються на технології фототеодолітної геодезичної зйомки (геокодування та геотегінг). Пряме виявлення об'єкта дослідження на знімку ідеально уможливорює одночасно визначати всі геопросторові параметри природних оселищ без додаткових польових рекогносцирувальних робіт, навіть якщо об'єкт вивчення невеликі наземні ареали флори та фауни. Наземний фототеодолітний знімок з просторовою роздільною здатністю менше метра окремого тваринного або рослинного ареалу (природного оселища) розглядається як системна модель обробленої екологічної інформації (рис. 2).

Визначені чинники, від яких найбільшою мірою залежить диференціація рекреаційного навантаження на природні оселища. Вони покладені в програму екологічного моніторингу видів трансформованих природних оселищ, які поділяються на ландшафтні, зоогенні (взаємодія з іншими видами) та антропогенні. Для моніторингу великих ареалів міської флори та фауни, одержувана за допомогою геотегінгу геопросторова інформація, може використовуватись для вивчення найважливіших ландшафтних факторів – ландшафтно-рослинності та топографії рельєфу. На космічних знімках м. Києва високої роздільної здатності масштабу 1 : 25 000 чітко ідентифікуються дрібні антропогенні об'єкти за якими проведена геоінформаційна оцінка впливу людини на довкілля природних оселищ.

Будь-яке міське природне оселище м. Києва характеризується певною сезонною динамікою використання її території. Це є вихідним параме-

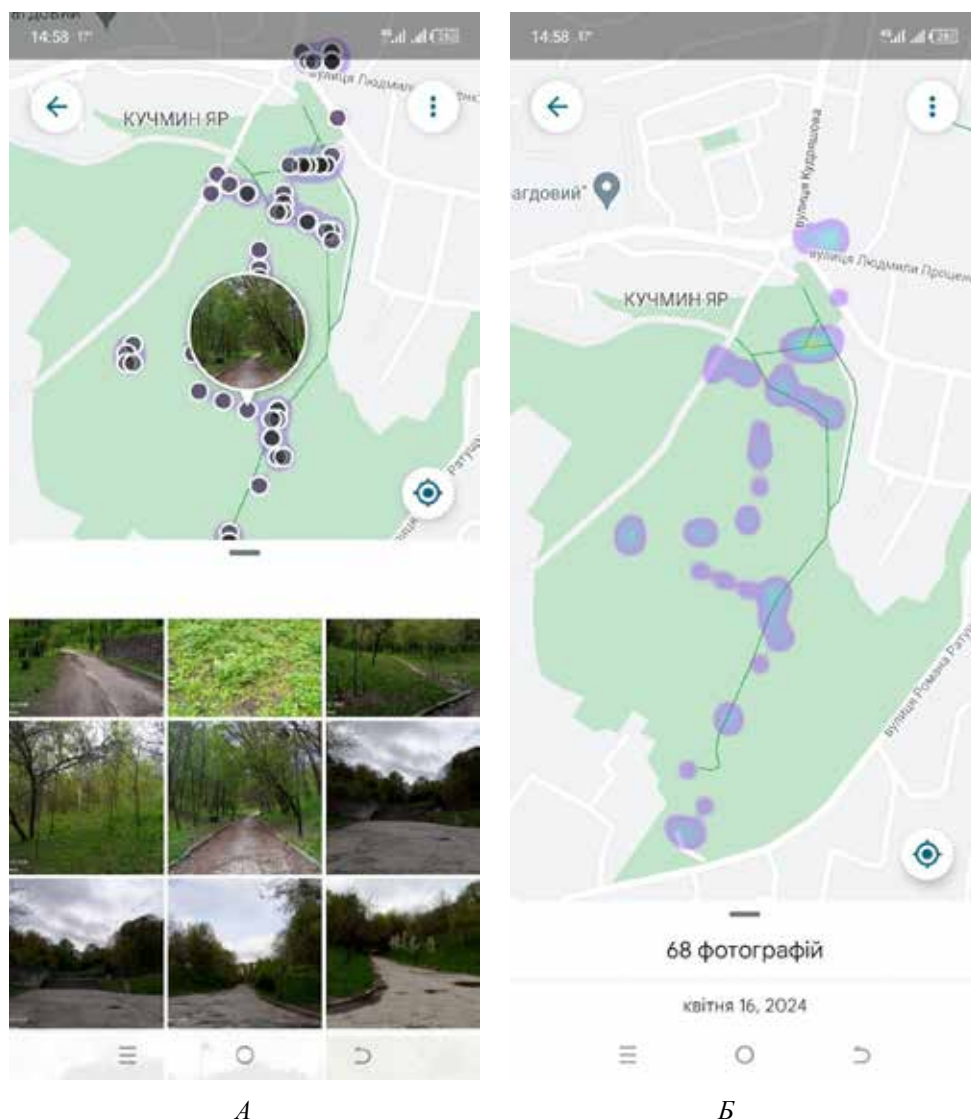


Рис. 2. Технологія геотегінгу (А) та картографічної візуалізації ареалів природних оселищ Солом'янського ландшафтного парку у Smart (Б)

тром при складанні карти рекреаційного навантаження на природні оселища. В результаті реалізації та успішного дослідження укладено пілотну ГІС-карту природних оселищ популярної рекреаційної зони м. Києва – Солом'яського ландшафтного парку. Відповідна зелена зона обрана авторами, як експериментальний полігон, де реалізовані польові роботи, мета яких полягала у визначенні екологічних параметрів, які необхідно показати на статистичній карті, а також особливі ландшафтні характеристики досліджуваних оселищ у вигляді ізоліній.

Під час моніторингу параметрів рекреаційного навантаження використовувалися фотографічні геотегінові знімки, колаж геозображень представлений на рис. 3. Спочатку ландшафтні ареали природних оселищ на електронній карті виділяються шляхом системної класифікації знімків у програмі Google Image (рис. 2, А). Картографічний сервіс автоматизовано обирає еталонні ділянки парку та проводиться їх еколого-географічний, природоохоронний, топографічний, туристсько-красознавчий та рекреаційний опис. Для виконання поставленого завдання – великомасштабного картографування природних оселищ, проводилися польові експедиційні рекогносцирувальні роботи протягом квітня-травня 2024 р. Визначення висотної диференціації рослинності реалізовано побудовою різноазимутального висотного профілювання у програмі GIS Golden Software Surfer.

Еколого-природоохоронний опис природних оселищ проводився пікетажно відповідно до напрямку рекогносцирувального маршруту (з долини р. Мокра до західних експозицій Ботієвої гори). Враховувалися також необхідні метеорологічні показники, такі як рівень опадів, вологість повітря, товщина снігового покриву. Для цього використовувався мобільний Android-застосунок «Метеостанція» Межі зміни рослинності відзначалися GPS-приймачами та Smart-застосунками Geodezist та GPSStatusPro. На основі отриманих даних за допомогою функції GoogleImage «класифікація» виокремлені ареали природних оселищ із рослинних угруповань, характерні виключно цій досліджуваній території (рис. 2, Б).

Серед малочисельних галявин Солом'яського ландшафтного парку вичленувані площі, що мають південну або близьку до неї експозицію та ті природні оселища, які розташовані на схилах, доступних для тварин. На карті це візуалізовано ізолініями крутості денної поверхні. У програмі Surfer укладена карта-модель експозицій та кутів нахилу у відповідності до алгоритму побудови цифровою моделлю рельєфу. На її основі були досліджені схили з азимутом експозиції від 145° до 250° та крутістю менше 35°. Аналіз полігонів Делоне включав дослідження надто крутих ділянок (рис. 3, Є), а в долині р. Мокра обрані були ті, які знаходяться на схилах південних експозицій та мають рекреаційне та туристичне значення.

Відповідний метод рекреаційної оцінки визначення інтенсивності антропогенного впливу апро-

бований також для мігруючих природних оселищ (визначається сезонними параметрами локалізації, наприклад, рибні природні гідрооселища). Вивчені азимуті маршрутизації міграційної активності флори та фауни у відповідних природних оселищах протягом сезонів року.

В процесі реалізації польових експедиційних рекогносцирувальних робіт у середовищі мобільного застосунку (рис. 2, Б) закладено 48 віртуальних (нанесених у ГІС) обсерваційних пунктів за кількістю геотегованих фототеодолітних світлин. Пункти обсерваційних спостережень визначалися за геодезичними GPS-координатами на однорідних за рельєфом та рослинністю ділянках. Від кожного ландшафтного паралельно галсами (на рівній відстані від одного), прокладалися сім маршрутних пікетажних стежок. По кожній з них визначалося число перетинів зі слідами груп туристів та рекреантів. Далі за алгоритмом визначається:

- число пересічених шляхів на обліковому профілі,
- показник чисельності рекреантів,
- параметри довжини добового ходу рекреантів,
- значення маршрутної активності відвідувачів,
- розраховується середнє значення активності для всієї облікової ділянки маршрутів, які показані на світлині (рис. 3, В).

Отримані значення показника відвідуваності конкретної ділянки наносилося на карту. У легенді екологічної карти природних рекреаційних оселищ масштабу 1 : 50 000, виділяються типи деградованих природних оселищ лініями рівних дигресивних показників, які інтерпретуються назвами найближчими до експериментальної ділянки топонімічних одиниць (рис. 4).

Незважаючи на значний досвід ГІС-картографування на сьогоднішній день відсутні єдині принципи складання геоекологічних карт природних рекреаційних оселищ та будь-які уніфіковані методики їхнього складання, розробки геоекологічних легенд біотопів (місцеіснування) в межах такого великого міста, як Київ.

Сучасні методики [1-10] базуються на різних підходах до виділення основних елементів екологічних карт природних оселищ міських акваторій: гідрологічного районування, геохімічних полів, типів ландшафтів, геологічних, інженерно-геологічних, геоморфологічних, геоботанічних, природно-територіальних та інших комплексів. Тому реалізація поставленої наукової задачі була насамперед у розробці універсальної еколого-географічної методології геоінформаційного картографування природних оселищ Києва, враховуючи вже наявний досвід робіт та досліджень у цій галузі з використанням Smart-технологій [9].

Організація та реалізація спеціалізованого екологічного моніторингу в системі геосистемного екологічного картографування неминуче починається



А



Б



В



Г



Д



Є

Рис. 3. Фототеодолітні геотегінгові геоекособразження природних оселищ Солом'янського ландшафтного парку: А – витік р. Мокра, Б – природне джерело, В – лісове урочище, Г – панорама ур. Кучмин Яр, Д – оселище вільхи, Є – південні висотні експозиції

з методів акумуляції організованих просторових баз даних. Зазначимо структуру акумуляції та зберігання геопросторових даних у поточному етапі моніторингових досліджень природних оселищ м. Києва.

Збереження геоданих та матеріалів організується як за територіальною, так і за тематичною ознакою (із можливістю побудова запитів як на ім'я об'єкта (природного оселища), так і на конкретні екологічні



Рис. 4. Типова легенда екологічної карти природних рекреаційних оселищ

параметри природного рекреаційного оселища). Картографічна інформація зберігається у вигляді тематичних шарів багат шарової бази даних, що дозволяє виконувати з цими шарами різні логічні операції. Таким чином, база даних є основою екологічного моніторингу природних оселищ (рис. 5).

Дослідження природних рекреаційних оселищ Солом'янського ландшафтного парку (в якості пілотного проекту) забезпечує робочу картографічну систему вихідними параметрами та необхідними просторовими характеристиками. Тематична база даних поділяється за картосемантикою, картосеміотикою, картопрагматикою та за масштабністю. Картографічна інформація служить основною базою для складання похідних екологічних карт природних оселищ та включає як карти-основи (на які оверлено додаються нові тематичні шари), так і екологічні карти на певні часові зрізи різних дат спостереження

(в основному це тематичні природоохоронні карти двох версій Екологічного Атласу м. Києва 2003 та 2018 рр.). Карта-основа та її базовий набір просторових даних включає власне географічну основу та схематичну тематичну опорну базу локацій природних оселищ. Крім класифікації за видом інформації весь картографічний матеріал класифікується за трьома основними масштабними рівнями:

- муніципальному (агломераційному);
- адміністративному (за десятьма районами міста);
- локальному – експериментальному (об'єктовому – Солом'янський ландшафтний парк).

У процесі картографічного моделювання при зображенні одного природного оселища на різних рівнях дослідження важливого значення набуває принципи екологічної генералізації. Якщо при незначній зміні масштабів генералізація здійсню-



Рис. 5. Моніторинг антропогенного навантаження на рекреаційні ресурси м. Києва

ється у ГІС автоматично, то з переходом на тематичний рівень картографічної генералізації при візуалізації природних оселищ, постає нова задача, в основу якої покладається те, що відбувається перехід до принципово нового екогеозображення, наприклад, від демонстрації естуарії р. Мокра до окремих притоків цієї річки загалом. Кожен новий рівень дослідження несе нову інформацію про природний оселищний об'єкт. Локальна база даних розроблена для Солом'янського ландшафтного парку, основне завдання цього рівня – це відображення на екологічній карті загальних закономірностей поточного стану та динаміки природних оселищ під впливом туристичних дестинацій та рекреаційних атракцій.

Розглянемо антропогенні фактори рекреаційного навантаження на природні оселища (рис. 5). Схема показує послідовність вивчення еколого-географічних аспектів рекреаційного природокористування міських природних оселищ в цілому, напрямки оцінки рекреаційно-естетичних властивостей ландшафту та туристсько-рекреаційних ресурсів в системі раціонального оселищного природокористування. Все це є важливим напрямком екологічного моніторингу та досліджень антропогенного впливу на природні оселища, де визначається кореляція антропогенно-рекреаційного впливу туристів-рекреантів у природних оселищах та укладаються екологічні карти природних оселищ у базовому масштабі 1 : 50 000. Методика їх укладання дає можливість визначити проблемні питання сучасного рекреаційного природокористування та екологічного картографування природних оселищ. Визначаються еколого-природоохоронні параметрів ландшафтів відповідного природного середовища та природно-територіальний комплекс.

Дослідження рекреаційного навантаження на міські природні оселища реалізується в окремо визначених конкретних масштабах для спеціально досліджуваного туристсько-рекреаційного кластеру міста (Солом'янський ландшафтний парк). При цьому на екологічній карті демонструється загальна просторова візуалізація природного оселища загалом, а також його частини (стації). Рекреаційний ландшафт м. Києва здатний поєднувати в собі різні стації, тому оцінці підлягає як окремо взятий ландшафт урочищ у експериментальному Солом'янському ландшафтному парку, так й загальноміське природне середовище. При цьому досліджувалися частини природного оселищного простору міста та середовищ місцезнаходження (природні оселища, стації, ареали, біотопи), які входять територіально до м. Києва разом із найближчими містами-супутниками: Вишгородом, Бучею, Гостомелем, Ірпенем, Вишневим, Борисполем, Броварами.

В результаті дослідження встановлені окремі спеціальні значення рівнів рекреаційного навантаження, які в тій чи іншій мірі різняться у територіально та ландшафтно-топографічно. Визначена послідовність

процесу моніторингового відбору елементів природних оселищ – стацій. Він сприймається у географічній реальності, як еколого-географічна одиниця природних оселищ [2]. Розраховані кількісні показники (коефіцієнти) рекреаційних параметрів природного середовища. Це є величини антропогенного впливу (навантаження), що визначає характер перцепційної рекреаційної привабливості ландшафту з точки туризму та рекреації.

При реалізації досліджень виникла необхідність застосування особливих методологічних підходів та розроблення спеціальної методики вивчення еколого-географічних аспектів природного оселищного рекреаційного природокористування та методів картографічної оцінки природно-техногенного впливу на природні оселища. Методичні підходи містять процедуру розрахунку найбільш інформативних та репрезентативних параметрів рекреаційного навантаження та просторові значення трансформації природних оселищ та їх стаційних ареалів на території таких великих міст, як Київ, а саме [10]:

- оцінка періодичності рекреаційного навантаження на природні оселища за трьома виділеними просторово-часовими формами. Крім того, здійснюється оцінка частоти дигресування природних оселищ у вищевказаних просторових ареалах м. Києва;
- оцінка рекреаційної впливу в залежності від типу ландшафту в межах просторового ареалу природного оселища;
- оцінка рекреаційного навантаження на природні оселища у м. Києві;
- оцінка природного оселища у межах ареалу перспективної зони туристсько-рекреаційної діяльності;
- оцінка рекреаційного навантаження на заповідні природні оселища.

Послідовність розрахунку оцінки представлений у праці [5]. Важливою складовою математичного апарату є наступна формула:

$$r = (Ni * Ti * n) / Si \quad (1)$$

r – рекреаційне навантаження на природне оселище, людино-виходів на рік/га (км²);

Ni – чисельність i -тої групи рекреантів, людей (не враховується категорія населення, яка не використовує оселище у цілях рекреації);

Ti – число виходів i -тої групи рекреантів на рік (кількість можливого рекреаційного використання);

Si – площа ареалу реального рекреаційного використання, га (км²);

n – кількість груп рекреантів.

Вихідні дані для розрахунку – результати польового вивчення просторових характеристик природних оселищ Солом'янського ландшафтного парку, включених в програми туристсько-рекреаційного природокористування.

Зведені дані про рекреаційне навантаження на природні оселища представлені в таблиці розра-

хованих коефіцієнтів. Таблиця представляє собою одновимірний статистичний аналіз показників та статистичні відповідності між різними показниками природних оселищ та рекреаційного впливу. Отримані на всіх етапах дослідження результати дозволили диференціювати еколого-географічні особливості природного оселищного природокористування та просторові параметри середовища природних рекреаційних оселищ. Виявлені основні характеристики рекреаційного навантаження у конкретному урочищі Кучмин яр, де здійснений пошук статистичних відповідностей між розмірами, типами природних оселищ, фізико-географічними особливостями природного середовища, що вміщує їх географічно та за параметрами біогенних показників [11].

Деякі відмінності в рекреаційній оцінці впливу були відзначені при встановленні залежності коефіцієнту рекреаційного навантаження на природні оселища та ландшафти Солом'янському району. Показники залежали від відсотка та щільності природних оселищ в адміністративному районі. Розраховане значення: $r = 0,5$ (низький показник). Простежується певний (помірний) зв'язок між коефіцієнтом рекреаційного навантаження на природне оселище та тривалістю туристсько-рекреаційного сезону, що залежить від швидкоплинних кліматичних змін у м. Києві. Значення такого показника дорівнює: $r = 0,6$ (низький показник). Кореляція між показниками площі природного оселища та рівня дигресії природного оселища практично відсутні. Розраховане значення має від'ємні показники: $r = [-0,3...0,2]$. У Солом'янському ландшафтному парку виявлено слабку залежність між площею природного оселища та коефіцієнтом рекреаційного навантаження: $r = 0,3$.

Означені певні залежності між позначеними індивідуальними характеристиками рекреаційного навантаження, антропогенними оцінками впливу та трансформованістю ландшафтів. Визначена залежність коефіцієнту рівня рекреаційного навантаження від періодичності хвиль рекреаційного відвідування природних оселищ (туристсько-рекреаційні послуги) дестинації у парку. Відповідне значення не перевищує: $r = 0,4$. Виявлена залежність рекреаційного навантаження на природні оселища від кількості туристичного відвідування м. Києва, які віддають перевагу відпочинку у зелених зонах міста Києва. Це значення має показник: $r = 0,5965$. Кількість рекреантів, які віддають перевагу відпочинку у природній місцевості м. Києва залежить від різних факторів територіальної віддаленості природного рекреаційного оселища. Середнє значення коефіцієнту дорівнює значенням у діапазонах: $r = 0,4 ... 0,5$. При розрахунку використовувалися кореляційна класифікація в залежності від показника « r » [2].

Для різних типів ландшафтів столиці виявлена досить помірна залежність рівня рекреаційного навантаження на природні оселища від кількості

рекреантів. Щільність населення та площа житлового масиву впливає на рівень рекреаційного навантаження, що є наслідком перцепційної привабливості – позитивного сприйняття ландшафту (природного оселища). Виходячи із цього твердження, проведена картографічна типізація природних оселищ Солом'янського ландшафтного парку за рівнем рекреаційного відвідування способом ізоліній. Виявлено залежність щільності населення Залізничного масиву Солом'янського району м. Києва, рівня пейзажної задоволеності (привабливості природного оселища) та навантаження на природні оселища парку. Прослідкована позитивна динаміка рекреаційного навантаження при аналізі антропогенного впливу на конкретні природні оселищні рекреаційно-туристичні екооб'єкти парку, які локалізовані у поймі р. Мокра та на локації збору питної води біля природного джерела (права притока р. Мокра). Їх сумарні показники при розрахунку рівня рекреаційного навантаження від ступеня ландшафтної рекреаційної задоволеності визначає коефіцієнт позитивної репрезентації природного оселища. У таблиці 1 представлені результати розрахунку рекреаційного навантаження на природні оселища Солом'янського ландшафтного парку за формулою (1). Показники рекреаційного навантаження в нормі та діапазоні допустимих значень.

Статистичний аналіз результатів дослідження показав, що розподіл рекреаційно деградованих природних оселищ на експериментальній території Солом'янського ландшафтного парку має чотири категорії дигресії. В деяких фаціях воно є умовним і для них застосовується інші складові щодо їх класифікації. На умовність цієї класифікації вказує виявлене під час обробки польових досліджень значне відхилення від допустимих значень рекреаційного навантаження, а саме – середні значення показників відвідувачів у кожному типі оселищ. Але ці показники не є критичними.

Результати картографічного аналізу туристсько-рекреаційного комплексу Солом'янського ландшафтного парку виявив окремі елементи ландшафту, які не відрізняються від раніше відомих оцінок та підтверджують припущення про те, що найбільш туристсько-рекреаційно привабливими і водночас найбільш перцепційними з еколого-ландшафтної (естетичної, живописної) точки зору є рослинність (природне оселище лісового масиву Солом'янського ландшафтного парку (рис. 2, В), сад Державного університету інформаційно-телекомунікаційних технологій, окремі ексклюзивні рослини, які висаджені уздовж вул. Солом'янська та вул. Романа Ратушного, водні об'єкти (річка Мокра, сухий ставок (озеро-водограй)). Аналіз результатів рекреаційної репрезентації елементів даного природного середовища показав, що 27 природних оселищ Солом'янського ландшафтного парку мають еколого-освітню екскурсійну цінність та в 23 природних оселищах парку

Таблиця 1

**Коефіцієнти рівня рекреаційного навантаження на оселища (частки одиниці – стації)
у різних типах навколишніх природних та антропогенних ландшафтах
Солом'янського ландшафтного лісопарку в залежності від типів перцепційності**

Тип міського ландшафту	Розраховані коефіцієнти рекреаційного навантаження (у частках одиниці)									
	Заплавні галювини / луки	Лісові масиви	Парки	Сади	Присадібні дільки пермакультури	Пам'ятки природи	Гідрографічна мережа	Штучні ставки та водойми	Яри та історичні урочища	Коефіцієнт репре- сентативності природ- них об'єктів
Забудована територія: Залізничний масив, Солом'янка, Січнівка та інші топоніми.	0,07± 0,02	0,04± 0,04	0,05± 0,02	0,01± 0,02	0,12± 0,10	0,06± 0,04	0,04± 0,03	0,01± 0,01	0,02± 0,02	0,37± 0,09
Паркова зона Солом'янського ланд- шафтного парку та зелене ядро Батиевої гори.	0,04± 0,02	0,05± 0,04	0,02± 0,04	0,09± 0,08	0,05± 0,02	0,08± 0,06	0,01± 0,01	0,01± 0,02	0,01± 0,01	0,36± 0,15
Території приватної забудови Кучминого яру, Нижня Солом'янка (гірло р. Мокра).	0,13± 0,09	0,08± 0,09	0,01± 0,02	0,12± 0,10	0,06± 0,04	0,09± 0,06	0,04± 0,04	0,02± 0,03	0,03± 0,04	0,58± 0,15
Пагорби: гора Солом'янська, гора Батиева.	0,10± 0,08	0,07± 0,08	0,01± 0,02	0,11± 0,10	0,06± 0,04	0,09± 0,05	0,03± 0,04	0,02± 0,03	0,02± 0,04	0,51± 0,18
Середні значення:	0,8	0,06	0,02	0,08	0,07	0,08	0,09	0,09	0,06	1,43

є ареалами ендеміків: буки, смереки, берези тощо. Друге місце у ранжирі рекреаційної дигресії займає річка-струмок Мокрий. Амплітуда коливань рівнів екологічної дигресії екосистеми у долині незначна. На цей регенеративний процес впливає лісовий масив, сама річка, ставок/озеро. Інші еколого-рекреаційні об'єкти істотно не впливають на інші природні оселища, що особливо характерно для паркової спортивної зони, розташованої у нижній частині парку, неподалік міської (урбанізованої) території, присутні навіть ландшафтна імітація поля/луки, що створюється Київзеленбудом.

Природні оселища Солом'янського ландшафтного парку знаходяться у карантинній зоні, про що свідчить інформаційний анішлаг (рис. 6).

Таким чином, можна відзначити відмінності дворівневого характеру трендів рекреаційного навантаження. Це внутрішньо-компонентні природні регресивні фактори. Наприклад, якщо рослинність природного оселища взагалом оцінюється рекреаційно високо, то є відмінності в оцінках лісових, паркових, садових компонентах (стаціях), а також одиночної рослинності, яка формує еколого-топографічні та ландшафтні відмінності, зумовлені геолого-геоморфологічними та мікрокліматичними умовами розташування. Відповідно, високим рівнем

антропогенного впливу характеризуються об'єкти житлової, транспортної забудови та інфраструктури. Кількісні еколого-географічні характеристики житлового масиву «Залізничний» вивчені із урахуванням еколого-природоохоронних та топографо-екологічних особливостей. Реалізоване дослідження визна-



Рис. 6. Попереджувальний анішлаг про оголошення карантину в природних оселищах Солом'янського ландшафтного парку

чило рівні потенційної рекреаційної діяльності на території Солом'янського ландшафтного парку, який має не високий рівень геопросторової диференціації рекреаційного навантаження та відповідні антропогенні фактори, що впливають на процеси формування екологічно стійких рекреаційних послуг на його території.

У таблиці 2 представлені характеристики основних параметрів природного оселищного природокористування та результати розрахунку рекреаційного навантаження на прикладі регресивних природних оселищ Солом'янського ландшафтного парку.

При розрахункових роботах застосовуються наступні параметри:

V – середня частота екскурсій та відвідування на тиждень, разів;

V_1 – загальна частота відвідування на тиждень, разів (на природне оселище);

r_1 – середній радіус ареалу природного оселища, км;

r – рекреаційне навантаження на ареал, людино-виходів на рік/га.

Достатньо великий масив геокоінформаційної бази отриманої протягом березня-квітня 2024 р. – експедиційного вивчення Солом'янського ландшафтного парку, навколишніх до нього оселищ та урочищ, забезпечив постановку та вирішення задачі обчислення закономірностей залежності частоти рекреаційного відвідування, кількості екологічних атракцій та дестинацій – естетико-споживчих параметрів ландшафту та коефіцієнта рекреаційного навантаження для потреб організації екологічно збалансованих рекреаційних послуг. Розрахована частота оптимальної кількості відвідування (y) та

рекреаційне навантаження на екосистеми парку. Обчислювальна функція залежить як відстані (туристичної дестинації), так й від параметрів, що відображають рекреаційні властивості експериментальної території. Це можна представити у вигляді формули:

$$y = f(r; m; n) = 44,25 \text{ осіб/км}^2, \quad (2)$$

де r – радіус рекреаційного природокористування, m – коефіцієнт перцепційності елементів природного середовища; n – коефіцієнт додаткової рекреаційної та туристської привабливості, а це наявність будь-якого природно-антропогенного об'єкту.

Обчислені дані дозволятимуть на далі автоматизувати процес побудови екологічних карт рекреаційного навантаження на експериментальні ПЗФ-території м. Києва та найбільші рекреаційні паркові зони київської агломерації із елементами також історико-культурної спадщини. Так, поряд із Солом'янським ландшафтним парком улаштована історико-рекреаційна зона (мініпарк) – сквер Героїв добровольчих батальйонів, що несуть службу в зоні АТО (Антитерористичної операції на Донбасі), створений за ініціативи місцевої громади (рис. 7).

В ході польових експедиційних досліджень були виявлені антропогенні об'єкти, які патогенно впливають на оселища Парку, а саме: з боку вул. Генерала Шаповала будується комплекс кав'ярні «Сохопарк» зі автозаправною станцією (рис. 8), а також присутня значна кількість малих архітектурних форм при вході у зелену зону при вході у парк з боку вул. Мокра.

Головні висновки. Як наслідок наукових вишукувань розроблена електронна карта рекреаційного навантаження на природні оселища м. Києва, яка укладена у ГІС Golden Software Surfer, перед-

Таблиця 2

Розрахунок рекреаційного навантаження на ареали природних оселищ Солом'янського ландшафтного лісопарку.

Найменування рекреаційного оселища	Чисельність рекреантів (N) залежно від частоти рекреаційних екскурсій			r_1	r_2	r_3	Рекреаційне навантаження на ареал, людино-виходів на рік/га*
	1–4 екскурсії на місяць $N_1=38,22$	3–4 екскурсії на місяць $N_2 = 28,15$ %	1-2 екскурсії на місяць $T = 19,92$ %				
Верхня Солом'янка	52	38	27	18,1	3,09	0,47	22
Ярилів	122	119	84	56,5	0,73	0,12	5
Кучмин Яр	451	332	235	147	27	4,1	188
Долина р. Мокра	106	58	55	37	6,35	0,96	44
Витік струмка Мокрий	100	108	82	56,5	9,69	1,47	68
Батисєва гора	12	9	6	4,19	0,73	0,1	4
Протасів Яр	455	335	237	159	27,3	4,13	19
Січнівка	8	6	4	2,79	0,49	0,07	3
Середні значення	161	125,6	91,25	11,29	15,33	22,22	44,125



Рис. 7. Пам'ятний знак на честь Героїв АТО



Рис. 8. Антропогенне навантаження на природні оселища Парку – будівельні роботи

бачає формулювання наступних висновків та рекомендацій:

1. Виявлені ареали природних оселищ із кращою еколого-топографічною доступністю для потреб збалансованої рекреаційної діяльності, насамперед, навколо житлового масиву «Залізничний» Солом'янського району м. Києва із щільною міською забудовою, яка включають екологічні зони туристсько-рекреаційного відвідування. Для них визначена умовна частота регульованих заходів еколого-освітніх екскурсій та картографічно для них окреслені зони цільового рекреаційного відвідування. Розрахований середній радіус ареалів – 60 метрів. На екологічній карті рекреаційного навантаження ізолініями для кожного ареалу природних оселищ парку (що представлено окремим ГІС-шаром) показані дестинації цільового рекреаційного відвідування для конкретного ландшафтного об'єкту.

2. Зроблена картографічна прив'язка виявлених цільових ареалів рекреаційних екскурсій у природних оселищах до планово-висотної карти ландшафтів міста, де показуються естетично-перцепційні значущі рекреаційні об'єкти, виходячи з оцінок ландшафтних переваг враховуючи їх локалізацію у мегаполісі або у трансформований природній зоні приватного сектору забудови: сквер, алея, площа, а у передмісті Києва – це: лісове урочище, водоймище, балка з лісосмугою тощо. Зважаючи на туристичні переваги сучасних рекреантів визначені найбільш рекреаційно-значущі об'єкти (природні оселища) Солом'янського ландшафтного парку: лісове урочище; ліс, річка та водограй (штучне оселище). Для кожного з них окремо розраховані коефіцієнти рекреаційного навантаження на одиницю їх площі – біом.

3. Проведено накладення тематичних картографічних шарів у ГІС, у результаті створений інтегральний тематичний шар ареалів «близьких природних оселищ». Отримані контури полігонів-зон

доступності (ареалів природних оселищ), що знаходяться в різних ландшафтних складових парку, для візуалізації яких був застосований метод послідовно накладених картографічних спеціальних шарів один на одне (оверлейний аналіз). Для їх візуалізації укладена типова легенда екологічної карти природних оселищ.

4. Укладена статистична екологічна карта ізоліній фонового рекреаційного навантаження на прикладі природних оселищ Солом'янського ландшафтного парку (рис. 9).

5. Розраховане загальне та допустимо-регульоване рекреаційне навантаження на туристично значущі екологічні об'єкти. Доведено, що рівні рекреаційного навантаження в долинах струмків є сталими у порівнянні із територіями ярівів та навколишніх пагорбів. Сумарний коефіцієнт рекреаційного навантаження на природні оселища та загальне рекреаційне навантаження на стації природних оселищ не перевищує допустиме значення у 44 рекреанта/км². Вони відповідає допустимим значенням рекреаційного навантаження на трансформовані природні оселища – природні рекреаційні комплекси.

Формування баз даних відповідної екологічної інформації про еколого-географічні аспекти оселищного природокористування та оцінка естетико-споживчих перцепційних рекреаційних параметрів природного середовища, надалі акумулюватиметься на цифрових крупно масштабних екологічних ГІС-картах рекреаційного навантаження, які для м. Києва є основою для укладання муніципальної прогнозної карти рекреаційного навантаження на природні оселища столиці при генеральному плануванні міста та розвитку туристичної індустрії.

Перспективи використання результатів дослідження. Мета наступних досліджень – розробка методики природоохоронного зонування урбанізованих природних оселищ м. Києва, прийомів та засобів захисту особливо цінних представників флори



Рис. 9. Ізолінії фонового рекреаційного навантаження на територію природних оселищ Солом'янського ландшафтного парку м. Києва (фрагмент) (людино-відвідувань (екскурсій) на рік/км²)

та фауни. Це стане надійним природоохоронним інструментом сталого місцєіснування біомів паркових зон міста. Визначення балансових характеристик збереження природних оселищ шляхом запровадження «фільтрів місцєіснування». Перший має враховувати оцінку параметрів природних дигресій природних оселищ із урахуванням трансформації ландшафту під впливом антропогенних чинників та баланс різноманіття біотопів. Вони мають перебачити дослідження схилів, вододілів, тальвегів, ґрунтової ерозії, рівня вуглецю тощо. Функціонал другого фільтру визначатиме укладання загального кадастру природних оселищ м. Києва для потреб екологічного туризму, особливо охоронних видів, ендеміків, як інструмент прийняття еколого-збалансованих рішень (екологічного менеджменту ареалів місцєіснування міських територій).

Для подальшої реалізації вищевикладених перспективних напрямків екологічного моніторингу та менеджменту природних оселищ, необхідними поставатимуть завдання крупномасштабного картування природних оселищ та еколого-природоохоронної оцінки місцєіснування біоти, а саме: карти порушених природних рекреаційних оселищ, рівнів планування та управління для формування основ прийняття екологічних рішень державної охорони

природних оселищ на двох рівнях: муніципальному (міському) та охорони окремих природних оселищних одиниць (стацій), зонування природних оселищ на рівні парків, скверів, вуличних зелених насаджень з інтегральною оцінкою природних оселищ в контексті майбутнього впровадження програм NATURA-2000 на території м. Києва.

Важливим стане виділення категорії рекреаційних природних оселищ на базі модельних ділянок інших природоохоронних територій Київської агломерації для формування структури геоінформаційної бази даних еколого-природоохоронної оцінки та управління рівнями рекреаційного навантаження на природні оселища на прикладі інших великих міст України. Подальші розрахунки рекреаційного навантаження необхідно методично оптимізувати на визначення параметрів часових значень антропогенного впливу на основі зонування та ранжування рекреаційних природних оселищ.

У подальшому необхідно розробити проєкт концепції зонування рекреаційних природних оселищ із завданнями, де важливим компонентом природоохоронної діяльності в контексті планів збереження зникаючих видів стане екологічний менеджмент територій. Це актуальний підхід для формування балансових показників між туристсько-рекреацій-

ними потребами територіальної громади та заходів із збереження природних оселищ в екологічно-збалансованому вигляді. На основі картографічного зонування природних оселищ може бути розроблено обґрунтування розширення природоохоронних зон міста, запроваджений менеджмент організації рекреаційних послуг при формуванні крупних рекреаційних кластерів в ареалах природних оселищ, які функціонуватимуть сезонно із забезпеченням дотримання

факторів-обмеження, що включатиме делімітацію та демаркацію шляхів міграцій (коридорів) фауни з метою збереження до 80 % цінних не фрагментованих природних оселищ рідких видів флори та фауни.

Перспективний напрямок дослідження відповідної тематики передбачає розроблення наукового обґрунтування принципів просторового розділення природоохоронних заходів та рекреаційно-туристичних активностей.

Література

1. Солом'янський ландшафтний парк. Інформація Київзеленбуд. 2024. URL: <https://solom.kyivzelenbud.com/place/park/solom-yanskij-landshaftnyj-park/>
2. Chytry M., Tichy L., Hennekens S. M., Knollova I. and others. EUNIS Habitat Classification: Expert system, characteristic species combinations and distribution maps of European habitats. *Appl. Veg. Sci.* 2024. Vol. 121. P. 18–28. <https://doi.org/10.1111/avsc.12519>. *European Nature Information System*. <https://eunis.eea.europa.eu/>
3. Gendaram O., Damdinsuren A. Comparison of Spectral Signatures in Hyperspectral and Multispectral Data. *Advances in Engineering Research*. 2021. Vol. 206. P. 116–120. <https://doi.org/10.2991/aer.k.211029.021>.
4. Grivei A. C., Neagoe I. C., Georgescu F. A. and others. Multispectral Data Analysis for Semantic Assessment – A SNAP Framework for Sentinel-2 Use Case Scenarios. *IEEE Journal of selected topics in applied earth observations and remote sensing*. 2020. Vol. 13. P. 4429–4442. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2020.3013091>.
5. Icher J., Savio L., Poncet L. Synthèse des expériences européennes de cartographie de la végétation (Programme CarHAB), SPN-MNHN, MEDDE. Paris. 2012. 126 p.
6. Izco J. Symphytosociological nomenclature: new proposals. *Lazaroa*. 2014. Vol. 35. P. 191–194. https://doi.org/10.5209/rev_LAZA.2014.v35.47003.
7. Janssen J. A. M., Rodwell J. S., Garcia Criado M. and others. European Red List of Habitats. Part 2. *Terrestrial and freshwater habitats*. 2016. 44 p. <https://doi.org/10.2779/091372>.
8. Reynolds M. K., Walker D. A., Balsler A. and others. A raster version of the Circumpolar Arctic Vegetation Map (CAVM). *Remote Sensing of Environment*. 2019. Vol. 232. 111297. P. 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111297>.
9. Rodwell J. S., Schaminee J. H. J., Mucina L. and others. The Diversity of European Vegetation. *An overview of phytosociological alliances and their relationships to EUNIS habitats*. Wageningen, NL. Report EC-LNV nr. 2002/054. 125 p. Ruby J. G., Fischer R. L. 2002. *Spectral signatures database for remote sensing applications. Proceedings*. Vol. 4816. Imaging Spectrometry VIII. <https://doi.org/10.1117/12.453793>.
10. Santesson R., Moberg R., Nordin A., Tønsberg T., Vitikainen O. Lichenforming and lichenicolous fungi of Fennoscandia. Uppsala. 2004. 359 p.
11. Schaminée J.H.J., Chytrý M., Hennekens S.M., and others. Development of vegetation syntaxa crosswalks to EUNIS habitat classification and related data sets. *Final report EEA/NSV/12/001*. 2014. 135 p.

АНАЛІЗ ПОКАЗНИКІВ МОНООКСИДУ ВУГЛЕЦЮ, ДІОКСИДУ АЗОТУ ТА АМІАКУ В ПОВІТРЯНОМУ БАСЕЙНІ МІСТА ЖИТОМИР ЗА ДАНИМИ ГРОМАДСЬКОГО МОНІТОРИНГУ ПОВІТРЯ ЕСОСІТУ

Кагукіна А.М., Пацева І.Г.

Державний університет «Житомирська політехніка»
вул. Чуднівська, 103, 10005, м. Житомир
ke_kham@ztu.edu.ua

Екологічно чисте повітря є основою для здорового та стійкого існування людини, рослинного та тваринного світу, а також для збереження екосистем у цілому. Це підкреслює важливість контролю та скорочення викидів забруднюючих речовин в атмосферу. Громадські станції моніторингу можуть виявити проблеми з якістю повітря, які не фіксуються офіційними станціями через їх розташування. Вільний доступ до інформації про якість повітря, підвищується рівень сприйняття екологічних проблем населенням. Моніторинг EcoCity робить інформацію про довкілля доступно для всіх, а не лише для вузького кола фахівців. Це сприяє прозорості та дозволяє громадянам брати активну участь у прийнятті рішень щодо вирішення питань екологічної політики. Отримана інформація є корисною для валідації та покращення офіційних моделей забруднення повітря та розробки ефективних стратегій покращення якості повітря. Є можливість отримувати інформацію про стан повітря в режимі реального часу, що дозволяє коригувати свою активність на основі поточних даних. Така можливість є актуальною для людей з хронічними захворюваннями органів дихання, серцево-судинної системи та осіб з алергією. Для визначення вмісту забруднюючих речовин використовуються спеціалізовані датчики для вимірювання концентрації різних газів у повітрі, в тому числі монооксиду вуглецю (CO), діоксиду азоту (NO₂) та аміаку (NH₃).

Впродовж досліджуваного періоду зустрічаються поодинокі випадки перевищення забруднення за середньомісячним показником діоксиду азоту (NO₂) та аміаку (NH₃). Перевишень середньомісячних показників монооксиду вуглецю (CO) відповідно до середньодобових гранично допустимих концентрацій в повітряному басейні міста впродовж досліджуваного періоду не зафіксовано. Однак, при опрацюванні даних отриманих за допомогою проекту EcoCity, спостерігалися підвищені концентрації діоксиду азоту (NO₂) та аміаку (NH₃) за середньодобовими показниками. *Ключові слова:* eco city, атмосферне повітря, діоксид азоту, монооксид вуглецю, аміак, забруднювачі повітря, громадський моніторинг повітря, ГДК, населення, довкілля.

Examination of carbon monoxide, nitrogen dioxide, and ammonia levels in Zhytomyr's atmospheric environment according to EcoCity public air monitoring data. Kahukina A., Patseva I.

Pristine air quality Environmentally clean air is the foundation for the well-being and longevity of humans, plant life, and wildlife, as well as for the conservation of ecosystems in their entirety. This underscores the significance of managing and diminishing the release of pollutants into the atmosphere. Public monitoring stations can detect air quality problems that are not captured by official stations due to their location. Enhanced access to information regarding air quality increases public awareness of environmental issues. EcoCity monitoring makes information about the environment available to everyone, not just a narrow circle of specialists. Thus transparency is promoted and this allows citizens to actively participate in decision-making on environmental policy issues. The information obtained is useful for validating and improving official air pollution models and developing effective strategies for improving air quality. It is feasible to obtain real-time air quality information, enabling individuals to tailor their activities according to the most up-to-date data. This capability is particularly valuable for individuals suffering from chronic respiratory or cardiovascular conditions, as well as those with allergies. To determine the content of pollutants, specialized sensors are used to measure the concentration of various gases in the air, including carbon monoxide (CO), nitrogen dioxide (NO₂) and ammonia (NH₃). Throughout the research period, isolated instances of surpassing the monthly average level of nitrogen dioxide (NO₂) were observed and ammonia (NH₃) pollution. Occurrences of carbon monoxide levels surpassing the monthly average (CO) values in accordance with the average daily maximum allowable concentrations in the air basin of the city during the studied period were not recorded. However, when processing the data obtained with the help of the EcoCity project, increased concentrations of nitrogen dioxide (NO₂) and ammonia (NH₃) were observed on average daily indicators. *Key words:* eco city, atmospheric air, nitrogen dioxide, carbon monoxide, ammonia, air pollutants, public air monitoring, MPC, population, environment.

Актуальність дослідження. Забруднення атмосферного повітря є однією з найгостріших екологічних проблем сучасних міст. Екологічно чисте повітря має вирішальне значення для рослинного, тваринного світу, а також для збереження екосистем. Забруднене повітря впливає на стан дихальної та серцево-судинної системи людини. Особливу небезпеку становлять такі забруднювачі як монооксид вуг-

лецю, діоксид азоту та аміак. В таких умовах, моніторинг повітря є вкрай важливим для інформування населення. Традиційні методи стаціонарного моніторингу забруднення повітря [1] в більшій мірі обмежені кількістю стаціонарних постів спостереження та частотою вимірювань. Громадські станції моніторингу повітря EcoCity надають дані в режимі реального часу, що дозволяє швидко реагувати на зміни

якості повітря, що особливо важливо для людей з хронічними захворюваннями органів дихання та серцево-судинної системи, які можуть коригувати свою активність на основі поточних даних. За допомогою даних громадського моніторингу можливо виявити проблемні зони та тенденції зміни концентрацій забруднюючих речовин, що може стати основою для розробки ефективних заходів з покращення якості повітря в місті.

Аналіз останніх досліджень та публікацій.

Забруднення атмосферного повітря в міського середовища та методи його дослідження зосереджує увагу багатьох науковців. Питання моніторингу та аналізу показників забруднення повітря розглядаються в роботах дослідників [2, 3]. В своїх дослідженнях науковці аналізують сучасний стан атмосферного повітря в Україні та вказують на основні джерела його забруднення. В статтях підкреслюється важливість моніторингу для ефективного управління якістю повітря. Майбутнє населення України тісно пов'язано з питанням стану атмосферного повітря, тому є необхідність концентрувати зусилля на мінімізації забруднюючих речовин у повітряному басейні [4]. Також, є необхідність в оптимізації процесів оцінювання отриманої інформації та прогнозуванні можливих змін стану атмосферного повітря і розробки алгоритмів наукової підтримки відповідних управлінських рішень [5]. Важливим практичним завданням у контексті Євроінтеграційних процесів є адаптація європейських систем моніторингу атмосферного повітря у національні програми спостережень за станом довкілля [6].

Викладення основного матеріалу. EcoCity використовує мережу станцій моніторингу, розташованих у різних частинах міста для вимірювання різних

параметрів повітря. Користувачі можуть переглядати цю інформацію через веб-сайт або мобільний додаток. Дані про вміст основних забруднювачів, а саме монооксиду вуглецю (CO) й діоксиду азоту (NO₂) та специфічного забруднювача аміаку (NH₃), надаються для станцій, які обладнані модулями спостережень для відповідної забруднюючої речовини.

На карті (рис. 1) зображено станції моніторингу EcoCity [7], які було пронумеровано.

Вимірювання вмісту монооксиду вуглецю (CO), діоксиду азоту (NO₂) та аміаку (NH₃) в атмосферному повітрі міста, проводилось на чотирьох станціях, а саме станції 1, 3, 5 та 11. Результати отриманих даних представлені в (табл. 1, табл. 2, табл. 3).

CO є одним з найнебезпечніших забруднювачів повітря міста. Даний забруднювач негативно впливає, як на здоров'я населення так і на довкілля. Підвищена кількість CO в повітрі, збільшує ризик виникнення серцево-судинних захворювань. Особливо небезпечним є для осіб схильних до респіраторних захворювань. Високі концентрації CO в повітря негативно впливають на ріст та розвиток рослин, порушуючи процеси фотосинтезу. Надлишок в атмосферному повітрі сприяє глобальному потеплінню шляхом поглинання і утримання тепла в атмосфері. Основними джерелами викидів чадного газу в місті є спалювання вихопного палива, а саме транспорт, опалення приміщень. Також, значний вплив займають лісові пожежі та пожежі внаслідок воєнних дій [9, 10].

На (рис. 2) зображено, що перевищень відповідно до середньодобових гранично допустимих концентрацій CO в повітряному басейні міста впродовж досліджуваного періоду не зафіксовано. Контроль та зменшення викидів CO є важливим завданням для збереження довкілля та охорони здоров'я населення.



Рис. 1. Карта розміщення станцій моніторингу якості повітря EcoCity [7]

Середньомісячні показники вмісту монооксиду вуглецю в повітряному середовищі міста Житомир згідно даних громадського моніторингу якості повітря EcoCity [8]

Номер станції												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
Дата	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
11.2019			0,15									
12.2019			0,52									
01.2020			0,53									
02.2020			0,89									
03.2020			0,59									
04.2020			0,77									
05.2020			0,8									
06.2020			0,92									
07.2020			0,75									
08.2020			0,94									
09.2020												
10.2020												
11.2020			1,37									
12.2020			1,33									
01.2021			1,23									
02.2021			1,12									
03.2021	0,03		1,13									
04.2021	0,41		1,09									
05.2021	0,48		1,14									
06.2021	0,6											
07.2021	0,8		1,26									
08.2021	0,65		1,21									
09.2021	0,61		1,19									
10.2021	0,55		1,01									
11.2021	0,54		1									
12.2021	0,38		1									
01.2022	0,49											
02.2022	0,57		0,95									
03.2022	0,55		0,84									
04.2022	0,65		0,6									
05.2022	0,63											
06.2022	0,72											
07.2022	0,84											
08.2022	0,92											
09.2022	0,94											
10.2022	0,98											
11.2022	1,01											
12.2022	1,06											

Продовження таблиці 1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
01.2023	1,02										
02.2023	0,9										
03.2023	0,91				0,4						0,65
04.2023	1,17										1,11
05.2023	1,03				1,17						1,30
06.2023	1,11				1,38						1,30
07.2023	1,15				1,45						1,25
08.2023	1,15				1,46						1,13
09.2023	1,08				1,34						1,37
10.2023	0,96				1,75						1,63
11.2023	0,9				2,03						1,43
12.2023	0,84				2,25						
01.2024	0,77				1,84						
02.2024	0,95										
03.2024	0,93				1,91						
04.2024	0,97				1,84						
05.2024	0,89				1,62						1,83

Таблиця 2

Середньомісячні показники вмісту аміаку в повітряному середовищі міста Житомир згідно даних громадського моніторингу якості повітря EcoCity [6]

Номер станції											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Дата											
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
11.2019			0,48								
12.2019			0,11								
01.2020			0,03								
02.2020			0,02								
03.2020			0,02								
04.2020			0,02								
05.2020			0,02								
06.2020			0,04								
07.2020			0,03								
08.2020			0,03								
09.2020											
10.2020											
11.2020			0,02								
12.2020			0,02								
01.2021			0,02								
02.2021			0,02								
03.2021	0		0,02								

Продовження таблиці 2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
04.2021	0,01		0,02								
05.2021	0,01		0,03								
06.2021	0,01										
07.2021	0,01		0,05								
08.2021	0,01		0,04								
09.2021	0,01		0,04								
10.2021	0,01		0,03								
11.2021	0,01		0,02								
12.2022	0,01		0,02								
01.2022	0,01										
02.2022	0,01		0,02								
03.2022	0,01		0,02								
04.2022	0,01		0,02								
05.2022	0,01										
06.2022	0,01										
07.2022	0,01										
08.2022	0,01										
09.2022	0,01										
10.2022	0,01										
11.2022	0,01										
12.2022	0,01										
01.2023	0,01										
02.2023	0,01										
03.2023	0,01				0,01						0
04.2023	0,01										0
05.2023	0,01				0						0
06.2023	0,01				0						0
07.2023	0,01				0						0
08.2023	0,01				0						0
09.2023	0,01				0						0
10.2023	0,01				0						0
11.2023	0,01				0						0
12.2023	0,01				0						
01.2024	0,01										
02.2024	0,01										
03.2024	0,01				0						
04.2024	0,01				0						
05.2024	0,01				0						0

**Середньомісячні показники вмісту діоксиду азоту в повітряному середовищі міста Житомир
згідно даних громадського моніторингу якості повітря EcoCity [6]**

Номер станції Дата	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
11.2019			0,68								
12.2019			0,58								
01.2020			0,03								
02.2020			0,08								
03.2020			0,13								
04.2020			0,08								
05.2020			0,05								
06.2020			0,02								
07.2020			0,03								
08.2020			0,02								
09.2020											
10.2020											
11.2020			0,03								
12.2020			0,04								
01.2021			0,06								
02.2021			0,08								
03.2021	2,32		0,05								
04.2021	0,02		0,04								
05.2021	0,03		0,03								
06.2021	0,04										
07.2021	0,02		0,02								
08.2021	0,02		0,02								
09.2021	0,02		0,03								
10.2021	0,03		0,04								
11.2021	0,03		0,05								
12.2022	0,03		0,05								
01.2022	0,03										
02.2022	0,03		0,06								
03.2022	0,03		0,09								
04.2022	0,03		0,01								
05.2022	0,03										
06.2022	0,02										
07.2022	0,02										
08.2022	0,02										
09.2022	0,02										
10.2022	0,02										
11.2022	0,02										
12.2022	0,02										
01.2023	0,02										

Продовження таблиці 3

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
02.2023	0,03										
03.2023	0,02				0,01						0,02
04.2023	0,02										0,04
05.2023	0,02				0,05						0,04
06.2023	0,02				0,03						0,02
07.2023	0,01				0,03						0,03
08.2023	0,02				0,03						0,03
09.2023	0,02				0,03						0,03
10.2023	0,02				0,03						0,03
11.2023	0,02				0,04						0,03
12.2023	0,02				0,04						
01.2024	0,03										
02.2024	0,02										
03.2024	0,02				0,04						
04.2024	0,02				0,04						
05.2024	0,02				0,02						0,04

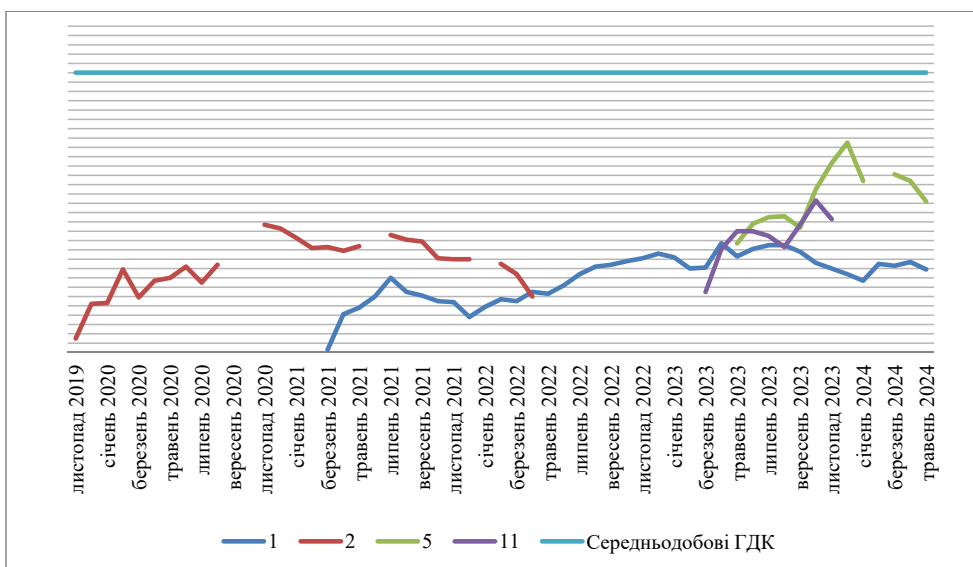


Рис. 2. Тенденція викидів монооксиду вуглецю в атмосферне повітря м. Житомир

NH_3 є токсичним газом, основними джерелами викидів амоніаку в атмосферу є сільське господарство (використання добрив, тваринництво). Як і інші забруднювачі NH_3 негативно впливає на стан здоров'я людини, можливе подразнення дихальних шляхів та розвиток інших захворювань, патогенезом яких є пошкодження слизових оболонок. Високі концентрації NH_3 у повітрі негативно впливають на рослинність, змінюючи видовий склад рослинних угруповань, як наслідок порушується баланс екосистем.

Впродовж досліджуваного періоду (рис. 3) збільшення кількості аміаку в місті за останні роки не спостерігається, однак при опрацюванні отриманих

даних простежувались випадки перевищень середньодобових показників.

Моніторинг діоксиду азоту в атмосферному повітрі міста є надзвичайно важливим, оскільки потрапляючи в атмосферу NO_2 підкислює опади, що призводить до утворення нітратної кислоти, яка випадає з дощем та підкислює ґрунти й водойми. Високі концентрації можуть негативно впливають на стан рослинності, викликаючи некроз листя та уповільнюючи фотосинтез. Також, даний забруднювач може спричинити негативний вплив на організм людини. NO_2 є дратівливим газом, який може викликати кашель, біль у грудях, задишку.

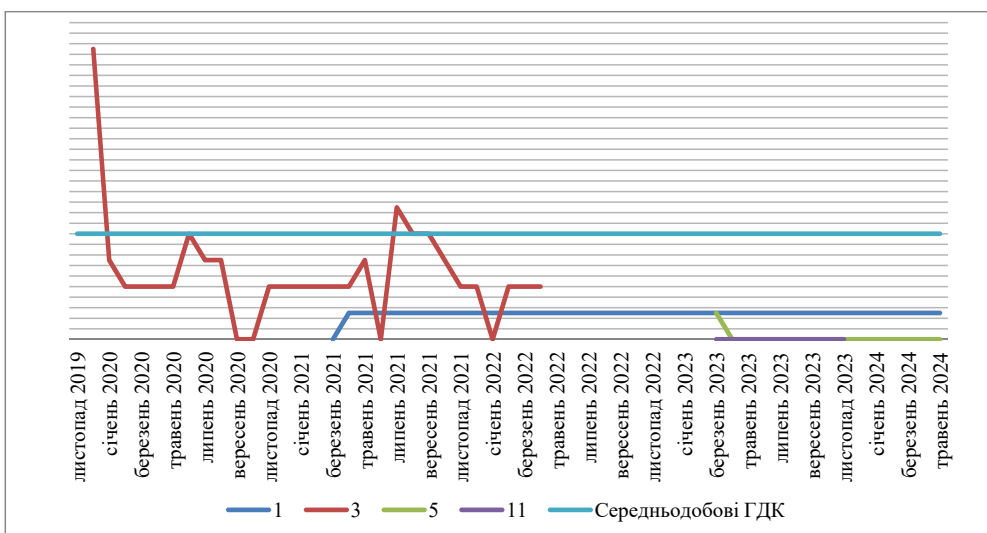


Рис. 3. Тенденція викидів аміаку в атмосферне повітря м. Житомир

Основним джерелом потрапляння в атмосферу є викиди від транспортних засобів. Для зниження викидів NO₂ слід використовувати більш екологічні види палива та встановлювати системи очищення відпрацьованих газів на автомобілях. (рис. 4) вказує на тенденцію до зменшення кількості викидів діоксиду азоту, що може свідчити про покращення екологічної ситуації, щодо забруднення повітря NO₂.

Система моніторингу якості повітря EcoCity, дозволяє отримувати характеристику про стан атмосферного повітря в реальному часі. Перевагою є те, що дані про якість повітря стають доступними для широкого загалу, що підвищує обізнаність громадян щодо екологічної ситуації. Інформація, зібрана системою, може допомогти місцевій владі та екологічним організаціям у прийнятті обґрунтованих рішень щодо покращення якості повітря. Проекти EcoCity,

впроваджуються у багатьох містах по всьому світу, оскільки вони надають цінну інформацію про стан довкілля та сприяють підвищенню якості життя міського населення.

Головні висновки. Система для визначення якості повітря EcoCity надає цінну інформацію про якість повітря, забезпечуючи покриття міської території станціями, що залучає громадськість до питань якості повітря доповнюючи професійні метеорологічні та екологічні станції моніторингу. Доступ до показників якості повітря в реальному часі, може стимулювати громадськість до підвищення екологічної свідомості. Оскільки, коли населення має доступ до інформації про якість повітря, підвищується рівень сприйняття екологічних проблем. Моніторинг EcoCity робить інформацію про довкілля доступною для всіх, а не лише для вузького кола фахівців, що

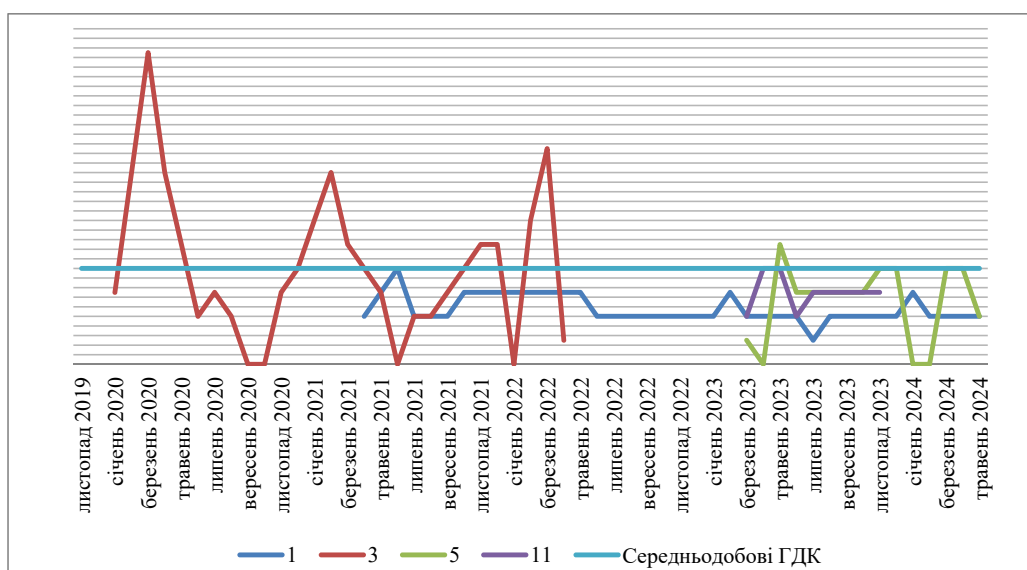


Рис. 4. Тенденція викидів діоксиду азоту в атмосферне повітря м. Житомир

сприяє прозорості та дозволяє громадянам брати активну участь у прийнятті рішень щодо екологічної політики. Отримана інформація може бути корис-

ною для валідації та покращення офіційних моделей забруднення повітря та розробки ефективних стратегій покращення якості повітря.

Література

1. Пацева І.Г., Кагукіна А.М. Аналіз стану атмосферного повітря міста Житомира. *Слобожанський науковий вісник*. Серія: Природничі науки. 2024. Вип.1. С. 77–81.
2. Васькін Р.А., Васькіна І.В. Аналіз динаміки забруднення атмосферного повітря України викидами автотранспорту. *Вісник Кременчуцького державного політехнічного університету імені Михайла Остроградського*. Вип. 5 (58), Ч. 1. 2009. С. 109–112.
3. Бабій В.В. Аналіз систем моніторингу якості повітря у місті Києві. Політ. *Сучасні проблеми науки : тези доповідей XXI Міжнародної науково-практичної конференції здобувачів вищої освіти і молодих учених*. – Національний авіаційний університет. – Київ, 2021. С. 82–83.
4. Долженкова О.В. Наслідки впливу ракетних ударів на стан атмосферного повітря в Україні. *Екологічні науки* № 1(52), Том 1. 2024. С. 16-21.
5. Сагайдак Д.А., Боголюбов В.М. Аналіз систем моніторингу атмосферного повітря в місті Києві. *Екологічні науки* № 1(52), Том 1. С. 51-58.
6. Ткачук О.П., Мазур О.В. Проблеми адаптації системи моніторингу атмосферного повітря в Україні до вимог Європейського союзу. *Екологічні науки* № 1(52), Том 1. 2024. С. 65–70.
7. Карта моніторингу якості повітря. URL: <https://eco-city.org.ua/?zoom=12&lat=50.2888007&lng=28.6237395&station=1257&random=5933082> (дата звернення: 01.06.24).
8. «Українська мережа громадського моніторингу якості повітря Eсо City [База даних результатів моніторингу]. *Кабінет дослідника якості повітря України*. Івано-Франківськ: ГО «Фрі Ардуіно», 2024 р, № 656. 435 МБ. У форматі CSV. URL: <https://archive.eco-city.org.ua>
9. Kireitseva H., Demchuk L., Paliy O., Kahukina A. Toxic impacts of the war on Ukraine. *International Journal of Environmental Studies*. 2023. Vol. 80. pp. 267-276.
10. Пацева І., Барабаш О., Мельник-Шамрай В., Пацев І. Екологічна оцінка впливу пожеж у природних екосистемах на стан екологічної безпеки Житомирської області. *Проблеми хімії та сталого розвитку*, 3. 2023. С. 59–65.

МОНІТОРИНГ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ МАЛИХ РІЧОК СТРИЙЩИНИ

Монастирська С.С., Гойванович Н.К.

Дрогобицький державний педагогічний університет імені Івана Франка

вул. Івана Франка, 24, 82100, м. Дрогобич

svitlana.monastyraska@gmail.com, n.hoyvanovych@dspu.edu.ua

Малі річки формують водні ресурси, гідрохімічний режим та якість води середніх та великих річок, мають значні запаси прісних вод і відіграють вирішальну роль в економіці країни. Саме тому вони зазнають значного антропогенного навантаження, спостерігається їх забруднення та погіршення якості споживчих властивостей вод. Виходячи з цього, вивчення екологічного стану малих річок є актуальною проблемою. Для встановлення екологічного стану малих річок Стрийського району було обрано річки Ведмежа і Колодниця, які протікають у рівнинній частині району і є притоками річки Стрий.

Зразки вод для дослідження відбирали у трьох точках кожної річки: для річки Колодниця – у межах сіл Колодниця, Монастирець та лісового масиву, а для річки Ведмежа – у межах сіл Довголука, Воля Довголуцька і хромогорб. Екологічний стан річок визначали методом біотестування на основі морфометричних показників тест-культур *Allium cepa* та *Lactuca sativa* посезонно (зима, весна, літо, осінь) шляхом визначення індексу фітотоксичності. На основі проведених досліджень встановлено, що індекс фітотоксичності у водах річки Колодниця у трьох досліджуваних точках коливається в межах 42,7–65,5%, що вказує на середній та вищий від середнього рівень токсичності. При цьому найнижчі показники фітотоксичності спостерігалися в осінній період, а найвищі – у весняний. Показники індексу фітотоксичності у відібраних зразках води річки Ведмежа становлять 26,1–34,6% у зимовий період, що свідчить про низький індекс фітотоксичності, а упродовж весняно-осіннього періоду зростає від 40,9% до 60,1%, що відповідає рівню фітотоксичності вищому від середнього. Це може вказувати на посилення забруднення річки стоками приватних господарств та підвищенням розчинності поллютантів у теплий період року. Аналіз ростових показників та індексу фітотоксичності тест-об'єкту *Lactuca sativa* підтверджує середній та вищий від середнього рівень фітотоксичності у більшості досліджуваних зразків. *Ключові слова:* малі річки, біотестування, тест-об'єкти, ростові показники, індекс фітотоксичності.

Monitoring of the ecological state of small rivers of Stryi region. Monastyrska S., Hoivanovych N.

Small rivers form the water resources, hydrochemical regime and water quality of medium and large rivers, have significant freshwater reserves and play a crucial role in the country's economy. That is why they are subject to significant anthropogenic pressure, pollution and deterioration of the quality of water consumption properties. Thus, studying the ecological status of small rivers is an urgent problem. To determine the ecological status of small rivers in Stryi district, we selected the Vedmezha and Kolodnytsya rivers, which flow in the flat part of the district and are tributaries of the Stryi River.

Water samples for research were selected at three points on each river: for the Kolodnytsya River – within the villages of Kolodnytsya, Monastyrrets and the forest massif, and for the Vedmezha River – within the boundaries of the villages of Dovholuka, Volia Dovholutska and Khromohorb. The ecological condition of the rivers was determined by biotesting on the basis of morphometric parameters of the test cultures *Allium cepa* and *Lactuca sativa* in seasons (winter, spring, summer, and autumn) by determining the phytotoxicity index. Based on the research, it was found that the phytotoxicity index in the waters of the Kolodnytsya River at the three study sites ranges from 42.7 to 65.5%, indicating an average and above average level of toxicity. The lowest phytotoxicity indices were observed in the autumn period, and the highest – in the spring. Indicators of the phytotoxicity index in the selected water samples of the Vedmezha River are 26.1–34.6% in winter, which indicates a low phytotoxicity index, and during the spring-autumn period it increases from 40.9% to 60.1%, which corresponds to a higher than average level of phytotoxicity. The lowest indicators of phytotoxicity were observed in the autumn, and the highest in the spring. The phytotoxicity index values in the selected water samples of the Vedmezha River are 26.1–34.6% in winter, which indicates a low phytotoxicity index, and in the spring and autumn period it increases from 40.9% to 60.1%, which corresponds to an above average level of phytotoxicity. This may indicate increased pollution of the river by private farm runoff and increased solubility of pollutants in the warm season. The analysis of growth parameters and the phytotoxicity index of the test object *Lactuca sativa* confirms an average and above average level of phytotoxicity in most of the studied samples. *Key words:* small rivers, biotesting, test objects, growth indicators, phytotoxicity index.

Постановка проблеми та її актуальність. Мала річка – це природний водотік, що має стік протягом усього року або ж переривається на короткий час, живиться атмосферними опадами та підземними водами. У різних ландшафтних зонах є велика кількість різноманітних за розміром водотоків, які здатні до тимчасового пересихання чи перемерзання, відповідно до цього різними будуть і розміри річок, які за класифікацією відносяться до малих [7, 15].

У нашій країні є два кількісні критерії, згідно з якими річки класифікують за розмірами. За одним із критеріїв, в основу якого покладено площу водозабору, до малих річок відносять водотоки, площа яких не перевищує 2000 км², але при умові, що річка протікає в одній фізико-географічній зоні зі своєрідним гідрологічним режимом. На основі другого критерію, до малих належать річки, довжина русла яких перевищує 100 км. Проте така класифікація

є досить умовною через те, що не відповідає природнім умовам, в яких знаходиться водозбірний басейн. Якщо брати до уваги Степову зону, де гідрографічна мережа є надзвичайно нечисленною, то водотік довжиною до 100 км в цій зоні вже буде вважатись значним. Натомість у Північній зоні, яка характеризується добре розвинутою гідрографічною мережею, малою річкою вважається водотік, довжина якого становить більше як 200 км [8, 12].

Актуальність дослідження. По всій території України протікає майже 4000 малих річок, 123 – середні річки та 14 великих річок. На території країни річки розподілені нерівномірно. Найбільша кількість річок протікає в Карпатах, а в степових зонах показник поширення річок наближається до нуля. Для малих річок рівнинної частини України характерні весняні повені, літні межені, незначне підняття рівня води восени та низька зимова межень, яка може по декілька разів змінюватись паводками при тимчасових відлигах. Майже всі річки України належать до басейнів Азовського та Чорного морів і лише 4% впадають у Балтійське море. Така приналежність більшості річок України до південних морів зумовлена загальним нахилом поверхні території країни [1, 5, 14].

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Впродовж 2020-2023 рр. виконується комплексний моніторинг стану навколишнього середовища і природних ресурсів Львівщини. Аналіз результатів вивчення стану водних ресурсів методом біоіндикацій свідчить про значний рівень антропопресії.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. У малих річках зосереджено близько 80% водного стоку. Якраз наявність малих річок є «обличчям» всієї річкової мережі. У малих річках України формується 60% її водних ресурсів. На малих річках

побудовано більш як 1000 водосховищ та 24 тисячі ставків, в яких кожного року нагромаджується понад 12 млрд. кубометрів води, якщо враховувати великі водосховища і водосховища дніпровського каскаду, то об'єм води становить приблизно 55 млрд. кубометрів [3, 5].

Малі річки формують водні ресурси, гідрохімічний режим та якість води середніх і великих річок, містять значні запаси прісних вод і мають вирішальну роль в економіці країни. Забруднена вода стає непридатною для використання в господарських та побутових потребах, а для її очищення потрібні максимальні зусилля та значне матеріальне забезпечення [8, 13].

Мета роботи. Проаналізувати екологічний стан малих річок Стрийщини методом біотестування.

Новизна. Водною малих річок забезпечується понад 20% усіх народногосподарських потреб України, що приводить до забруднення водойм, спричиняє дефіцит та погіршення якості споживчих властивостей прісної води. На вміст поллютантів та їх склад впливають інфраструктура, промисловість, наявність рекреаційних комплексів, стан очисних споруд, агропромисловий комплекс, щільність населення регіону протікання рік. Оскільки оцінка стану рік методом біотестування в Львівській області не проводиться, сезонний моніторинг дозволить встановити екологічний стан малих річок регіону.

Викладення основного матеріалу

Матеріали та методи дослідження. Для екологічної оцінки стану вод малих річок Стрийського району посезонно (зима, весна, літо, осінь) відбирали зразки рік Ведмежа і Колодниця. Зразки вод річки Колодниця відбирали в межах сіл Колодниця, Монастирець та лісового масиву Зразки вод річки Ведмежа відбирали в межах сіл Довголука, Воля Довголуцька і хромогорб (рис. 1).

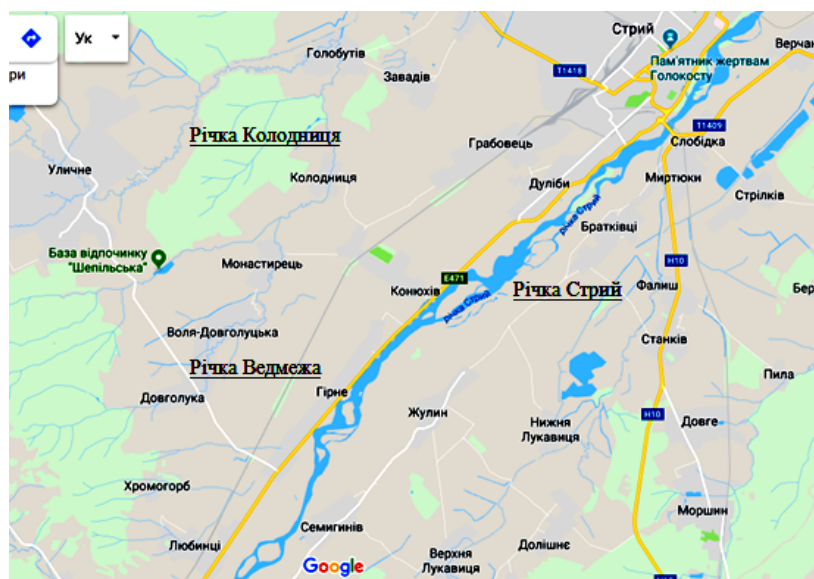


Рис. 1. Карта району дослідження [4]

Вода була відібрана згідно вимог лабораторного аналізу [11].

Для проведення дослідження використовували таку нумерацію проб (табл. 1).

Проби з ріки відбирались у кожній точці вище за течією, де відбувалось повне змішування вод. У зв'язку з тим, що забруднення може бути нерівномірним проби відбирались у місцях максимально бурхливої течії, де потоки добре перемішуються.

Біотестування проводили за методикою А. Горової [6, 9]. Як тест-культури використовували цибулю звичайну (*Allium cepa*) та салат посівний (*Lactuca sativa*). Ці тести оцінюють лише водорозчинні компоненти досліджуваного зразка води і є чутливими щодо визначення загальної токсичності води. Показником токсичності є пригнічення росту коренів тест-об'єктів, оскільки встановлено, що ріст корінців пригнічується при нижчих концентраціях токсиканту, ніж проростання рослин [2, 10]. Розраховували середній показник для кожного тест-об'єкта.

Для порівняння токсичності за ростовим тестом фітоіндикатора використовували шкалу рівнів фітотоксичності (табл. 2).

На основі отриманих даних розраховували індекс фітотоксичності за формулою:

$$T = \frac{I_k - I_0}{I_k} 100 \%,$$

T – індекс фітотоксичності проби;

I_k – ростові показники рослин у контрольній пробі;

I_0 – ростові показники у досліджуваній пробі.

Результати досліджень. Дослідження стану річки Колодниця здійснювали методом біотестування на основі ростових показників тест-об'єктів –

Allium cepa L. і *Lactuca sativa* упродовж чотирьох сезонів. Результати дослідження сезонних ростових показників і рівня фітотоксичності вод річки Колодниця представлені у таблиці 3.

Аналіз результатів досліджень свідчить, що приріст корінців у довжину в пробах вод р. Колодниця відрізняється в залежності від сезонних факторів.

Рівень пригнічення ростових процесів у *Allium cepa* упродовж року, в основному, відповідає рівню токсичності вище від середнього (40,2–57,9%). При цьому рівень фітотоксичності для с.Монастирець був вищий від середнього у всі досліджувані періоди, а у зимовий період навіть високий (65,5%) (рис. 1).

Аналіз результатів біотестування показав, що індекс фітотоксичності поверхневих вод р. Колодниця у межах Стрийського району коливався в межах 27,4–65,5%. Сезонна динаміка індексу фітотоксичності свідчить, що найменші показники характерні для осіннього періоду, а найвищі – для весняного.

Показники біотестування свідчать, що найнижчі сезонні рівні фітотоксичності характерні для вод річки Колодниця в с. Колодниця і лісовому масиві, індекс коливається в межах 27,4–51,1%, що відповідає середньому рівню токсичності. Показники токсичності в лісовому масиві зростають в 1,7 рази у весняний період, що ймовірно пов'язано із таненням снігу і змиванням поллютантів з полів.

Для вод річки Колодниця в межах села Монастирець встановлений середньорічний індекс фітотоксичності – вище середнього (42,7–65,5%). Найвищий індекс фітотоксичності зафіксовано зимою – 65,5%, що відповідає високому рівню токсичності. Ймовірно, у зв'язку зі сприятливими температурними умовами (+5 °C) й відсутністю

Таблиця 1

Схема досліджень

Назва проби	зима	весна	літо	осінь
Р. Ведмежа (хромогорб)	№ 1	№ 10	№ 19	№ 28
Р. Ведмежа (с. Довголука)	№ 2	№ 11	№ 20	№ 29
Р. Ведмежа (с. Воля Довголуцька)	№ 3	№ 12	№ 21	№ 30
Р. Колодниця (с. Монастирець)	№ 4	№ 13	№ 22	№ 31
Р. Колодниця (с. Колодниця)	№ 5	№ 14	№ 23	№ 32
Р. Колодниця (лісовий масив)	№ 6	№ 15	№ 24	№ 33

Таблиця 2

Рівні фітотоксичності вод [2, 9]

Рівні пригнічення ростових процесів (фітотоксичний ефект),%	Рівень токсичності
0–20	Відсутність або слабкий рівень токсичності
20,1–40	Середній рівень
40,1–60	Вище середнього рівня
60,1–80	Високий рівень
80,1–100	Максимальний рівень

Таблиця 3

Вплив поверхневих вод р. Колодниця на ростові показники корінців *Allium cepa*

Проба	4-та доба (мм) М±m	7-ма доба (мм) М±m	10-та доба (мм), М±m	Індекс фіто- токсичності, %
Зима				
Контроль	2,61±0,78	4,93±0,73	6,21±0,79	-
с. Монастирець	0,91±0,21	2,21±0,84	5,48±0,85	65,5
с. Колодниця	1,56±0,38	4,52±1,11	4,91±0,99	40,2
Лісовий масив	1,43±0,52	4,11±0,93	6,33±1,10	45,2
Весна				
Контроль	3,20±0,51	4,15±0,65	5,64±0,82	-
с. Монастирець	1,36±0,42	3,65±0,61	5,12±1,14	57,9
с. Колодниця	1,77±0,50	4,16±1,02	5,63±1,27	45,2
Лісовий масив	1,58±0,32	3,38±0,43	5,91±0,95	51,1
Літо				
Контроль	2,94±0,89	4,56±0,92	6,19±1,27	-
с. Монастирець	1,49±0,61	3,87±0,96	5,31±0,99	49,3
с. Колодниця	1,81±0,47	3,54±0,87	4,98±0,81	38,4
Лісовий масив	1,94±0,66	4,32±1,16	6,26±1,04	34,0
Осінь				
Контроль	2,81±0,77	4,72±0,69	6,52±1,18	-
с. Монастирець	1,61±0,65	3,51±0,91	5,07±1,22	42,7
с. Колодниця	1,93±0,54	3,84±0,74	4,78±1,04	31,7
Лісовий масив	2,04±0,78	4,11±1,13	5,81±1,41	27,4

криги у воді річки надійшла велика кількість побутових неочищених стоків.

Нами проведено також оцінку фітотоксичності вод річки Колодниця за тест-об'єктом *Lactuca sativa*. У зимовий період насіння *Lactuca sativa* не проросло, а відсоток схожості насіння впродовж періоду досліджень весна – осінь коливався в межах 55–71% (табл. 4).

Результати досліджень свідчать, що індекс фітотоксичності за тест-об'єктом *Lactuca sativa* коливається в межах 41,3–56,9% і є вищим від середнього, при чому у літній період у всіх досліджуваних точках рівень фітотоксичності найвищий. У с. Монастирець

упродовж усіх сезонів зафіксовано найвищий індекс фітотоксичності (48,0–56,9%), що, можливо, пов'язано з потраплянням у річку стоків із господарських будівель та сільськогосподарських угідь.

Ці результати узгоджуються з результатами досліджень, проведених на тест-об'єкті *Allium cepa*.

Нами проведено також дослідження екологічного стану поверхневих вод річки Ведмежа. Результати дослідження сезонних ростових показників і рівня фітотоксичності вод представлені у табл. 3.

Аналізуючи приріст корінців *Allium cepa* у пробах річки Ведмежа, встановлено, що найменшим він був у літній період. Відповідно у цей період спосте-

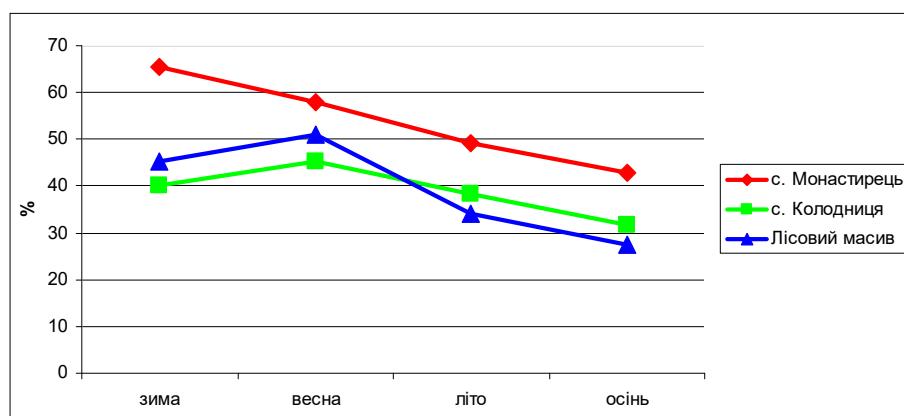
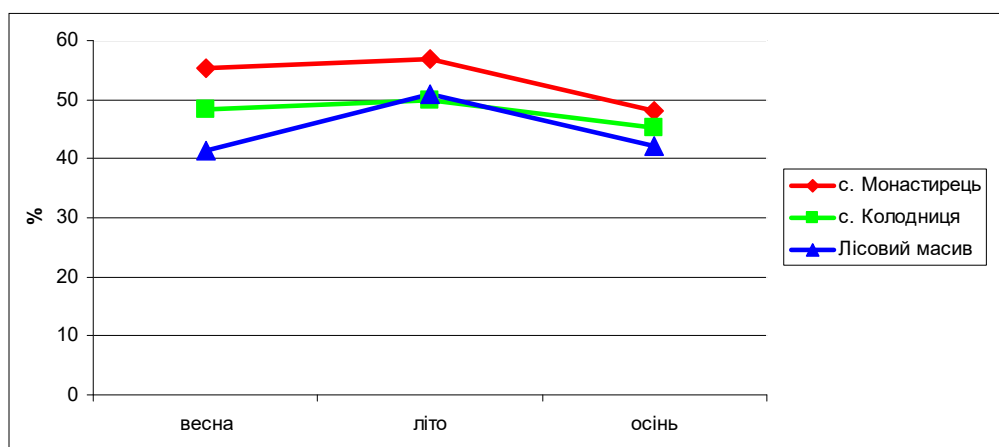


Рис. 2. Індекс фітотоксичності вод р. Колодниця за показниками *Allium cepa*

Таблиця 4

Вплив поверхневих вод р. Колодниця на ростові показники корінців *Lactuca sativa*

Проба	4-та доба (мм) $M \pm m$	7-ма доба (мм) $M \pm m$	Індекс фітотоксичності, %
Весна			
Контроль	2,40±0,62	3,18±0,94	-
с. Монастирець	1,07±0,33	1,64±0,56	55,4
с. Колодниця	1,24±0,42	1,55±0,35	48,3
Лісовий масив	1,41±0,32	1,77±0,42	41,3
Літо			
Контроль	1,15±0,55	3,91±1,12	-
с. Монастирець	1,23±0,59	1,83±0,98	56,9
с. Колодниця	1,31±0,46	2,16±0,86	49,8
Лісовий масив	1,74±0,35	2,08±0,66	50,9
Осінь			
Контроль	2,52±0,71	3,74±0,89	-
с. Монастирець	1,31±0,36	2,03±0,78	48,0
с. Колодниця	1,38±0,29	2,11±0,88	45,2
Лісовий масив	1,46±0,33	2,50±0,93	42,7

Рис. 3. Індекс фітотоксичності вод р. Колодниця за показниками *Lactuca sativa*

рігався найвищий індекс фітотоксичності (60,1%) (рис. 4).

Аналіз результатів біотестування показав, що індекс фітотоксичності поверхневих вод р. Ведмежа у межах Стрийського району становив 26,1–60,1%. Сезонна динаміка індексу фітотоксичності свідчить, що найменші показники характерні для зимового періоду, а найвищі – для літнього.

Для вод річки Ведмежа в межах сіл Довголука і Воля Довголуцька встановлений середньорічний індекс фітотоксичності – вищий від середнього (26,1–60,1%). Як видно з таблиці, найвищі показники рівня фітотоксичності спостерігаються у с. Довголука впродовж усього періоду спостережень: від 44,1% у зимовий період до 60,1% у літній період, що відповідає високому рівню токсичності. Ймовірно, у зв'язку з великою кількістю опадів у води річки надійшла значна кількість політантів з присадібних

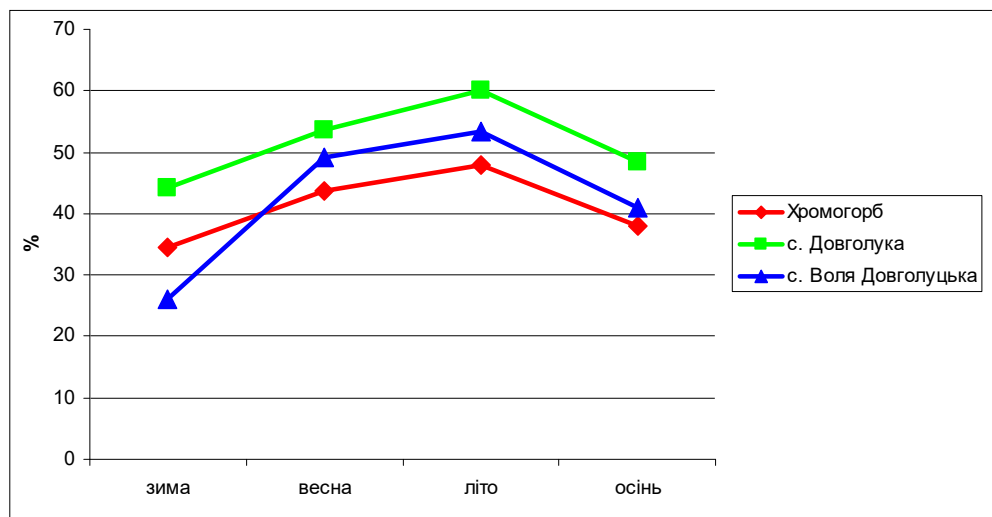
ділянок. У с. Воля Довголуцька рівень фітотоксичності є вищим від середнього, крім зимового періоду, під час якого він є найнижчим. Показники біотестування свідчать, що найнижчі сезонні рівні фітотоксичності характерні для вод річки Ведмежа біля хромогорбу, індекс коливається в межах 36,1–48%, що відповідає середньому рівню токсичності. Показники токсичності біля хромогорбу вказують на незначні коливання токсичності впродовж року, ймовірно, це пов'язано з віддаленням від населених пунктів.

Для точнішого визначення екологічного стану річки Ведмежа нами було здійснено оцінку фітотоксичності вод цієї річки за тест-об'єктом *Lactuca sativa*. У зимовий період насіння *L. sativa* не проросло, а відсоток схожості у весняно-осінній період коливався у межах 60–70% (табл. 6).

Порівняльний аналіз приросту корінців *Lactuca sativa* у водах річки Ведмежа свідчить, що він був

Вплив поверхневих вод р. Ведмежа на ростові показники корінців *Allium cepa*

Проба	4-та доба (мм) $M \pm m$	7-ма доба (мм) $M \pm m$	10-та доба (мм) $M \pm m$	Індекс фіто- токсичності, %
Зима				
Контроль	2,61±0,78	4,93±0,73	6,21±0,79	-
Хромогорб	1,71±0,21	3,74±0,84	6,23±0,85	34,6
с. Довголука	1,45±0,38	4,15±1,11	6,42±0,99	44,1
с. Воля Довголуцька	1,93±0,52	4,68±0,93	7,50±1,10	26,1
Весна				
Контроль	3,20±0,51	4,15±0,65	5,64±0,82	-
Хромогорб	1,82±0,42	3,35±0,61	6,15±1,14	43,7
с. Довголука	1,50±0,50	3,81±1,02	5,26±1,27	53,6
с. Воля Довголуцька	1,64±0,32	4,13±0,43	4,95±0,95	49,2
Літо				
Контроль	2,94±0,89	4,56±0,92	6,19±1,27	-
Хромогорб	1,53±0,61	3,47±0,96	5,21±0,99	48,0
с. Довголука	1,18±0,47	3,14±0,87	4,48±0,81	60,1
с. Воля Довголуцька	1,37±0,66	4,65±1,16	4,87±1,04	53,4
Осінь				
Контроль	2,81±0,77	4,72±0,69	6,52±1,18	-
Хромогорб	1,74±0,65	3,11±0,91	4,96±1,22	38,1
с. Довголука	1,45±0,54	2,93±0,74	4,28±1,04	48,4
с. Воля Довголуцька	1,66±0,78	3,87±1,13	5,37±1,41	40,9

Рис. 4. Індекс фітотоксичності вод р. Ведмежа за показниками *Allium cepa*

найнижчий у водах в с. Довголука у всі періоди дослідження. Тому рівень фітотоксичності вод річки Ведмежа у с. Довголука був вищий від середнього і наближався до високого навесні та влітку, становлячи 59,1% та 56,0% відповідно. Індекс фітотоксичності у межах локації хромогорб був вищий від середнього упродовж усіх досліджуваних періодів, а у с. Воля Довголуцька тільки у весняно-літній період.

Таким чином, аналіз екологічного стану досліджуваних малих річок Стрийщини свідчить про середній та вищий від середнього рівень фітотоксичності, що вимагає контролю за станом забруднення цих водних об'єктів.

Головні висновки. Показники біотестування свідчать, що найнижчі рівні фітотоксичності характерні для вод річки Колодниця біля лісового масиву, а в межах села Монастирець і Колодниця встановле-

Вплив поверхневих вод р. Ведмежа на ростові показники корінців *Lactuca sativa*

Проба	4-та доба (мм) $M \pm m$	7-ма доба (мм) $M \pm m$	Індекс фітотоксичності, %
Весна			
Контроль	2,40±0,62	3,18±0,94	-
Хромогорб	1,22±0,41	2,45±0,62	49,1
с. Довголука	1,13±0,35	2,20±0,71	59,1
с. Воля Довголуцька	1,38±0,39	2,71±0,62	42,5
Літо			
Контроль	1,15±0,55	3,91±1,12	-
Хромогорб	1,44±0,63	2,21±0,82	46,1
с. Довголука	1,07±0,74	1,98±0,76	56,0
с. Воля Довголуцька	1,33±0,51	2,23±0,81	50,2
Осінь			
Контроль	2,52±0,71	3,74±0,89	-
Хромогорб	1,45±0,45	1,97±0,91	42,5
с. Довголука	1,56±0,34	2,07±0,82	38,1
с. Воля Довголуцька	1,61±0,48	2,26±0,73	36,1

ний середньорічний індекс фітотоксичності – вище середнього (42,7–65,5%). Результати біотестування свідчать, що індекс фітотоксичності поверхневих вод р. Ведмежа коливався в межах 26,1–60,1%. Встановлено, що найнижчі рівні фітотоксичності характерні для вод річки Ведмежа біля хромогорбу – середній рівень токсичності, для вод в межах сіл Довголука і Воля Довголуцька встановлений середньорічний індекс фітотоксичності – вище середнього (26,1–60,1%). Аналіз сезонної динаміки індексу фітотоксичності вод річок Колодниця і Ведмежа у всіх пробах вказує, що із підвищенням

температури (травень-жовтень) зростає й токсичність вод. Головно, це пов'язано із кращим розчиненням токсичних речовин у воді та активізацією господарської діяльності у межах досліджуваних територій.

Перспективи використання результатів досліджень. Дані аналізу екологічного стану малих річок Стрийщини є частиною комплексного моніторингу довкілля Львівщини, його результати можна буде використовувати для просвітницької роботи з населенням і розробки системи контролю за станом та якістю вод.

Література

1. Вишневський В.І., Косовець О.О. Гідрологічні характеристики річок України. К.: Ніка – Центр, 2003. С. 267–324.
2. Гродзинський Д.М. та ін. Застосування рослинних тест-систем для оцінки комбінованої дії факторів різної природи: навч. посіб. К.: Фітосоціоцентр, 2006. 60 с.
3. Зуб Л. М., Карпова Г. О. Малі річки України: характеристика, сучасний стан, шляхи збереження. URL: http://urn.iatp.org.ua/ukr_rvrs/ukrrivers.html (дата звернення 05.05.2021).
4. Карта Стрийського району. URL: [https://www.google.com.ua/maps/place/Стрийський район](https://www.google.com.ua/maps/place/Стрийський+район) (дата звернення 21.08.2021).
5. Клименко В. Г. Гідрологія України. Харків, 2010. С. 116–124.
6. Клименко М.О., Прищеп А.М., Клименко О.М., Стецюк Л.М. Оцінювання стану водних екосистем за показниками біотестування. Монографія. Рівне: НУВГП, 2014. 170 с.
7. Параняк Р.П., Осташа Т.П. Механізми формування екологічного ризику антропогенного забруднення малих річок Львівської області. *Наук. вісник ЛНУВМБТ імені С.З. Гжицького*. 2014. Част. 3. Т. 16, № 3(60). С. 371–379.
8. Поліщук В.В. Малі річки України та їх охорона. К: Знання, 1988. 32 с.
9. Руденко С.С., Костишин С.С., Морозова Т.В. Загальна екологія: практ. курс, ч. 1. Чернівці: Рута, 2003. 320 с.
10. Слободян В.О. Біоіндикація. Івано-Франківськ, 2004. 196 с.
11. Старикович Л.С., Дудок К.П., Любас Н.М. Прилади та методи дослідження стану довкілля. Львів: ЛНУ, 2014. 196 с.
12. Хімко Р.В., Мережко О.І., Бабко Р.В. Малі річки – дослідження, охорона, відновлення. К.: Інститут екології. 2003. 378 с.
13. Чернобай С.В., Климчик О.М. Особливості використання малих річок та їх охорони. *Зб. наук. праць IV науково-практ. конф. «Сучасні проблеми збалансованого природокористування»*. Кам'янець-Подільський: в-цтво «ПДАГУ», 2009. С. 79–81.
14. Чернявська А.П. Екологічна оцінка сучасного стану якості води річок Львівської області. *Український географічний журнал*. 2006. № 2. С. 45–53.
15. Яцик А. В., Бишовець Л.В., Богатов Є.О. Малі річки України. К.: Урожай, 1991. 296 с.

СИСТЕМА ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД СТАВКІВ

Ткачук О.П., Вергеліс В.І.

Вінницький національний аграрний університет

вул. Сонячна, 3, 21008, м. Вінниця

tkachukop@ukr.net

Представлено загальну інформацію щодо умов створення ставків, їх господарського значення. Обґрунтовано неможливість здійснення екологічного державного моніторингу поверхневих вод ставків на прикладі басейну річки Південний Буг за принципами Водної Рамкової Директиви. Обґрунтовано доцільність застосування візуального спостереження та методів біоіндикації і біомоніторингу за екологічним станом ставків. Визначено основні джерела забруднень водойм ставків та забруднюючі речовини, що надходять до ставків від них. Обґрунтовано доцільність обов'язкового розроблення паспорту ставка для усіх таких водойм, як документу, що визначає їх екологічний стан. Визначено основні види організмів, поширення яких у водоймах ставків вказуватимуть на забруднення води азотом, фосфором та органічними речовинами в процесі здійснення біоіндикації та біомоніторингу.

Приведено параметри прибережних водозахисних смуг навколо ставків та визначено їх правовий статус. Визначено комплекс природоохоронних заходів, що гарантуватимуть безпечний екологічний стан водойм ставків.

Основними джерелами забруднення води ставків є ведення землеробства, тваринництва і присадибного господарства у межах прибережних водозахисних смуг. Основними забруднюючими речовинами від цих джерел є азот, фосфор, пестициди, важкі метали, СПАР, нафтопродукти та інші. Враховуючи неможливість здійснення інструментального моніторингу поверхневих вод ставків, важливо виявляти візуальні зміни у стані води ставків за показниками її прозорості, мутності, евтрофікації, запаху, кольоровості, наявності завислих речовин, а також зміни стану водних організмів – водоростей, риби та інших, що становить суть біомоніторингу. Базова інформація щодо моніторингу ставків міститься у паспорті ставка – зведенні основних даних про водний режим, фізико-географічні особливості, використання природних ресурсів і його екологічну обстановку, а також напрацювання рекомендацій щодо підвищення стійкості екологічної системи. *Ключові слова:* екологічний моніторинг, ставки, поверхневі води, спостереження, природоохоронні заходи.

System of environmental monitoring surface water of ponds. Tkachuk O., Vergelis V.

General information on the conditions for creating ponds and their economic significance is presented. The impossibility of carrying out ecological state monitoring of surface waters of ponds on the example of the Southern Bug River basin according to the principles of the Water Framework Directive is substantiated. The expediency of using visual observation and methods of bioindication and biomonitoring for the ecological state of ponds is substantiated. The main sources of pollution of ponds and polluting substances entering the ponds from them have been determined. The expediency of mandatory development of a pond passport for all such water bodies as a defining document determining their ecological status is justified. The main types of organisms whose distribution in pond reservoirs will indicate water pollution with nitrogen, phosphorus and organic substances in the process of bioindication and biomonitoring have been identified.

The parameters of coastal water protection strips around ponds are given and their legal status is determined. A set of environmental protection measures has been determined that will guarantee a safe ecological state of ponds.

The main sources of pond water pollution are farming, animal husbandry and homesteading within the coastal water protection strips. The main pollutants from these sources are nitrogen, phosphorus, pesticides, heavy metals, SPAR, petroleum products and others. Taking into account the impossibility of instrumental monitoring of the surface waters of ponds, it is important to detect visual changes in the state of pond water by indicators of its transparency, turbidity, eutrophication, smell, color, presence of suspended substances, as well as changes in the state of aquatic organisms – algae, fish and others, which is the essence biomonitoring. Basic information on pond monitoring is contained in the pond passport – a summary of basic data on the water regime, physical and geographical features, use of natural resources and its ecological situation, as well as the development of recommendations for increasing the sustainability of the ecological system. *Key words:* environmental monitoring, ponds, surface water, observation, environmental protection measures.

Постановка проблеми. Потужне антропогенне навантаження на водні екосистеми інтенсивними методами ведення водного господарства призвело до стійкого зниження самовідтворюючих можливостей річок та їх виснаження. Посилюються негативні наслідки значним забрудненням водних об'єктів і відсутністю високоефективної та постійно діючої розгалуженої мережі екологічного моніторингу поверхневих вод у розрізі середніх та малих річок [1].

Актуальність дослідження. Моніторинг поверхневих вод являє собою систему спостережень, збору,

обробки даних про стан водних об'єктів, прогнозування їх змін та розробки науково-обґрунтованих рекомендацій для прийняття управлінських рішень щодо якості води. Основною метою функціонування системи моніторингу поверхневих вод є спостереження і контроль за забрудненням водних об'єктів та одержання інформації щодо природної якості води та оцінка зміни її якості води, зумовленої дією антропогенних чинників [2].

Система моніторингу поверхневих вод в Україні складається з 344 станцій, 240 з них розміщені на

річках, 43 – на озерах, 61 – на джерелах підземних вод. Така мережа не охоплює ставків. Тому важливо забезпечити контроль екологічного стану поверхневих вод ставків [3].

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. В умовах Євроінтеграції та адаптації українських нормативних актів до вимог ЄС, у тому числі і тих, що стосуються запровадження програм моніторингу поверхневих вод, важливо здійснювати контроль не тільки великих річок, що і передбачено зазначеними нормативними актами, але й проводити моніторинг малих річок і ставків. Адже саме вони наповнюють водою великі річки. Але сучасні програми моніторингу поверхневих вод практично не передбачають спостереження за такими водоймами. Тому нами рекомендовані прості, дешеві, всеохоплючі та ефективні способи та методи екологічного моніторингу водойм ставків, що можуть бути ефективними.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. В Україні з 1960 р. в рамках Українського гідрометорологічного центру Державної служби з надзвичайних ситуацій функціонують 11 басейнових управлінь, що мають 27 гідрохімічних лабораторій. Вони регулюють використання і аналізують забруднення поверхневих вод. Саме діяльність басейнових управлінь має пряме відношення до моніторингу поверхневих вод ставків, що розміщуються на річках [4].

З другої половини 2020 року в Україні державний моніторинг поверхневих вод проводиться за новою програмою, що ґрунтується на європейських принципах. Об'єктами державного моніторингу вод є масиви поверхневих вод, що включають поверхневі водні об'єкти або їх частини, в тому числі прибережні води та зони або території, які підлягають охороні; масиви підземних вод (підземні водні об'єкти або їх частини), в тому числі зони (території), які підлягають охороні; морські води в межах територіального моря та виключної морської економічної зони України, в тому числі зони (території), які підлягають охороні [5].

Для встановлення екологічного стану масивів поверхневих та підземних вод, які безпосередньо не підлягають лабораторному дослідженню, а також стану морських вод можуть використовуватися дані екологічної звітності, екологічних паспортів водойм чи інші документи, передбачені законодавством [6].

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Саме відсутність систематичного та постійного моніторингу поверхневих вод ставків зумовлює необхідність здійснення спостережень за їх станом, оскільки їх екологічний стан напряду впливає на стан річок [7].

Новизна. Вперше рекомендовано систему простих та ефективних методів екологічного моніторингу поверхневих вод ставків, що доповнюватиме та розширюватиме існуючі системи моніторингу

великих та середніх річок за рахунок проведення візуальних спостережень, біомоніторингу та підготовки паспортів водойм.

Методологічне або загальнонаукове значення. Дослідження проводилися на основі опрацювання наукових, нормативних та методологічних літературних джерел за тематикою статті.

Виклад основного матеріалу. Ставоків в Україні нараховується близько 28,8 тис. До них належать штучні стоячі водойми, що мають об'єм води до 1 млн. м³. Ставки створені переважно на малих річках, у балках і ярах та займають прируслові ділянки, частину заплави, а також дно ярів і балок. Найбільше ставків в Україні нараховується у Вінницькій, Хмельницькій, Черкаській і Полтавській областях [8].

Основним призначенням ставків є окраса населених пунктів; відпочинок на ставку, використання води для зрошення і поливу сільськогосподарських угідь; водопостачання населених пунктів, тваринницьких ферм та підприємств; розведення риби та для інших побутових потреб у сільській місцевості та виробничого використання у сільському господарстві (для обприскування сільськогосподарських посівів пестицидами, миття та інше).

З 2019 року в Україні запроваджено європейські принципи щодо здійснення моніторингу поверхневих вод відповідно до вимог Водної Рамкової Директиви. Постанова Кабінету Міністрів України від 19 вересня 2018 р. № 758 затвердила новий Порядок здійснення державного моніторингу вод, що включає моніторинг річок та озер.

На сьогодні фактично у басейні р. Південний Буг постійно здійснюється моніторинг 14 приток річки, які об'єднані у 18 пунктів спостережень, що складає 1,3 пункти на одну із 14 досліджуваних річок або 1 пункт на понад 1000 км протяжності річки. Зрозуміло, що охопити ставки цією мережею моніторингу поверхневих вод практично неможливо [9] (табл. 1).

Таблиця 1

Наявна система моніторингу поверхневих вод малих річок у басейні р. Південний Буг

№	Показник	Величина
1	Кількість приток річки П. Буг, що підлягають моніторингу, шт.	14
2	Кількість пунктів спостережень на притоках, шт.	18
3	Кількість пунктів спостережень на одну притоку, шт.	1,3
4	Кількість пунктів спостережень на 1000 км протяжності приток, шт.	1

Враховуючи неможливість здійснення інструментального моніторингу поверхневих вод ставків важливо виявляти візуальні зміни у стані води ставків за показниками її прозорості, мутності, евтрофіка-

ції (цвітіння води), запаху, кольоровості, наявності завислих речовин, а також зміни стану водних організмів – водоростей, риби та інших, що становить суть біомоніторингу (табл. 2).

Таблиця 2

Орієнтовна схема моніторингу поверхневих вод ставків

Напрямок спостережень	Показники спостереження
Візуальні спостереження	прозорість
	мутність
	евтрофікація
	запах
	кольоровість
	завислі речовини
Біомоніторинг	стан водних організмів

Основними джерелами забруднення води ставків є ведення землеробства, тваринництва і присадибного господарства у межах прибережних водозахисних смуг, зокрема внесення добрив та пестицидів, накопичення органічних добрив, побутових відходів, забір води для внесення пестицидів при наявності прямого контакту забірної труби з робочим розчином пестицидів.

Основними забруднюючими речовинами від цих джерел, що можуть призводити до загибелі водних організмів, зокрема риби, є амонійний, нітратний і нітритний азот, фосфор, пестициди, переважно хлорорганічні, важкі метали (свинець, кадмій, мідь, цинк, хром, ртуть), СПАР, нафтопродукти та інші. Також потрібно відстежувати у воді рівень розчиненого кисню, БСК, ХСК. Особливо великий ризик зміни якості води у ставках під час повені, що спостерігається у кінці зими – на початку весни, та під час межени (найменшого рівня води) – кінець літа – початок осені. Саме у ці періоди найвищий ризик загибелі риби (табл. 3).

Базовий екологічний моніторинг ставків має вестися через Паспорт ставка – тобто реєстраційний документ, який містить відомості щодо основних параметрів ставка та гідровузла (площа, об'єм, ширина, довжина, наявність греблі та ін.). Паспорт

ставка – це уніфіковане зведення основних даних про водний режим, фізико-географічні особливості, використання природних ресурсів і його екологічну обстановку, а також напрацювання рекомендацій щодо підвищення стійкості екологічної системи [10].

Найчастіше водогосподарський паспорт водного об'єкта складають для ставків, узятих в оренду для потреб риборозведення. У ньому має міститися інформація про правила експлуатації об'єкта. Водогосподарські паспорти на водні об'єкти розробляють спеціалізовані проектні організації.

Через неможливість проведення екологічного моніторингу поверхневих вод ставків належним чином, основний акцент при оцінці їх стану має ставитися на біоіндикації та біомоніторингу водою. Основними рослинами, що розвиваються у водоймах, забруднених азотом, фосфором та органічними речовинами, є: водяний жовтець фенхелевидний, кушир занурений, водопериця колосиста, рдесник гребінчастий, латаття біле, вольфія безкоренева, пухирник звичайний, жабурник звичайний, сальвінія плаваюча, ряска мала, спіродела багатокоренева. Серед тварин це: личинки комарів дзвінців, п'явки, водяний віслючок, молюски-ставковики, личинки мошки, малощетинкові черви. Виявлення цих організмів у водоймі може вказувати на відповідне забруднення вод ставків [11] (табл. 4).

Проте важливо забезпечувати комплекс заходів щодо охорони води ставків. Заходи покращення екологічного стану поверхневих вод ставків направлені на уникнення їх сукцесійних змін, зокрема: укріплення берегів кам'яними насипами або обвалуванням для захисту від абразії та розмиву, очищення дна водойм; постійний контроль водного об'єкта і прибережної зони; встановлення і дотримання меж прибережних водозахисних смуг [12].

Прибережні водозахисні смуги належать до земель водного фонду. Вони охороняють ставки від забруднення і засмічення та зберігають їх водність. Для ставків площею до 3 га ширина прибережної смуги складає 25 м, а площею понад 3 га – 50 м. При крутизні схилів біля ставків понад 3 градуси ширина прибережної смуги подвоюється [13] (табл. 5).

Межі встановлених прибережних захисних смуг і пляжних зон зазначаються в документації із зем-

Таблиця 3

Джерела забруднень та види забруднюючих речовин у водоймі ставків

Джерела забруднення водойм ставків	Забруднюючі речовини у водоймі ставків	Додаткові параметри контролю
Ведення господарської діяльності у межах прибережних водозахисних смуг	Амонійний, нітратний і нітритний азот; Фосфор; Пестициди (хлорорганічні); Важкі метали (свинець, кадмій, мідь, цинк, хром, ртуть); СПАР; Нафтопродукти.	ХСК (хімічне споживання кисню); БСК (біохімічне споживання кисню); Рівень розчиненого кисню; рН

Проведення біоіндикації та біомоніторингу поверхневих вод ставків

Забруднююча речовина	Організм біоіндикатор та біомонітор	
	Рослини	Тварини
азот, фосфор, органічне забруднення	водяний жовтець фенхелевидний, кушир занурений, водопериця колосиста, рдесник гребінчастий, латаття біле, вольфія безкоренева, пухирник звичайний, жабурник звичайний, сальвінія плаваюча, ряска мала, спіродела багатокоренева	личинки комарів дзвінців, п'явки, водяний віслючок, моллюски-ставковики, личинки мошки, малощетинкові черви

Параметри прибережних водозахисних смуг для ставків

Площа ставка, га	Ширина прибережної водозахисної смуги, м
До 3-х	25
Понад 3	50
Крутизна схилу біля ставка понад 3 °	Збільшується у 2 рази

леустрою, кадастрових планах земельних ділянок, а також у містобудівній документації. Прибережні захисні смуги встановлюються на земельних ділянках усіх категорій земель. Відсутність проєкту землеустрою щодо встановлення меж прибережної захисної смуги не вказує на відсутність самої прибережної захисної смуги, оскільки її розміри встановлені законом. На цих землях серед сільськогосподарських робіт дозволяється лише сінокосіння [14].

У прибережних захисних смугах навколо ставків, уздовж річок, навколо озер та інших водойм, а також на островах заборонено: розорювати землі (крім випадків підготовки ґрунту для залуження чи заліснення), а також здійснювати садівництво чи городництво; зберігати та вносити пестициди і добрива; облаштовувати літні табори для худоби; будувати будь-які споруди (крім гідротехнічних, навігаційного призначення, гідрометричних та лінійних), у тому числі заборонено споруджувати бази відпочинку, дачі, гаражі та стоянки для автомобілів; влаштовувати звалища сміття, гноєсховища, накопичувачі рідких та твердих відходів виробництва, кладовища, скотомогильники, поля фільтрації тощо; мити та обслуговувати транспортні засоби і техніку; випалювати суху рослинність або її залишки з порушенням порядку, встановленого центральним органом виконавчої влади, який забезпечує формування державної політики у сфері охорони навколишнього природного середовища [15].

Головні висновки. Основними джерелами забруднення води ставків є ведення землеробства, тваринництва і присадибного господарства у межах прибережних водозахисних смуг, зокрема внесення добрив та пестицидів, накопичення органічних добрив, побуто-

вих відходів, забір води для внесення пестицидів при наявності прямого контакту забірної труби з робочим розчином пестицидів. Основними забруднюючими речовинами від цих джерел, що можуть призводити до загибелі водних організмів, зокрема риби, є амонійний, нітратний і нітритний азот, фосфор, пестициди, переважно хлорорганічні, важкі метали (свинець, кадмій, мідь, цинк, хром, ртуть), СПАР, нафтопродукти та інші. Також потрібно відстежувати у воді рівень розчиненого кисню, БСК, ХСК. Особливо великий ризик зміни якості води у ставках під час повені, що спостерігається у кінці зими – на початку весни, та під час межені (найменшого рівня води) – кінець літа – початок осені.

Враховуючи неможливість здійснення інструментального моніторингу поверхневих вод ставків, важливо виявляти візуальні зміни у стані води ставків за показниками її прозорості, мутності, евтрофікації, запаху, кольоровості, наявності завислих речовин, а також зміни стану водних організмів – водоростей, риби та інших, що становить суть біомоніторингу. Базова інформація щодо моніторингу ставків міститься у паспорті ставка – зведенні основних даних про водний режим, фізико-географічні особливості, використання природних ресурсів і його екологічну обстановку, а також напрацювання рекомендацій щодо підвищення стійкості екологічної системи.

Перспективи використання результатів дослідження. Представлені результати досліджень будуть корисні при здійсненні локального екологічного моніторингу поверхневих вод ставків, а також при запровадженні природоохоронних заходів щодо збереження водойм ставків.

Література

1. Клименко М.О., Прищепа А.М., Вознюк Н.М. Моніторинг довкілля: підручник. К.: Академія, 2006. 360 с.
2. Боголюбов В.М., Клименко М.О., Мокін В.Б. Моніторинг довкілля: підручник. Херсон, 2012. 530 с.
3. Клименко В.Г. Загальна гідрологія: навчальний посібник для студентів. Харків: ХНУ, 2008. 144 с.
4. Мокін В.Б., Мокін Б.І. Математичні моделі та програми для оцінювання якості річкових вод: монографія. Вінниця: УНІВЕРСУМ-Вінниця, 2000. 152 с.
5. Водна Рамкова Директива 2000/60/ЕС. Основні терміни та їх визначення. К.: RODECOVER Seau, 2006. 244 с.
6. Олійник О.О. Моніторинг екологічного стану ставків у племінному рибницькому господарстві ВАТ «Сквирарибсільгосп». *Рибогосподарська наука України*. 2008. № 3. С. 52–56.
7. Франчук Г.М., Кравець М.О. Оцінка екологічного стану каскадів Голосіївських ставків. *Наукоємні технології*. 2013. № 1(17). С. 115–120.
8. Гребінь В.В., Хільчевський В.К., Сташук В.А. Водний фонд України: Штучні водойми – водосховища і ставки: Довідник. Київ: «Інтерпрес ЛТД» 2014. 164 с.
9. Басейнове управління водних ресурсів р. Південний Буг. URL: <http://www.buvr.vn.ua> (дата звернення 17.01.2024).
10. Яцолт А.Р., Главацька Л.Ю., Піта О.В., Костик В.І. Розробка нового екологічного паспорта ставків на основі даних Басейнового управління водними ресурсами річки Південний Буг. *Наукові праці ВНТУ*. 2013. № 3. С. 1–7.
11. Карпова Г., Зуб Л., Мельничук В., Проців Г. Оцінка екологічного стану водойм методами біоіндикації. Перші кроки до оцінки якості води. Бережани, 2010. 32 с.
12. Романенко В.Д., Жукінський В.М., Оксіюк О.П. Методика встановлення екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. К.: Мінекоресурсів України. 2001. 48 с.
13. Ромашенко М.І. Водна стратегія України на період до 2025 року (наукові основи). Київ: 2015. 46 с.
14. Ромашенко М.І. Водна безпека – запорука сталого розвитку України / ін. *Вісник аграрної науки*. 2018. № 11 (788). С. 177–185. URL: <https://doi.org/10.31073/agrovisnyk201811-22>. (дата звернення 17.01.2024).
15. Злочевський М.В., Петрук Г.М., Клименко М.О., Древецький В.В. Відновлення водних екосистем малих річок України. *Вісник інженерної академії України*. 2010. № 3–4. С. 227–230.

ГЕОІНФОРМАЦІЙНІ ТЕХНОЛОГІЇ МОДЕЛЮВАННЯ ПРОЦЕСІВ ПОВЕРХНЕВОГО СТОКУ ВОДОЗБІРНИХ БАСЕЙНІВ НА ПРИКЛАДІ ТЕРИТОРІЇ ІВАНО-ФРАНКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Федик Я.І., Чепурний І.В.

¹Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу
вул. Карпатська, 15, 76019, м. Івано-Франківськ
igor.chepurnyi@gmail.com

Статтю присвячено питанню моделювання процесів поверхневого стоку для басейну річки Прут у межах Івано-Франківської області на основі цифрової моделі рельєфу з використанням модулів гідрологічного моделювання в геоінформаційних системах. Використання геоінформаційного моделювання для оцінки процесів поверхневого стоку у річкових басейнах зумовлене можливостями геоінформаційних систем аналізувати та візуалізувати дані, що стосуються водозборів, гідрографії, використання землі, типів ґрунтів та інших важливих параметрів, вони надають інструменти для аналізу і проектування, допомагаючи зменшити ризики і підвищити ефективність рішень. Гідрологічні параметри стоку, отримані за допомогою методів геоінформаційного моделювання на основі цифрової моделі рельєфу, є основою для прогнозування повеней та паводків. Ці параметри дозволяють проводити аналіз впливу різних чинників на водний режим басейну, розробляти заходи з управління водними ресурсами та оцінювати ризики природних катастроф. У процесі моделювання створено цифрову модель рельєфу на основі відкритих даних SRTM (Shuttle Radar Topography Mission). Для розрахунку геоморфологічних та гідрологічних параметрів використано модуль гідрологічного моделювання, що входить до складу геоінформаційних систем з вільною ліцензією. Виконано гідрологічне моделювання річкової мережі та параметрів стоку для басейну р. Прут в межах Івано-Франківської області за допомогою SAGA GIS. Визначено геоморфологічні параметри басейну (кути нахилу, експозиція схилу). Побудовано карту накопичення стоку та карти мережі водотоків (водотоків). Проведено моделювання часу надходження вод поверхневого стоку до замикаючої споруди для окремого басейну в межах басейну р. Прут. Отримана карта дає можливість оцінити час надходження води до точки замикаючого створу. При заданому часу накопичення потоку 300 хвилин час добігання води змінюється в межах 40-280 хвилин. Одержана цифрова модель рельєфу, виділені річкові басейни, дані щодо накопичення поверхневого стоку та інші гідрологічні параметри є передумовою до створення прогнозних карт ризиків розвитку паводків. *Ключові слова:* геоінформаційна система, просторові дані, цифрова модель рельєфу, гідрологічне моделювання, річкові басейни, водотоки, геоінформаційний аналіз.

Geoinformation Technologies for Modeling Surface Runoff Processes in Watersheds: a Case Study of the Ivano-Frankivsk Region. Fedyk Ya., Chepurnyi I.

The article is devoted to the issue of modeling surface runoff processes for the Prut River basin within the Ivano-Frankivsk region based on a digital elevation model using hydrological modeling modules in geographic information systems. The use of geoinformation modeling to assess surface runoff processes in river basins is due to the capabilities of geographic information systems to analyze and visualize data related to watersheds, hydrography, land use, soil types, and other important parameters. They provide tools for analysis and design, helping to reduce risks and increase the efficiency of decisions. Hydrological runoff parameters obtained using geoinformation modeling methods based on a digital elevation model are the basis for forecasting floods and high waters. These parameters allow for the analysis of the impact of various factors on the water regime of the basin, the development of water resource management measures, and the assessment of natural disaster risks. In the modeling process, a digital elevation model was created based on open SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) data. Hydrological modeling modules included in freely licensed geographic information systems were used to calculate geomorphological and hydrological parameters. Hydrological modeling of the river network and runoff parameters for the Prut River basin within the Ivano-Frankivsk region was carried out using SAGA GIS. Geomorphological parameters of the basin (slope angles, slope exposure) were determined. A runoff accumulation map and maps of the watercourse network (watercourses) were built. The modeling of the surface runoff time to the closure structure for a specific basin within the Prut River basin was carried out. The obtained map makes it possible to assess the time of water arrival at the closure point. With a given flow accumulation time of 300 minutes, the water travel time varies within 40-280 minutes. The obtained digital elevation model, identified river basins, data on surface runoff accumulation, and other hydrological parameters are prerequisites for creating predictive flood risk maps. *Key words:* geographic information system, spatial data, digital elevation model, hydrological modeling, river basins, watercourses, geoinformation analysis.

Постановка проблеми. У останні десятиріччя у світі значно зросла кількість повеней та паводків. Ці негативні явища обумовлені такими чинниками, як глобальні кліматичні зміни, динамікою річкових режимів, деградацією рослинного покриву річкових басейнів у тому числі внаслідок їх вирубок [1].

Для території України ці проблеми також є актуальними. Кліматичні зміни призводять до більш частих та інтенсивних опадів, особливо в літній період, що підвищує ризик паводків. За останнє двадцятиліття кожен рік в Україні був теплішим, ніж середньостатистичні показники за довготривалий період,

і 2020 рік став найспекотнішим роком у Європі та Україні, перевищивши на 2,8 °C середній показник 1961–1990 рр [2]. Масова вирубка лісів у Карпатах зменшує природну поглинаючу здатність ґрунтів. Відсутність ефективних систем моніторингу та раннього попередження ускладнює швидке реагування на загрозу повеней. Наслідками повеней та паводків є руйнування житла, інфраструктури, сільськогосподарських угідь, втрата життя та здоров'я людей, ерозія ґрунтів, забруднення водних ресурсів тощо.

Актуальність дослідження. Серед заходів для зменшення ризиків важливе місце посідає впровадження систем моніторингу та попередження повеней та паводків, які передбачають використання сучасних технологій для моніторингу погодних умов і рівня води у річках. Такі системи повинні базуватися на даних щодо гідрологічних параметрів водозборів, визначення та аналіз яких проводять із використанням географічних інформаційних систем (ГІС). Роль ГІС в управлінні водними ресурсами забезпечує значні переваги для оперативного моделювання ключових гідрологічних показників. Інструменти гідрологічного моделювання інтегровані до більшості сучасних повнофункціональних ГІС. Сучасні ГІС-технології використовуються для функціонування систем моніторингу та прогнозування паводків, повеней і пов'язаних небезпечних геологічних процесів, таких як селі, зсуви та річкова ерозія.

Метою даної роботи є моделювання водозбірних басейнів та процесів поверхневого стоку межах території Івано-Франківської області на основі цифрової моделі рельєфу з використанням модулів гідрологічного моделювання в геоінформаційних системах. Гідрологічні параметри стоку, що одержуються за допомогою методів геоінформаційного моделювання на основі цифрової моделі рельєфу є основою для прогнозування повеней та паводків.

Використання геоінформаційного моделювання для оцінки процесів поверхневого стоку у річкових басейнах зумовлене можливостями геоінформаційних систем аналізувати та візуалізувати дані, що стосуються водозборів, гідрографії, використання землі, типів ґрунтів та інших важливих параметрів, вони надають інструменти для аналізу і проектування, допомагаючи зменшити ризики і підвищити ефективність рішень. Завдяки геоінформаційному моделюванню можливо прогнозувати повені, селеві потоки та інші природні катастрофи, що дозволяє вчасно вживати заходи для зменшення збитків.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Загалом, питанню моніторингу, запобігання та пом'якшення наслідків унаслідок повеней та паводків присвячені програми та директиви урядових організацій. Зокрема, Європейський Союз (ЄС) має кілька програм і ініціатив, спрямованих на моніторинг та попередження паводків і повеней. Тут варто відзна-

чити Директиву ЄС про паводки (Floods Directive, 2007/60/EC) [3], яка зобов'язує держави-члени ЄС оцінювати ризики повеней, розробляти карти ризиків і планувати управління ризиками повеней. Геоінформаційне моделювання процесів поверхневого стоку у річкових басейнах є важливим, оскільки дозволяє приймати обґрунтовані рішення щодо управління водними ресурсами, збереження екосистем та попередження природних катастроф. Окремо слід відзначити необхідність створення карт загроз і ризиків повеней на що вказують автори [4]. Існують наукові програми які безпосередньо передбачають використання геоінформаційних технологій для збору, систематизації просторових даних. Це програма Copernicus, спостереження за Землею, яка надає дані та інформаційні послуги для моніторингу та прогнозування природних катастроф, включаючи повені. Директива INSPIRE (Infrastructure for Spatial Information in the European Community), яка спрямована на створення європейської інфраструктури просторових даних, яка допомагає інтегрувати та обмінюватися інформацією про ризики повеней між країнами ЄС. ряд державних програм, спрямованих на моніторинг та попередження повеней та паводків. Ці програми включають модернізацію інфраструктури, розвиток систем раннього попередження, наукові дослідження та співпрацю з міжнародними організаціями. Важливу роль відіграє інтеграція сучасних технологій для покращення управління водними ресурсами та зниження ризиків природних катастроф [5].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. При гідрологічному моделюванні важливу роль відіграє процес структурного поділу території на гідрологічні одиниці за допомогою цифрових моделей рельєфу та обчислення їхніх параметрів. У середовищі геоінформаційних систем створюються цифрові моделі рельєфу, на основі яких розраховуються ухили, експозиції, відмивки рельєфу, напрямки стоку, акумуляція стоку та дренаж (розрахункова річкова мережа) тощо [6, 7]. У роботі [8] пропонується розподілена гідрологічна модель водозбору, яка передбачає як використання цифрової моделі рельєфу (ЦМР) водозбору, так і єдиної континуальної сутності модельних показників для всього географічного простору водозбірного басейну.

Просторова схематизація басейну є початковим етапом гідрологічного моделювання та передус оцінці параметрів моделі. Це завдання зазвичай вирішується за допомогою ГІС-технологій, які є незамінним інструментом для просторово-часового моделювання об'єктів та явищ, на основі цифрових моделей рельєфу, ґрунтових та ландшафтних карт різних масштабів, даних космічної зйомки та продуктів їх обробки. На сьогодні розроблено широкий спектр розподілених гідрологічних моделей, які по-різному інтегровані з ГІС. Більшість з цих моделей мають ГІС-інтерфейс для підготовки просторо-

вих даних, тоді як сам процес моделювання стоку часто виконується зовнішніми програмними засобами, тобто застосовується так званий мультипрограмний підхід [9]. У ГІС, що орієнтовані на звичайного користувача реалізовані лише прості та часто використовувані гідрологічні інструменти, такі як розрахунок похідних по ЦМР, виділення річкової мережі та водозборів. Найбільш потужні аналітичні можливості в галузі гідрологічних додатків мають такі пакети, як ГІС GRASS, ГІС SAGA [10].

Крім, власне, визначення гідрологічних параметрів водозборів ГІС дозволяють розраховувати додаткові параметри, які характеризують певний водозбір та впливають на формування поверхневого стоку, наприклад, це залісеність та особливості рослинного покриву водозборів [11–13].

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Метою цієї роботи є моделювання процесів поверхневого стоку для басейну річки Прут у межах Івано-Франківської області на основі цифрової моделі рельєфу з використанням модулів гідрологічного моделювання в геоінформаційних системах. Гідрологічні параметри стоку, отримані за допомогою методів геоінформаційного моделювання на основі цифрової моделі рельєфу, є основою для прогнозування повеней та паводків. Крім того, ці параметри дозволяють проводити аналіз впливу різних чинників на водний режим басейну, розробляти заходи з управління водними ресурсами та оцінювати ризики природних катастроф.

Новизна. Полягає в застосуванні модулів гідрологічного моделювання, що входять до складу геоінформаційних систем з вільною ліцензією для оцінки гідрологічних показників території Івано-Франківської області на основі відкритих даних цифрової моделі рельєфу одержаної за даними SRTM (Shuttle Radar Topography Mission). Це дозволить змодельовати мережу водотоків, їх водозборів та оцінити накопичення стоку та його швидкість.

Методологічне або загальнонаукове значення. Дослідження проведено на основі відкритих даних –

цифрової моделі рельєфу одержаної за даними SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) із використанням вільного програмного забезпечення QGIS, GRASS GIS, SAGA GIS та відображає загальнометодологічний підхід з використання відкритих даних для дослідження природних явищ та процесів. Одержана цифрова модель рельєфу, виділені річкові басейни, дані щодо накопичення поверхневого стоку та інші гідрологічні параметри є передумовою до створення прогнозних карт ризиків розвитку паводків.

Виклад основного матеріалу. Будь-яка гідрологічна модель схематизує річковий басейн певним чином. Метод схематизації визначає структуру моделі і залежить від підходів, що використовуються для опису процесу формування стоку. Схематизація здійснюється шляхом поділу водозбору на схили, уздовж яких вода стікає до розрахункових ділянок річкової мережі. Результатом гідрологічного моделювання є структурний поділ території на водозбори різних порядків, а також структура річкової мережі.

У більшості сучасних моделей стоку ці розрахунки виконуються за допомогою ГІС-технологій на основі цифрових моделей рельєфу (ЦМР). Інструменти, що дозволяють визначити напрям руху води по поверхні схилів, створити модель річкової мережі та виділити водозбори різних порядків, реалізовані у багатьох сучасних ГІС-пакетах. У деяких гідрологічних моделях є власні інструменти для виконання цих операцій.

Гідрологічні модулі ГІС дозволяють моделювати параметри стоку, але основною умовою для проведення розрахунків є побудова шарів водозбірних басейнів та водотоків. Загальний алгоритм виділення водозборів, який притаманний модулям гідрологічного моделювання ГІС [14] наведений на рис. 1.

Для цих завдань існують відповідні функції в модулях «Гідрологія» у різних ГІС. Наприклад, у GRASS GIS це функція `r.watershed`, подібні функції також присутні у SAGA GIS та ArcGIS. Функція `r.watershed` використовує алгоритм, який розраховує накопичення потоку шляхом врахування кількості

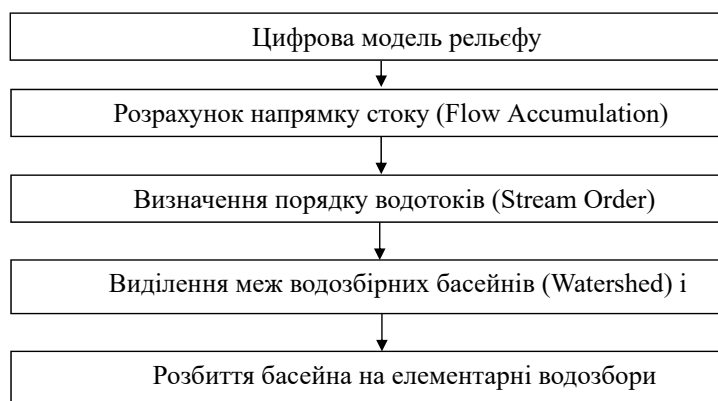


Рис. 1. Порядок виділення меж водозборів

комірок у растрі висот, через які проходить умовний потік, що передає стік води через ландшафт.

Вихідними даними для гідрологічного моделювання процесів поверхневого стоку в Івано-Франківській області є цифрова модель рельєфу, отримана за даними SRTM у форматі растрового файлу. На рисунку 2 наведена картограма території досліджень з нанесеною цифровою моделлю рельєфу. За даними цифрової моделі рельєфу засобами ГІС створено зображення відмивки рельєфу, розраховано кути нахилу та експозиції схилів.

Для схематизації водозборів використовувалася функція `r.watershed` у GRASS GIS. В результаті роботи цієї функції, крім виділення водозборів, були створені растрові шари напрямків стоків, сегментів потоків та півбасейнів. Для території Івано-Франківської області за даними цифрової моделі рельєфу з використанням модуля гідрологічного моделювання GRASS GIS було виділено басейни основних річок Івано-Франківської області – Прут, Чорний Черемош, Бистриця, Лімниця та інші. Варто зауважити, що для коректної схематизації басейну річки необхідним є охоплення території що покриває два півбасейни.

Також в результаті аналізу виділено основні водотоки. Деталізація виділення водотоків, тобто мінімальне значення порядку їх виділення залежить від мінімального числа комірок цифрової моделі рельєфу за яким проводиться аналіз. Число комірок встановлюється експериментально. Інструмент

сумарний стік (Flow Accumulation) обчислює сумарний стік як сумарну вагу всіх комірок, що впадають у кожен комірку вниз по схилу вихідного растру. Якщо не надано растру ваг, кожній комірці призначається вага 1, а значенням комірки вихідного растру є кількість комірок, що «впадають» у кожен комірку. Комірки з високим сумарним стоком – це ділянки концентрованого стоку; вони можуть бути використані для визначення русел водотоків.

Прикладом використання інструменту Сумарний стік (Flow Accumulation) із вхідним растром ваг може бути визначення кількості дощових опадів, які потрапляють у заданий басейн. У такому разі вихідним додатковим растром, крім рельєфу може бути растр, що містить інформацію про середню кількість дощових опадів за певний період. Вихідні дані інструменту будуть представляти кількість опадів, що протікає через кожен осередок, при припущенні, що весь дощ, що випав, стікає по поверхні і не існує перехоплення опадів, немає випаровування, і опади не просочуються в ґрунтові води.

Детальніше розглянемо басейн р. Прут у межах Івано-Франківської області, який позначений на рис.2. Басейн р. Черемош не враховуємо, оскільки на території Івано-Франківської області розташований тільки півбасейн. Застосувавши функцію `r.watershed` та встановивши мінімальну кількість комірок растру для виділення водозбору на рівні 1000, були виділені дрібні басейни частини річки Прут у межах Івано-Франківської області. Отримані растрові шари річко-



Рис. 2. Схема території досліджень з нанесеною цифровою моделлю рельєфу

вих басейнів та водотоків були перетворені у векторний формат за допомогою функції *r.to.vec* у GRASS GIS (рис. 3).

Також було оцінено накопичення стоку (*flow accumulation*). Результуюча карта накопичення стоку містить абсолютне значення кількості поверхневого потоку, що проходить через кожну комірку растру ЦМР. Для розрахунку накопичення стоку та часу добігання потоку використано інструменти гідрологічного та геоморфологічного моделювання в геоінформаційній системі SAGA (*System for Automated Geoscientific Analyses*).

Мережу водотоків для басейну р. Прут було визначено за допомогою функції *Channel Network*.

У результаті виконання цієї функції було створено растровий та векторний файли (*shape*) (рис. 3). Після цього було застосовано функцію *Unslope Area*, яка в інтерактивному режимі дозволяє отримати контур басейну для певної точки витоку на водотоці. Для демонстрації її роботи було вибрано ділянку в західній частині басейну р. Прут, для якої було визначено контур басейну. Для цього виділеного басейну було розраховано час добігання води поверхневого стоку до замикаючого створу. На рис. 4 зображено карту добігання води поверхневого стоку до замикаючого створу, розраховану за методом *Isochrones Constant Speed (interactive)* для заданого часу накопичення стоку 300 хвилин (5 годин). Створені карти дозволя-

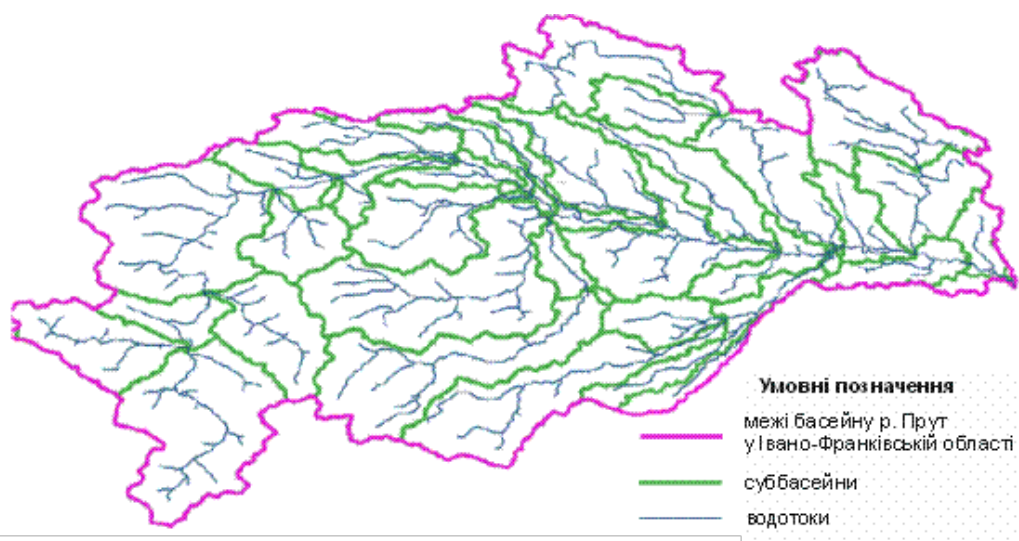


Рис. 3. Змодельовані вододіли та водотоки для басейну р. Прут в межах Івано-Франківської області

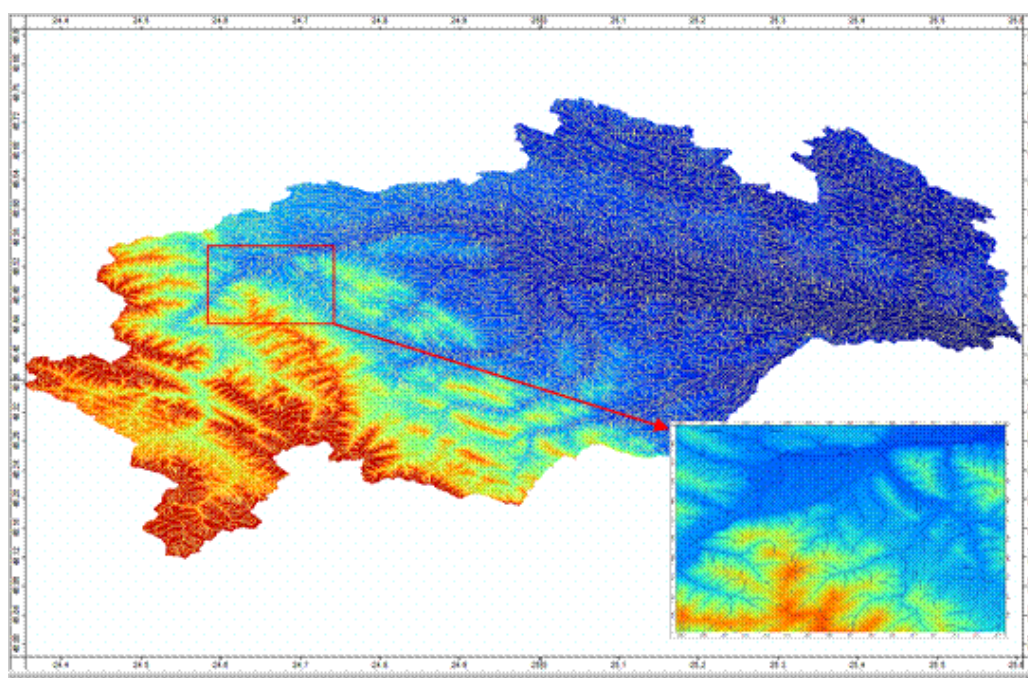


Рис. 3. Карта мережі водотоків басейну р. Прут в межах Івано-Франківської області

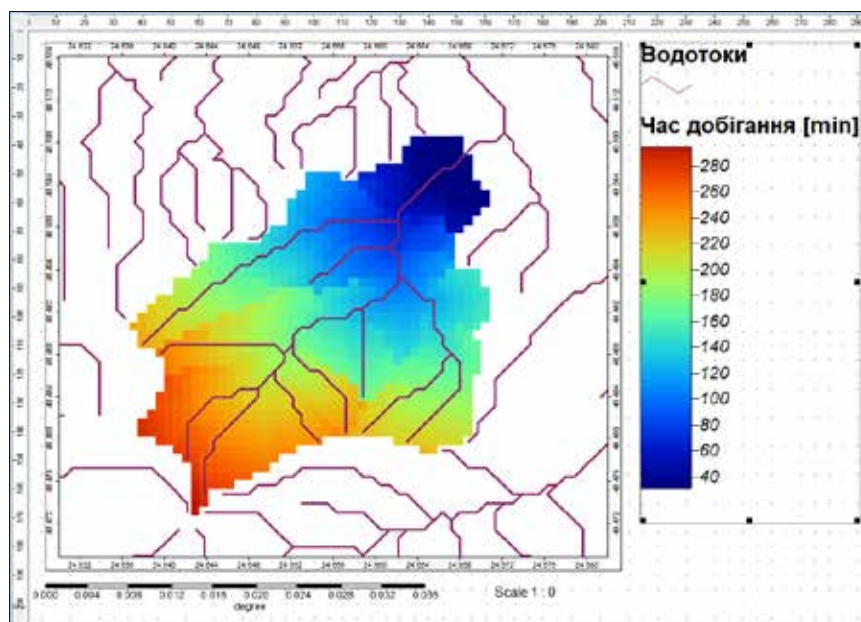


Рис. 4. Карта зміни часу добігання поверхневого стоку до замикаючого створу

ють оцінити час добігання поверхневого потоку, що утворюється під час випадання атмосферних опадів, до точки замикаючого створу.

Головні висновки. Гідрологічне моделювання процесів поверхневого стоку дозволяє оцінювати процеси стікання води схилами. Ці процеси є складними та багатфакторними, тому використання геоінформаційних технологій для цих завдань є необхідністю. За їх допомогою, наприклад, здійснюють визначення меж водозбору, мережі водотоків, процеси накопичення стоку, розбиття водозбору на схили, уздовж яких відбувається стікання води до розрахункових ділянок річкової мережі.

У більшості сучасних моделей стоку їх параметри розраховуються засобами ГІС-технологій на основі цифрової моделі рельєфу. Відповідні інструменти, що дозволяють визначити напрям руху води по поверхні схилів, створити модель річкової мережі та виділити водозбори різних порядків, реалізовані у більшості сучасних ГІС-пакетів. У даному дослідженні проведено гідрологічне моделювання річкової мережі та параметрів стоку для території Івано-Франківської області за допомогою гідрологічних модулів QGIS, GRASS GIS. У результаті виділено території водозборів, напрямки потоків, сегменти потоків, півбасейни, накопичення стоку. Проведено гідрологічне моделювання річкової мережі та параметрів стоку для басейну річки Прут в межах Івано-Франківської області за допомогою ГІС SAGA. Визначено геоморфологічні параметри басейну,

такі як кути нахилу та експозиції схилів. Створено карту накопичення стоку та карти сегментів потоку (водотоків). Важливим чинником якості проведеного гідрологічного моделювання є роздільна здатність вихідної цифрової моделі рельєфу та отриманої растрової поверхні накопичення стоку.

Проведено моделювання часу добігання води поверхневого стоку до замикаючого створу для окремого басейну в межах басейну річки Прут. Отримана карта дозволяє оцінити час надходження води до точки замикаючого створу. Для заданого часу накопичення потоку 300 хвилин час добігання варіюється в межах від 40 до 280 хвилин.

Перспективи використання результатів дослідження. Отримані результати демонструють можливість, які надають відкриті геоінформаційні системи у сфері гідрологічного моделювання на основі використання відкритих даних. Створена цифрова модель рельєфу за даними SRTM дозволяє з високою ефективністю виділяти вододіли та водотоки для гірських територій із різко розчленованим рельєфом, проте для рівнинних територій необхідні більш точні дані, тому у подальшому при створенні цифрової моделі рельєфу слід використовувати дані різних джерел у тому числі дані крупномасштабних топографічних карт тощо. Базові гідрологічні параметри басейнів – їхні контури, абсолютні відмітки, кути нахилу, експозиції, водотоки та їх акумулююча здатність є основою для подальшого моделювання розвитку повеней та паводків.

Література

1. Зміна клімату: наслідки та заходи адаптації: аналіз. доповідь / С.П. Іванюта, О. О. Коломієць, О. А. Малиновська та ін.; за ред. С. П. Іванюти; Київ, 2020. 110 с.
2. Wilson L., New S., Daron J., Golding N. Climate Change Impacts for Ukraine. Met Office. 2021. 34 p.
3. Directive 2007/60/EC on the assessment and management of flood risks / European Parliament, Council. 2007.

4. Spachinger K., Dorner W., Metzka R., Serrhini K., Fuchs S. Flood Risk and Flood hazard maps – Visualisation of hydrological risks. Iop Conference Series: Earth and Environmental Science. 2008. 4 p. doi:10.1088/1755-1307/4/1/012043.
5. Shevchuk V., Burshtynska K., Korolik I., Halochkin M. Monitoring of horizontal displacements and changes of the riverine area of the Dniester River. *Journal of Water and Land Development*. 2021. 1–15 p. doi:10.24425/jwld.2021.137091
6. Бабаджанова О. Ф., Павлюк Ю. Є., Сукач Ю. Г. Сучасні системи попередження та прогнозування повеней. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*. 2013. № 7. С. 167–171.
7. Fedoniuk M., Kovalchuk I., Zhdaniuk B., Fedoniuk V., Pavlovska T. Use of multispectral satellite imagery to monitor erosion on the Volyn upland. *XIVth International Scientific Conference on Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment*. 2020. P. 1–4.
8. Костріков С.В. Розподілене гідрологічне моделювання водозбірних басейнів через ГІС-засоби. *Вісник Харківського національного університету ім. В.Н. Каразіна. Серія Екологія*. 2012. № 7. С. 22–30.
9. Lindsay J.B. Whitebox GAT: A case study in geomorphometric analysis // *Computers & Geosciences*. 2016. Vol. 95. P. 75–84.
10. Neteler M., Bowman M., Landa M., Metz M. GRASSGIS: A multi- purpose open source GIS. *Environmental Modelling and Software*. 2012. Vol. 31. P. 124–130.
11. Кульчицький-Жигайло І. С. Характер розташування лісів на водозборі гірської річки в Карпатах як один з чинників формування витрат води весняного водопілля. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2018, т. 28, № 5. С. 69–73.
12. Олійник В.С. Фактори виникнення паводкового стоку води в гірських лісах Карпат. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2012. Вип. 22.2. С. 21–26.
13. Снітинський В.В., Хірівський П.Р., Гнатів І.Р. Особливості формування поверхневого стоку гірських річок за вирубки лісів та розорювання схилів територій. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. 2020, № 3(30). С. 73–77. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.3-30.12>
14. Беспалько Р. І., Гуцул Т.В. Технологічні особливості виділення меж водозбірних басейнів засобами ГІС-технологій (на прикладі р. Брусниця). *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна, серія «Геологія. Географія. Екологія»*. 2021. Вип. 55. С. 117–127. <https://doi.org/10.26565/2410-7360-2021-55-09>

ГІДРОЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН РІЧКИ БОРЖАВА

Вовкунович М.О.

Державний вищий навчальний заклад «Ужгородський національний університет»
пл. Народна, 3, 88000, м. Ужгород
mykhailo.vovkunovych@uzhnu.edu.ua

Річка, як важливий компонент природної системи, визначає умови життєдіяльності населення та господарського освоєння її басейну. Тому гідроекологічний стан поверхневих вод є ключовим об'єктом наукових досліджень. У статті представлені морфометричні характеристики річки Боржава та її водозбору, а також аналіз її гідролого-гідрохімічного режиму. Для ілюстрації автор створив гіпсометричну карту басейну річки Боржава. Опрацьовано попередні наукові дослідження з даної тематики та фондові матеріали Басейнового управління водних ресурсів річки Тиса і Закарпатського обласного центру з гідрометеорології. Вивчено багаторічні дані гідрологічного режиму річки.

На основі фондових матеріалів Басейнового управління водних ресурсів річки Тиса, отриманих з двох пунктів моніторингу вод протягом 2008-2018 років, проаналізовано гідрохімічні показники якості вод річки Боржава за наступними групами: фізико-хімічні показники, органічні речовини, мінералізація води та головні іони, біогенні речовини, мікроелементи, специфічні забруднюючі речовини. Визначено гідроекологічний стан за методикою інтегрального екологічного індексу. Досліджено динаміку гідроекологічного стану вод річки Боржава впродовж 2008-2018 років на основі аналізу гідрохімічних показників, встановлено концентрацію і походження забруднюючих речовин у воді, а також обраховано загальний індекс забруднення вод та визначено клас якості води.

Проаналізовано вплив природних факторів на формування якості води річки Боржава, а також види та джерела антропогенного впливу. Особлива увага приділена вивченню впливу господарської діяльності на гідроекологічний стан річки Боржава та визначенню основних джерел забруднення річкових вод. Обґрунтовано актуальність дослідження обраної тематики та важливість його продовження. *Ключові слова:* річка Боржава, гідрохімічний показник, гідроекологічний стан, забруднення та якість вод.

Hydroecological state of the Borzhava River. Vovkunovich M.

A river, as an important component of the natural system, determines the conditions for the livelihoods of the population and the economic development of its basin. Therefore, the hydroecological state of surface waters is a key object of scientific research. The article presents the morphometric characteristics of the Borzhava River and its catchment area, as well as an analysis of its hydrological and hydrochemical regime. For illustration purposes, the author has created a gipsometric map of the Borzhava river basin. Previous scientific studies on this topic and the stock materials of the Tisza River Basin Water Resources Administration and the Transcarpathian Regional Center for Hydrometeorology were analyzed. Long-term data of the river's hydrological regime were studied.

Based on the stock materials of the Tisza River Basin Water Resources Administration obtained from two water monitoring sites during 2008-2018, the hydrochemical indicators of water quality of the Borzhava River were analyzed in the following groups: physicochemical indicators, organic matter, water mineralization and major ions, nutrients, trace elements, and specific pollutants. The hydroecological state was determined by the method of the integral ecological index. The dynamics of the hydroecological state of the Borzhava River waters during 2008-2018 was studied on the basis of the analysis of hydrochemical indicators, the concentration and origin of pollutants in the water was determined, and the general water pollution index was calculated and the water quality class was determined.

The influence of natural factors on the formation of water quality in the Borzhava River, as well as the types and sources of anthropogenic impact are analyzed. Particular attention is paid to the study of the impact of economic activity on the hydroecological state of the Borzhava River and the identification of the main sources of river water pollution. The relevance of the study of the chosen topic and the importance of its continuation are substantiated. *Key words:* Borzhava River, hydrochemical indicator, hydroecological state, pollution and water quality.

Постановка проблеми. Особливу увагу слід приділити гірським річкам, оскільки їхні поверхневі води майже не використовуються для водопостачання, але вони приймають господарсько-побутові та сільськогосподарські стічні води. Прибережні території в межах населених пунктів часто стають сміттєзвалищами. Це створює проблему збереження басейнів у їхньому природному стані. Вивчення гідрологічної та гідрохімічної специфіки малих вод-

них об'єктів є важливим, оскільки вони визначають характер та особливості режимів середніх і великих річок. Це дозволяє розробляти програми моніторингу та водокористування.

Однією з пріоритетних проблем сучасності є забруднення природних об'єктів. Антропогенний вплив призводить до того, що значна кількість різних речовин, включаючи важкі метали та радіонукліди, потрапляє у навколишнє середовище

далеко за межами основних джерел забруднення. Інтенсифікація міграційних процесів цих сполук у природних системах зумовлює необхідність контролю їхнього вмісту в об'єктах навколишнього середовища. Одними з найважливіших таких об'єктів є річки, які мають велику екологічну значимість. Забруднення річок призводить до істотних змін їхніх гідрохімічних характеристик та погіршення якості води, яка є вкрай необхідною для життя людини.

Актуальність дослідження. Однією з основних складових річкової системи Тиса в межах Закарпатської області є річка Боржава. Вона вирізняється унікальним поєднанням гірської, передгірної та рівнинної місцевості, що мають суттєво відмінні геолого-гідрологічні, геоморфологічні, гідро-кліматичні та інші характеристики. У басейні річки Боржава розташовані численні населені пункти, такі як Іршава, Приборжавське, Довге та інші, що спричиняє інтенсивне використання її водних ресурсів для побутових потреб і сільського господарства. Це призводить до загострення екологічних проблем через забруднення річки різними речовинами та загальне погіршення якості води.

Таким чином, дослідження гідроекологічного стану річки Боржава є вкрай актуальним. Воно потребує комплексної оцінки якості вод за гідрохімічними показниками за, принаймні, десятирічний період, щоб встановити загальні тенденції забруднення та вжити необхідних заходів для збереження її екологічного стану.

Об'єктом дослідження є масиви поверхневих вод річки Боржава. *Предметом* дослідження є особливості гідролого-гідрохімічного режиму та гідроекологічний стан річки Боржава. *Мета* дослідження полягає у визначенні якості води річки Боржава шляхом комплексного аналізу основних гідрохімічних показників та визначення інтегрального екологічного індексу. При цьому розглянуто також чинники впливу господарської діяльності на гідроекологічний стан річки.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Авторський доробок значно сприяє розвитку наукових знань у галузі гідроекології, зокрема через детальне вивчення хімічних, фізичних та біологічних параметрів річки Боржава за доступними даними впродовж 2008–2018 рр. Дослідження охоплює комплексну методичку оцінки якості води, базовану на аналізі багаторічних режимних спостережень, що дозволяє підвищити точність отриманих в результаті гідроекологічних досліджень результатів. Отримані результати мають практичне значення для органів управління водними ресурсами та екологічного контролю та можуть допомогти при розробці заходів щодо охорони водних ресурсів та зниження рівня забруднення масивів поверхневих річки Боржава.

Дослідження гідроекологічного стану вод річки Боржава підкреслює важливість контролю та регу-

лювання господарської діяльності в межах водозбірної території для забезпечення умов сталого використання водних ресурсів.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Науковцями ДВНЗ «Ужгородський національний університет» та Закарпатського угорського інституту ім. Ференца Ракоці II раніше було проаналізовано динаміку та мінливість окремих груп гідрохімічних показників [1, 2, 3–5], чинники антропогенного впливу на якість поверхневих вод у межах водозбору Боржави та часткова оцінка якості вод [6, 7, 8–11]. Аналіз гідрохімічних показників якості вод доповнено актуальними гідрологічними дослідженнями, зокрема опису часової однорідності характеристик водного стоку в басейні річки Боржава [12]. Попередні дослідження є частковими і не дають комплексного уявлення про гідроекологічний стан поверхневих вод річки Боржава.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Дослідження доповнює комплексний аналіз впливу антропогенної діяльності на якість масивів поверхневих вод річки Боржава шляхом визначення комплексного інтегрального індексу якості вод. Основна увага приділяється оцінці впливу господарської діяльності населених пунктів басейну річки, зокрема використанню водних ресурсів для потреб місцевого населення та сільського господарства. Стаття також детально аналізує динаміку гідрохімічних показників річки Боржава за період 2008–2018 років, включаючи мінералізацію, основні іони, кисневий режим, біогенні речовини, мікроелементи та специфічні забруднюючі речовини.

У роботі представлено підхід до комплексної оцінки якості води, що враховує не лише окремі показники, а й загальну тенденцію забруднення на основі інтегрального екологічного індексу. Дослідження розглядає як природні, так і антропогенні чинники, що впливають на формування якості води, що дозволяє краще зрозуміти джерела забруднення та їх вплив на гідроекологічний стан річки.

Крім того, стаття підкреслює необхідність довготривалого моніторингу та дослідження екологічного стану річки Боржава. Це необхідно для розробки ефективних програм моніторингу та водокористування, спрямованих на збереження та покращення якості водних ресурсів, забезпечуючи сталий розвиток та екологічну безпеку регіону.

Новизна. У дослідженні висвітлено комплексні результати оцінки якості масивів поверхневих вод річки Боржава з використанням методички визначення інтегрального гідрохімічного індексу на основі доступних фондових матеріалів та результатів моніторингу вод Басейнового управління водних ресурсів річки Тиса за період 2008–2018 рр. Охоплення десятирічного періоду дозволяє робити первинні висновки про динаміку якості вод з врахуванням природних умов та антропогенних чинників впливу.

Матеріали та методи дослідження. На різних етапах дослідження екологічного стану річки Боржава було використано низку методів та підходів. Основою дослідження стала методика оцінки якості води за гідрохімічними показниками, що базується на даних режимних спостережень Басейнового управління водних ресурсів (БУВР) за період 2008–2018 рр. Для цього було проаналізовано такі гідрохімічні групи показників: мінералізація та головні іони, показники кисневого режиму, біогенні речовини, мікроелементи та специфічні забруднюючі речовини. Інтегральний екологічний індекс (I_E), за яким зроблено оцінку якості вод та визначено їх стан є комплексним показником, який включає в себе три блоки оцінки якості води. Перший блок (I_1) оцінює сольовий склад води, другий блок (I_2) враховує еколого-санітарні показники, а третій блок (I_3) охоплює показники специфічних речовин токсичної дії [13]. Для проведення екологічної оцінки кожен з цих блоків (I_1 , I_2 , I_3) визначається окремо, а потім здійснюється інтеграція для отримання загального індексу (I_E). Це дозволяє класифікувати водні об'єкти за категоріями та класами якості води залежно від отриманих значень індексу.

Методика дослідження передбачала проведення аналітичної, розрахункової, математичної та графічної обробки отриманих результатів.

Викладення основного матеріалу. *Гідрологічний режим.* Гідрографічна мережа річки Боржава складається з самої річки та 262 її притоків різної довжини та водності, охоплюючи загальну площу водозбору 1450 км². У гірській частині басейну, особливо

в межах колишніх Свалівського та північної частини Іршавського районів, водні потоки прокладають глибоковрізані долини із швидкістю течії води близько 1,0–1,2 м/с і вище [14, 15]. Басейн має витягнуту форму у північно-західному напрямку, що обумовлено орографічними особливостями території. Цей фактор визначає напрямок руху води, узгоджуючи звивистість водних потоків з профілем гірських хребтів.

У центральній частині басейну річки Боржава, що охоплює колишній Іршавський район, характер гідромережі має значно відмінний від інших у межах басейну профіль. Тут густина гідромережі перевищує 0,2–0,3 км/км² і складається з переважно повноводних прямолінійних притоків, що мають виражений південно-західний напрямок (праві притоки) та північно-східний напрямок (ліві притоки) [14, 15]. У цій зоні річка має меандруюче русло та накопичення значних алювіальних відкладів, що є результатом переходу від гірської місцевості з високим ерозійним потенціалом до рівнинної.

Центральна частина басейну річки Боржава є найширшою і займає площу понад 40 км. Найменша густина гідромережі і особливий характер характерні для нижньої частини басейну в межах Виноградівського та Берегівського районів. Тут спостерігається найнижча швидкість течії річки, що в середньому становить близько 0,6–0,7 м/с [14, 15]. Гідрографічна мережа річки Боржава проявляє значну неоднорідність, що обумовлена орографічними особливостями регіону та впливом кліматичних умов [14]. Річка та її притоки характеризуються змішаним типом жив-

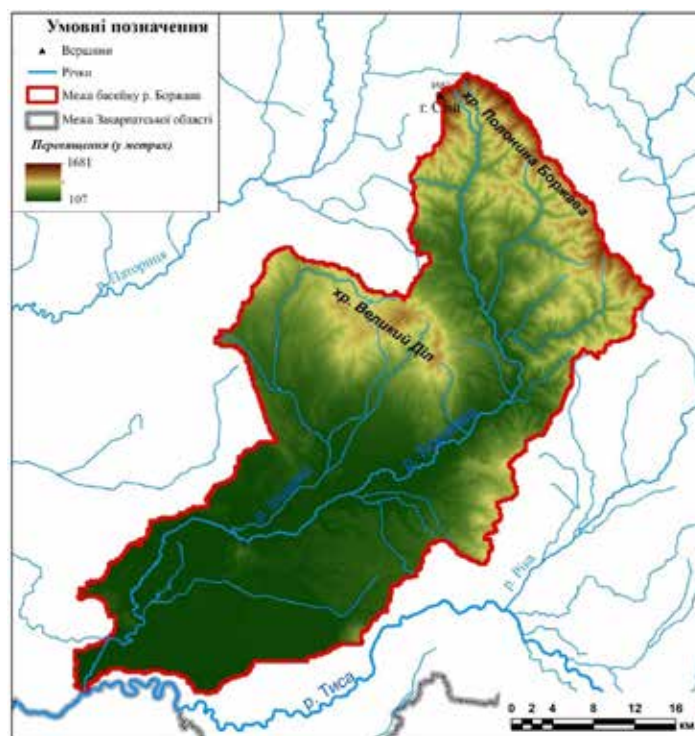


Рис. 1. Гіпсометрична карта басейну річки Боржава

лення, з переважанням дощового харчування [14]. Важливе значення для живлення річки мають також весняне танення снігів та підземні води [15].

Рівень води в річці Боржава змінюється в залежності від сезону, кількості опадів та обсягу води, яка надходить у водозабірний басейн. Літній період часто характеризується мінімальним рівнем води в руслі, тоді як найвищі рівні спостерігаються весною, коли відбуваються весняні повені [16]. Ці повені, часто викликані таненням снігів та весняними дощами, можуть призводити до значного підняття рівня води, що виходить за межі річкової долини та захисних дамб, затоплюючи прилеглі рівнинні ділянки, в основному використовувані для сільськогосподарських угідь.

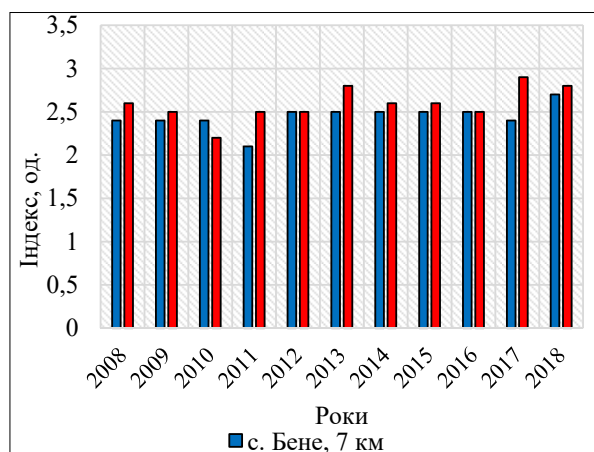
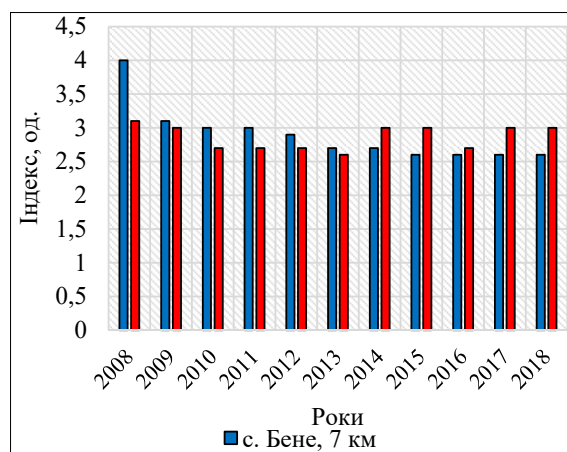
Згідно табличних даних рівень вод в річці Боржава коливався в діапазоні від 93 см до 394 см, в той час як витрати води змінювались від 0,6 м³/с до 249 м³/с. Зміни параметрів стоку річки Боржава за період 2008–2018 роки теж підтверджують мінливий характер гідрологічного режиму вод, що обумовлено природними умовами водозбірної території.

Гідроекологічний стан. Гідроекологічний стан масивів поверхневих вод річки Боржава визначено за інтегральним екологічним індексом. Як відомо він складається з блокових індексів, кожен з яких представляє результати оцінки якості вод за окремими групами гідрохімічних показників. Так, блоковий індекс соляного складу в результаті показує відмінний стан з індексом 1,0.

Таблиця 1

Параметри гідрологічного режиму вод р. Боржава

Рівні води у річці Боржава за період 2008–2018 роки (см)											
Рівні води	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Середній рівень води	139	133	144	123	125	128	114	116	127	131	117
Найвищий рівень	348	370	373	322	248	287	213	303	355	394	298
Найнижчий рівень	112	103	115	102	96	100	97	93	99	99	93
Витрати води у річці Боржава за період 2008–2018 роки (куб. м/с)											
Витрати води	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Середня витрата води	14,5	9,16	13,4	6,24	6,27	9,21	4,77	5,87	10,4	13,6	8,3
Найвища витрата води	194	220	223	167	77,1	118	50,2	138	202	249	138
Найнижча витрата води	2,9	2,22	4,62	2,26	1,6	1,6	1,22	1,2	0,6	0,93	0,89
Параметри стоку річки Боржава за період 2008–2018 роки											
Параметри стоку	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Об'єм стоку (W), млн. куб. м	458	289	423	197	198	290	150	185	329	429	262
Модуль стоку (M)	35,5	22,5	32,8	15,3	15,4	22,6	11,7	14,4	25,5	33,3	20,3
Шар стоку (H)	1223	708	1037	483	485	711	368	453	806	1051	642

Рис. 2. Динаміка індексу I_2 (еколого-санітарні показники)Рис. 3. Динаміка індексу I_3 (показники специфічних речовин токсичної дії)

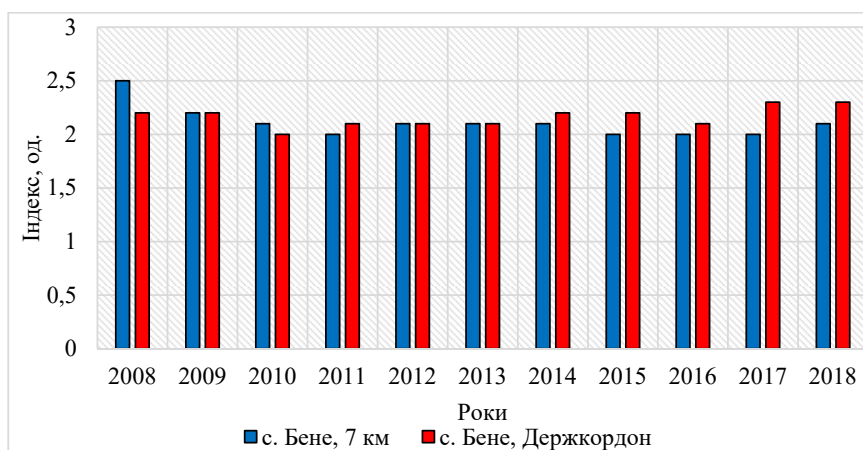


Рис. 4. Динаміка інтегрального екологічного індексу I_E

Дещо іншою є ситуація з результатами за еколого-санітарними показниками, згідно яких коливання індексу I_2 відбувається в межах 2,1–2,9, що відповідає вже другій та третій категорії якості вод (чисті та досить чисті води; добрий стан). Значно гіршою є ситуація з діапазоном значень індексу показників специфічних речовин токсичної дії I_3 . Значення індексу варіюються від 2,6 (чисті води; добрий стан) до 4 (слабко забруднені води; задовільний стан). Проте значна кількість гідрохімічних показників та середньоарифметичне визначення інтегрального індексу показує кінцеві результати в діапазоні 2–2,5, що відповідає доброму стану вод та категорії чисті води.

Головні висновки. Результати аналізу даних БУВР річки Тиса за період з 2002–2018 рр. з використанням інтегрального екологічного індексу (ІЕ) вказують на вплив високих концентрацій заліза загального ($Fe_{\text{заг}}$), марганцю (Mn), міді (Cu), та рідше АПАР і цинку (Zn) на якість вод Боржави. Зафіксовано зростання значень блокового індексу еколого-санітарних показників (I_2), обумовлене

збільшенням рівнів нітритів (NO_2^-), нітратів (NO_3^-) та БСК5. Значення блокового індексу показників сольового складу (I_1) стабільно залишається на рівні 1. Збільшення стоку води прямо впливає на підвищення концентрацій нітритів (NO_2^-), нітратів (NO_3^-), фосфатів (PO_4^{3-}) та заліза загального ($Fe_{\text{заг}}$), що в свою чергу призводить до зростання значень блокових індексів I_2 та I_3 . Особливо динамічним є блоковий індекс I_3 , що свідчить про значну варіабельність гідроекологічного стану поверхневих вод під впливом природних та антропогенних факторів в межах водозбору.

Перспективи використання результатів дослідження. Результати дослідження можуть бути використані Департаментом екології та природних ресурсів Закарпатської області для впровадження мір екологічного контролю над підприємствами, що діють в межах водозбору річки Боржава, а також районними органами самоврядування та громадськістю для покращення та збереження гідроекологічного стану вод масивів поверхневих вод річки Боржава.

Література

- Izsák T. The effect of human work on the environment in the delta of river Borzsa, the right-side branch of the Tisza. *Acta Beregsasiensis*. 2010. № 1. P. 233–240.
- Глух О.С., Борисова Н.С. Динаміка зміни деяких гідрохімічних показників річки Боржави і каналу Верке. *Наук. вісник Ужгород. ун-ту. Сер. Хімія*. 2011. Вип. 2 (26). С. 101–104.
- Роман Л.Ю., Чундак С.Ю. Моніторинг екологічного стану води малих річок Іршавського району Закарпаття. *Наук. вісник Ужгород. ун-ту. Сер. Хімія*. 2019. Вип. 2 (42). С. 105–111.
- Симканич О. І., Сухарева О. Ю., Сухарев С. М. Розподіл важких металів і радіонуклідів у донних відкладах малих річок території Національного природного парку «Зачарований край» (Закарпаття) за їх течією. *Методи та об'єкти хімічного аналізу*. 2014. Вип. 9 (3). С. 145–152.
- Сухарев С.М. Визначення деяких важких металів у донних відкладах річки Боржава методом атомно-абсорбційної спектроскопії. *Наук. вісник Ужгород. ун-ту. Сер. Хімія*. 2015. Вип. 1 (33). С. 45–49.
- З Боржави виловили 80 метрів кубічних пластику та 15 тон скла / Газета «Закарпаття онлайн». URL: <https://zakarpattya.net.ua/News/111830-Z-Borzhavu-vylovyly-80-metriv-kubichnykh-plastyku-ta-15-ton-skla-FOTO> (дата звернення: 20.06.2024 р.).
- Роман Л.Ю., Білинець Т.Б. Антропогенний вплив смт. Довге Іршавського району на якість води річки Боржава. *Наук. вісник Ужгород. ун-ту. Сер. Хімія*. 2014. № 2 (32). С. 78–83.
- Трапезнікова Л.В., Монич І.І., Терембець Л.І., Тюпа М.О. Екологічний стан ґрунтових вод суббасейну р. Боржава. *Наук. вісник Ужгород. ун-ту. Сер. Хімія*. 2012. Вип. 2 (28). С. 94–98.
- Трапезнікова Л.В., Монич І.І., Хрипта Ю.В. Екологічний стан поверхневих та ґрунтових вод басейну р. Іршава. *Наук. вісник Ужгород. ун-ту. Сер. Хімія*. 2013. № 1 (29). С. 87–93.

10. Трапезнікова Л.В., Дзихор Я.М., Ридей О.В. Комплексна оцінка якості води р. Боржава. *Наук. вісник Ужгород. ун-ту. Сер. Хімія*. 2010. Вип. 24. С. 190–196.
11. Чонка І.І., Палько В.В. Стан малих річок боржавського басейну на території виноградівського району. *Наук. вісник Ужгород. ун-ту. Сер. Хімія*. 2009. Вип. 21. С. 67–71.
12. Горбачова Л. О., Бібик В. В. Часова однорідність характеристик водного стоку в басейні річки Боржава. *Наук. праці УкрНДГМІ*. 2012. Вип. 262. С. 177-188.
13. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / [Романенко В.Д., Жулинський В.М., Оксіюк О.П. та ін.]]. К.: СИМВОЛ-Т, 1999. 28 с.
14. Басейнове управління водних ресурсів річки Тиса. Офіційний сайт. URL: <https://buvrtysa.gov.ua> (дата звернення: 20.06.2024 р.).
15. Водний фонд Закарпатської області (поверхневі води). Довідкове видання. Ужгород: Держводгосп України Закарпатський облводгосп, 2007. 35 с.
16. Закарпатський обласний центр з метеорології. URL: <http://www.gmc.uzhgorod.ua/metdata.php?StNo=33634> (дата звернення: 20.06.2024 р.).

КОМПЛЕКСНІ ЗАХОДИ ПО ВІДНОВЛЕННЮ ВОДОЙМ ЖИТОМИРСЬКОГО ПОЛІССЯ ПІСЛЯ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ

Махінько Р.Г.

Поліський національний університет
бульв. Старий, 7, 10008, м. Житомир, Україна
vse-svit@ukr.net

Катастрофічна аварія на Чорнобильській атомній електростанції, яка сталася 26 квітня 1986 року, спричинила безпрецедентне забруднення навколишнього середовища радіоактивними речовинами. Проблема радіоактивного забруднення водних об'єктів Житомирського Полісся внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС залишається актуальною і потребує невідкладних заходів для її вирішення. Значні території регіону зазнали масштабного забруднення радіонуклідами, зокрема ^{137}Cs (цезій-137) та ^{90}Sr (стронцій-90), які потрапили до ґрунтових і поверхневих вод, забруднюючи річки, озера та ставки. Високі рівні радіації у водоймах становлять серйозну загрозу для здоров'я населення, що використовує їх для питного водопостачання, рибальства та рекреаційних цілей. Крім того, радіоактивне забруднення негативно впливає на стан водних екосистем, порушуючи біологічні процеси та загрожуючи біорізноманіттю. Метою дослідження є розробка ефективних заходів для мінімізації наслідків забруднення радіонуклідами водойм Житомирського Полісся та відновлення екологічної рівноваги в регіоні. Планується провести комплексний аналіз поточного стану забруднення водойм, оцінити вплив радіації на екосистеми та здоров'я населення, вивчити існуючі методи очищення води від радіонуклідів та розробити інноваційні технологічні рішення, адаптовані до специфічних умов регіону. У статті запропоновано комплекс екологічних заходів для відновлення порушених водних екосистем, розглянуто організаційні та управлінські механізми для ефективної реалізації запропонованих заходів, проведено оцінку економічної доцільності та екологічної ефективності рішень.

Впровадження інноваційних технологій очищення водойм стимулюватиме розвиток вітчизняної науки та високотехнологічних виробництв, а також сприятиме виконанню Україною міжнародних зобов'язань у сфері ядерної безпеки та охорони довкілля. *Ключові слова:* аварія на Чорнобильській АЕС, радіоактивне забруднення, наслідки забруднення, водні об'єкти, екологічна безпека, радіонукліди, екологічний моніторинг.

Comprehensive measures for the rehabilitation of water bodies in Zhytomyr Polissya after the chornobyl disaster. Makhinko R.

The catastrophic accident at the Chornobyl Nuclear Power Plant, which occurred on April 26, 1986, caused unprecedented environmental contamination with radioactive substances. The problem of radioactive contamination of water bodies in the Zhytomyr Polissya region due to the Chornobyl accident remains relevant and requires urgent measures to address it. Significant areas of the region suffered from large-scale contamination with radionuclides, particularly ^{137}Cs (cesium-137) and ^{90}Sr (strontium-90), which entered groundwater and surface waters, polluting rivers, lakes, and ponds. High levels of radiation in water bodies pose a serious threat to the health of the population using them for drinking water supply, fishing, and recreational purposes. Moreover, radioactive contamination negatively affects the state of aquatic ecosystems, disrupting biological processes and threatening biodiversity. The research aims to develop effective measures to minimize the consequences of radionuclide contamination of water bodies in the Zhytomyr Polissya region and restore ecological balance in the area. It is planned to conduct a comprehensive analysis of the current state of water body contamination, assess the impact of radiation on ecosystems and public health, study existing methods of water purification from radionuclides, and develop innovative technological solutions adapted to the specific conditions of the region. A set of environmental measures for the restoration of disturbed aquatic ecosystems will also be proposed, organizational and managerial mechanisms for the effective implementation of the proposed measures will be considered, and an assessment of the economic feasibility and environmental effectiveness of the solutions will be carried out.

The implementation of innovative water body purification technologies will stimulate the development of domestic science and high-tech industries, as well as contribute to Ukraine's fulfillment of international obligations in the field of nuclear safety and environmental protection. *Key words:* Chornobyl Nuclear Power Plant accident, radioactive contamination, consequences of contamination, water bodies, environmental safety, radionuclides, environmental monitoring.

Постановка проблеми. Високі рівні радіації у водоймах становлять серйозний ризик для здоров'я населення, що використовує забруднені водойми для питного водопостачання, рибальства та рекреації. Крім того, радіоактивне забруднення негативно впливає на стан екосистем, порушуючи природні біологічні процеси та загрожуючи біорізноманіттю.

Незважаючи на тривалий час, що минув з моменту аварії, проблема радіоактивного забруднення водойм Житомирського Полісся залишається

гострою і потребує невідкладних заходів з мінімізації її наслідків. Це питання має важливе значення для забезпечення екологічної безпеки регіону, збереження здоров'я населення та відновлення порушених природних екосистем.

Актуальність дослідження. Актуальність проблеми мінімізації наслідків забруднення водойм Житомирського Полісся радіонуклідами після аварії на Чорнобильській АЕС є надзвичайно високою з огляду на такі фактори:

– Безпека водних ресурсів для населення. Забруднення водою радіонуклідами створює ризики для здоров'я людей, які використовують їх для питного водопостачання, риболовлі та рекреаційних цілей. Мінімізація забруднення є необхідною для запобігання негативним наслідкам опромінення.

– Збереження екосистем водою. Радіоактивне забруднення порушує природні процеси у водних екосистемах, негативно впливаючи на рослинний і тваринний світ. Заходи з очищення водою сприятимуть відновленню біорізноманіття та стабільності екосистем.

– Сталій розвиток регіону. Забезпечення екологічної безпеки водних ресурсів є ключовим фактором для сталого розвитку Житомирського Полісся, зокрема для ведення сільського господарства, розвитку туризму та збереження природних ландшафтів.

– Запобігання поширенню радіонуклідів. Забруднені водою можуть стати джерелом вторинного забруднення ґрунтів, атмосферного повітря та підземних вод. Мінімізація наслідків забруднення допоможе запобігти подальшому розповсюдженню радіонуклідів.

– Дотримання міжнародних стандартів. Україна, як країна-учасниця міжнародних угод у сфері ядерної безпеки та охорони довкілля, зобов'язана вживати заходів для мінімізації наслідків радіоактивного забруднення.

Таким чином, мінімізація наслідків забруднення водою Житомирського Полісся радіонуклідами є нагальною проблемою, яка потребує комплексного підходу та невідкладних дій з боку держави, наукової спільноти та громадськості.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Дане дослідження безпосередньо пов'язане з низкою важливих наукових та практичних завдань, які мають першочергове значення для відновлення територій, постраждалих від Чорнобильської катастрофи, зокрема Житомирського Полісся.

Вивчення соціально-економічних та психологічних аспектів реабілітації територій формує основу для розробки комплексних програм сталого відродження регіону з урахуванням потреб місцевого населення.

Обмін досвідом та налагодження міжнародного співробітництва у сфері радіоекологічного відновлення навколишнього середовища сприятиме імплементації кращих світових практик і підходів, залученню додаткових ресурсів та експертизи.

Таким чином, представлене дослідження тісно пов'язане з важливими науковими та практичними завданнями у сфері ліквідації наслідків ядерних аварій, відновлення довкілля та забезпечення радіаційної безпеки, реалізація яких є вкрай необхідною для сталого розвитку Житомирського Полісся та інших постраждалих територій.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Радіоактивне забруднення водою Житомирського

Полісся внаслідок Чорнобильської катастрофи активно досліджується науковцями. У 2018 році Кашпаров В. та співавтори опублікували результати моніторингу радіонуклідів у поверхневих водах Київської, Житомирської та Рівненської областей (Kashparov et al., 2018). Їхнє дослідження виявило локальні осередки підвищеного забруднення ^{137}Cs та ^{90}Sr , пов'язані з переносом радіонуклідів ґрунтовими водами та атмосферними опадами [1]. Науковці провели ґрунтовий аналіз сучасного радіоекологічного стану водних об'єктів зони відчуження ЧАЕС. Вони виявили, що рівні забруднення ^{137}Cs у воді деяких річок та озер перевищують 10 Бк/л, а в донних відкладеннях можуть сягати десятків тисяч Бк/кг [2].

Вивчався радіоекологічний стан водних екосистем зони відчуження та прилеглих територій. Дослідники відзначають значне забруднення радіонуклідами водою Київського та Житомирського Полісся, а також високі рівні накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr в гідробіонтах [3].

Аналізувалась ефективність застосування сорбційних завіс з рослинних матеріалів для очищення водних потоків від радіонуклідів. Автори довели, що такий підхід може значно знизити вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у воді та є економічно доцільним [4].

Розглядалися можливості використання коагулянтів і флокулянтів для вилучення радіоактивних часток з води на етапах її очищення. Продемонстровано високу ефективність даного методу в поєднанні з іншими технологіями водопідготовки [5].

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Незважаючи на численні дослідження та заходи, вжиті для мінімізації наслідків радіоактивного забруднення водою Житомирського Полісся після Чорнобильської катастрофи, низка важливих аспектів цієї проблеми досі залишається невирішеною або потребує подальшого вивчення та вдосконалення. Серед них можна виділити наступні:

Відсутність комплексного підходу до реабілітації водою регіону. Більшість досліджень зосереджувалися на окремих аспектах проблеми або обмежених територіях, тоді як необхідний системний план дій, який би охопив усі забруднені водні об'єкти Житомирського Полісся.

Недостатня розробленість інноваційних технологій очищення води та донних відкладень від радіонуклідів. Існуючі методи не завжди є ефективними або економічно доцільними в умовах забрудненого регіону. Потрібні нові підходи з використанням нанотехнологій, плазмових процесів, комбінованих методів очищення.

Відсутність цілісної стратегії відновлення порушених водних екосистем після їх очищення від радіонуклідів. Необхідно розробити комплекс заходів з ревіталізації водою, відродження біорізноманіття, формування захисних буферних зон.

Недостатня увага до питань утилізації та захоплення радіоактивних відходів, що утворюватимуться під час очищення водойм. Потрібні безпечні та економічно доцільні методи поводження з такими відходами.

Обмеженість досліджень щодо залучення потенціалу мікроорганізмів до процесів очищення та відновлення водних екосистем. Ця перспективна галузь потребує подальшого вивчення.

Необхідність оптимізації систем радіоекологічного моніторингу водойм із застосуванням новітніх технологій дистанційного зондування та геоінформаційних систем для підвищення ефективності спостереження.

Відсутність ґрунтовних розробок щодо організаційних, управлінських та правових механізмів успішної реалізації програми реабілітації водойм на регіональному та державному рівнях.

Необхідність поглибленого вивчення соціально-економічних та психологічних аспектів процесу реабілітації територій, постраждалих від радіоактивного забруднення, для розробки збалансованих стратегій із залученням місцевих громад. Отже, комплексне вирішення зазначених невирішених частин загальної проблеми радіоактивного забруднення водойм Житомирського Полісся є ключовим завданням даного дослідження та запорукою ефективною реалізації запропонованих заходів з відновлення екологічної рівноваги в регіоні.

Новизна. Новизна полягає в комплексному та інноваційному підході до вирішення проблеми радіоактивного забруднення водойм Житомирського Полісся після Чорнобильської катастрофи. На відміну від попередніх досліджень, які розглядали окремі аспекти проблеми, в роботі запропоновано цілісну стратегію реабілітації забруднених водних об'єктів регіону, що охоплює розробку інноваційних технологічних рішень для очищення води та донних відкладень від радіонуклідів з використанням нанотехнологій, плазмових процесів, комбінованих методів, які раніше не застосовувалися в даній сфері, комплексний підхід до відновлення порушених водних екосистем після їх очищення, що включає ревіталізацію водойм, формування буферних зон, відродження біорізноманіття. Таким чином, новизна дослідження полягає у всеохоплюючому підході, який інтегрує найсучасніші наукові розробки та передові технології для комплексного вирішення проблеми радіоактивного забруднення водойм з урахуванням екологічних, технологічних, управлінських та соціальних аспектів.

Методологічне або загальнонаукове значення. Представлене дослідження має важливе методологічне та загальнонаукове значення для розвитку підходів щодо ліквідації наслідків ядерних аварій та відновлення радіоактивно забруднених територій. Його результати формують методологічну основу для розробки комплексних стратегій реабілітації

водних екосистем, порушених внаслідок радіоактивного забруднення.

На методологічному рівні, запропонований у роботі міждисциплінарний підхід, який інтегрує досягнення різних галузей науки і техніки, є новаторським та може слугувати зразком для майбутніх досліджень в сфері радіоекологічного відновлення довкілля. Поєднання інноваційних технологій очищення води, заходів з відновлення екосистем, організаційно-управлінських механізмів та соціально-психологічних аспектів формує цілісну методологію подолання складних наслідків ядерних інцидентів.

Загальнонаукове значення роботи полягає у розширенні знань про міграцію та трансформацію радіонуклідів у водних середовищах, вплив радіоактивного забруднення на біоту на молекулярному та генетичному рівнях, а також розробці нових підходів до очищення води із застосуванням нанотехнологій, плазмових процесів, біологічних методів. Результати дослідження сприятимуть розвитку таких напрямків, як радіоекологія, радіобіологія, екологічна біотехнологія, водоочисні технології тощо.

Крім того, робота вносить вагомий внесок у розбудову систем радіоекологічного моніторингу з використанням новітніх досягнень дистанційного зондування та геоінформаційних технологій. Запропоновані рішення можуть застосовуватися для спостереження за станом водних об'єктів в інших регіонах, постраждалих від радіаційного забруднення.

Виклад основного матеріалу. Житомирське Полісся, розташоване в зоні безпосереднього впливу аварії на Чорнобильській АЕС, залишається однією з найбільш забруднених радіонуклідами територій України. Водні об'єкти регіону зазнали значного радіоактивного забруднення внаслідок атмосферних випадіння та переносу радіонуклідів ґрунтовими та поверхневими водами.

Згідно з даними моніторингу, найбільш забрудненими радіонуклідами ^{137}Cs та ^{90}Sr в сотні разів більше норми є водойми, які знаходяться в зоні відчуження Чорнобильської АЕС. Рівні забруднення ^{137}Cs та ^{90}Sr у деяких річках, озерах та ставках Житомирського Полісся перевищують допустимі норми в десятки разів [1], [2].

Забруднення ^{90}Sr , який має більш тривалий період напіврозпаду, є менш вираженим, але також становить загрозу. У деяких водоймах концентрація цього радіонукліда в декілька разів перевищує норму [2].

Варто зазначити, що рівні радіоактивного забруднення водойм значно знизилися порівняно з першими роками після аварії завдяки природним процесам розпаду радіонуклідів та їх міграції. Однак, вони все ще залишаються на критично високому рівні, що вимагає невідкладних заходів для мінімізації екологічних наслідків.

Річки Тетерів, Случ, Ірпінь, Уж, Ірша та їх притоки також зазнали значного радіоактивного забруд-

нення. У верхній течії річки Уж, поблизу міста Народичі, рівні ^{137}Cs у воді досягають 5–10 Бк/л. У притоці Уж – річці Нориця, концентрації ^{137}Cs сягають 20–30 Бк/л [6].

Водосховища та озера Житомирського Полісся, розташоване за на значних відстанях від Чорнобильської АЕС, мають рівні забруднення ^{137}Cs у воді близько 1–3 Бк/л. У донних відкладеннях концентрації цезію можуть бути вищими – до 10–20 кБк/кг. Невеликі ставки також виявились забрудненими внаслідок переносу радіонуклідів водними потоками [2].

Важливо відзначити, що забруднення водойм радіонуклідами не є рівномірним і значно варіюється залежно від відстані до епіцентру аварії, типу водного об'єкту, геологічних та гідрологічних особливостей місцевості. Це вимагає диференційованого підходу до вибору методів очищення для різних водойм регіону.

Крім того, слід враховувати, що крім забруднення води, суттєвим джерелом радіоактивного опромінення є донні відкладення, які акумулюють значні кількості радіонуклідів та можуть сприяти їх міграції та біологічному перенесенню по харчових ланцюгах [3].

Радіоактивне забруднення водойм Житомирського Полісся має згубний вплив як на природні водні екосистеми: – порушення природних біологічних процесів у воді, зокрема фотосинтезу та продукції органічної речовини, зниження видового різноманіття водної рослинності та безхребетних організмів, накопичення радіонуклідів у гідробіонтах та їх міграція по трофічних ланцюгах, генетичні мутації та порушення репродуктивних функцій у риб та інших водних тварин, так і на здоров'я місцевого населення: – підвищений ризик онкологічних захворювань у мешканців забруднених територій, можливі порушення репродуктивної функції, ембріонального та постнатального розвитку, збільшення частоти спадкових захворювань та генетичних мутацій, психологічний тиск та страх за стан здоров'я у населення забруднених територій

Існують рекомендовані заходи для зменшення забруднення водойм, такі як, обмеження доступу до забруднених водойм, створення санітарно-захисних зон навколо найбільш забруднених водойм, обмеження використання водойм для питного водопостачання, рибальства та рекреаційних цілей, внесення природних мінеральних сорбентів для зв'язування радіонуклідів у донних відкладеннях, використання сорбційних завіс з рослинних матеріалів (торф, солома) для очищення поверхневого стоку [7], [8], додавання хімічних реагентів для осадження радіонуклідів у вигляді нерозчинних сполук [5], застосування коагулянтів для видалення радіоактивних часток з води [9], вирощування водних рослин, здатних акумулювати радіонукліди, та їх періодичне вилучення, створення біоплато з вищих водних рос-

лин для очищення забруднених вод, регулярні спостереження за рівнями радіоактивного забруднення водойм, збір даних про міграцію та накопичення радіонуклідів в екосистемах водойм.

Ми пропонуємо технологічні, електрохімічні, мембранні, фотокалітичні, біологічні методи та заходи з мінімізації наслідків забруднення водойм Житомирського Полісся радіонуклідами, такі як:

Використання природних та синтетичних сорбентів (цеоліти, глини, вуглецеві нанотрубки) для вилучення радіонуклідів з води та донних відкладень. Створення сорбційних завіс та фільтрів для очищення водотоків.

Електрокоагуляція для осадження радіонуклідів з води у вигляді гідроксидів. Електрохімічна деструкція органічних сполук, що містять радіонукліди.

Застосування зворотного осмосу, нанофільтрації та ультрафільтрації для видалення радіонуклідів з води. Використання селективних мембран для розділення радіонуклідів.

Використання фотокаталізаторів (TiO_2 , ZnO) для розкладання радіоактивних сполук під дією УФ-випромінювання. Комбінування фотокаталізу з окисненням та сорбцією.

ФітореMediaція з використанням гіперакумулюючих водних рослин. Застосування immobilized biofilms та мікробних паливних комірок для очищення забруднених водних мас.

Дані методи можуть успішно реалізовуватися у виробництві технологій та продуктів сфери радіаційної безпеки. Наприклад, виробництво і нанесення покриттів (фарб, полімерів) на основі радіоактивних речовин, модифікація бетонних будматеріалів, створення протирадіаційних екранувальних системи

Синтез та імплементація нових форм цих продуктів дозволяють локалізувати та обмежувати радіаційні загрози навколишньому навколишньому середовищу краще, ніж традиційні неорганічні матеріали. Радіопротекторні матеріали та речовини стійкі до абсолютної біологічної та хімічної деградації. Це надає їм величезної переваги при очищенні ґрунтів, води і повітря від різних забруднень, в тому числі агресивних радіотоксичних сполук.

Особливо перспективними є радіопротекторні полімерні компаунди та дисперсні системи, що можуть надійно локалізувати радіонукліди у водних середовищах. Багато водних екосистем успішно та спроможні існувати завдяки цим біотехнологічним матеріалам та рослинним ресурсам.

Екологічні заходи для відновлення природних екосистем:

– Ревіталізація водойм (відновлення гідрологічного режиму та природних русел річок, розчищення та реконструкція забруднених ставків та озер);

– Формування буферних зон (створення прибережних захисних смуг з природної рослинності, відновлення заплавної луки та боліт для акумуляції радіонуклідів);

– Біорізноманітність водойм (реінтродукція аборигенних видів водних рослин та тварин, боротьба з інвазивними видами, що можуть переносити радіонукліди);

– Моніторинг та наукові дослідження (постійний радіоекологічний моніторинг відновлених водойм, вивчення міграції радіонуклідів у водних екосистемах).

Організаційні та управлінські заходи:

– Нормативно-правове забезпечення (удосконалення законодавчої бази щодо поводження з радіоактивно забрудненими територіями, затвердження комплексної програми з реабілітації водойм Житомирського Полісся);

– Організаційна структура (створення координаційного органу з реалізації програми очищення водойм, налагодження міжвідомчої та міжнародної співпраці);

– Фінансування та інвестиції (виділення цільового державного фінансування на реабілітацію водойм, залучення приватних інвестицій та міжнародної допомоги);

– Інформаційна підтримка (широке інформування населення про заходи з очищення водойм, впровадження екологічної освіти та просвітницьких програм);

– Науково-технічна підтримка (розробка інноваційних технологій очищення водойм, наукове обґрунтування вибору методів реабілітації).

Комплексна реалізація запропонованих заходів дозволить мінімізувати наслідки радіоактивного забруднення водойм Житомирського Полісся та відновити їх екологічний стан.

Запропоновані заходи з мінімізації наслідків забруднення водойм Житомирського Полісся радіонуклідами мають значний потенціал для відновлення екологічного стану регіону, у зв'язку з результатами впровадження.

Зниження рівнів радіоактивного забруднення води та донних відкладень завдяки застосуванню сорбційних, електрохімічних, мембранних та фотокаталітичних методів. У деяких випадках ефективність очищення може сягати 90–99%.

Відновлення біорізноманіття водойм шляхом ревіталізації екосистем, створення буферних зон, реінтродукції аборигенних видів. Це забезпечить стійкість екосистем до радіаційного впливу.

Підвищення безпеки водокористування для населення регіону завдяки зниженню ризиків опромінення від забруднених водойм.

Поступове збереження та відродження природних ландшафтів Житомирського Полісся, сприяння розвитку рекреаційної діяльності та екологічного туризму.

Дотримання міжнародних норм радіаційної безпеки та виконання зобов'язань України в рамках відповідних конвенцій.

Серед запропонованих технологічних рішень кожен метод має свої переваги та недоліки:

Сорбційні матеріали – ефективні, відносно недорогі, але потребують утилізації відпрацьованих сорбентів. Електрохімічні методи – високоефективні, компактні, але енергозатратні та можуть генерувати вторинні відходи. Мембранні технології – забезпечують глибоке очищення, але вимагають попередньої підготовки води та часто зворотного осмосу. Фотокаталітичні процеси – екологічно безпечні, можуть руйнувати органічні сполуки радіонуклідів, проте чутливі до забруднення каталізатора. Біологічні методи – економічні, використовують природні процеси, але повільні та потребують ретельного моніторингу. Екологічні заходи з ревіталізації водойм та відновлення екосистем є довготривалими, але забезпечують комплексне відродження природного середовища регіону. Організаційні та управлінські заходи є обов'язковими для успішної реалізації технічних та екологічних рішень, однак вимагають значних зусиль з боку держави та залучення додаткових ресурсів.

Лише збалансоване поєднання різних підходів, з урахуванням специфіки кожної водойми, дозволить досягти максимальної ефективності в подоланні наслідків радіоактивного забруднення.

Для ефективного впровадження запропонованих заходів із мінімізації наслідків радіоактивного забруднення водойм Житомирського Полісся необхідно врахувати наступні рекомендації, які будуть сприяти ефективній реалізації комплексної програми з подолання наслідків радіоактивного забруднення водойм, забезпеченню екологічної безпеки регіону та відновленню порушених екосистем. Розробити деталізовану програму реабілітації водойм на державному та регіональному рівнях з чітким розподілом повноважень, ресурсів та термінів виконання. Провести ретельну інвентаризацію та картування забруднених водойм, визначити пріоритетні об'єкти для очищення. Здійснити вибір оптимальних технологій очищення для кожної водойми на основі її специфічних характеристик, рівнів забруднення та техніко-економічного обґрунтування. Забезпечити належне фінансування програми шляхом виділення коштів із державного бюджету, залучення міжнародної допомоги та впровадження економічних стимулів для приватних інвесторів. Створити сучасну інфраструктуру для збору, транспортування та безпечної утилізації радіоактивних відходів, що утворюватимуться під час очищення водойм. Налагодити тісну міжвідомчу координацію та співпрацю між органами державної влади, науковими установами, громадськими організаціями та місцевими громадами. Запровадити системний радіоекологічний моніторинг водойм до, під час і після їх реабілітації для оцінки ефективності заходів. Продовжити наукові дослідження з вивчення міграції радіонуклідів у водних екосистемах, розробки інноваційних технологій очищення, а також відновлення біорізноманіття. Забезпечити належне інформування та

екологічну просвіту населення щодо процесу реабілітації водойм, радіаційних ризиків та правил безпечного водокористування. Розглянути можливість створення міжнародного наукового центру з питань радіоекологічного відновлення територій на базі Житомирського Полісся.

Головні висновки. Проведене дослідження засвідчило, що проблема забруднення водойм Житомирського Полісся радіонуклідами внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС залишається актуальною і потребує невідкладних заходів для її розв'язання. Визначено сучасні рівні радіоактивного забруднення водойм регіону, які в деяких випадках перевищують допустимі норми в десятки разів, становлячи загрозу для екосистем та здоров'я населення. Запропоновано комплекс технологічних рішень для очищення води та донних відкладень від радіонуклідів, зокрема сорбційні, електрохімічні, мембранні, фотокаталітичні та біологічні методи. Розроблено екологічні заходи для відновлення порушених водних екосистем, включаючи ревіталізацію водойм, створення буферних зон, відродження біорізноманіття. Визначено організаційні та управлінські механізми для ефективного реалізації запропонованих заходів, зокрема вдосконалення нормативно-правової бази, створення координаційних органів, залучення інвестицій. Проведено оцінку ефективності запропонованих рішень, їх переваг та недоліків, а також сформульовано рекомендації для практичного впровадження та подальших досліджень. Реалізація запропонованих заходів дозволить мінімізувати наслідки радіоактивного забруднення, відновити екологічний стан водойм Житомирського Полісся та забезпечити екологічну безпеку регіону.

Незважаючи на комплексний характер проведеного дослідження, існують перспективи його поглиблення та розширення, а саме: детальне вивчення механізмів міграції та трансформації радіонуклідів у водних екосистемах для розробки ефективніших методів їх вилучення; дослідження впливу радіоактивного забруднення на генетичному та молекулярному рівнях для оцінки довгострокових наслідків для біоти водойм; пошук нових інноваційних технологій очищення водойм, зокрема на основі нанотехнологій, плазмових процесів, комбінованих методів; розробка економічно ефективних методів утилізації та захоронення радіоактивних відходів від очищення водойм; вивчення можливостей залучення потенціалу мікроорганізмів до процесів очищення та відновлення водних екосистем; оптимізація систем радіоекологічного моніторингу водойм із застосуванням сучасних методів дистанційного зондування та геоінформаційних технологій; дослідження соціально-економічних та психологічних аспектів реабілітації територій, постраждалих від радіоактивного забруднення; обмін досвідом та налагодження міжнародного співробітництва у сфері радіоекологічного відновлення навколишнього середовища.

У ході дослідження було розроблено комплексну стратегію для мінімізації наслідків радіоактивного забруднення водойм Житомирщини. Запропоновано низку інноваційних технологічних рішень для вилучення радіонуклідів з води та донних відкладень, зокрема сорбційні, електрохімічні, мембранні, фотокаталітичні та біологічні методи. Визначено екологічні заходи для ревіталізації водних екосистем, відновлення біорізноманіття та формування захисних буферних зон.

Окреслено організаційні та управлінські механізми успішної реалізації програми реабілітації водойм на регіональному та державному рівнях. Проведено оцінку ефективності запропонованих рішень, визначено їх переваги та недоліки, сформульовано рекомендації для подальших наукових досліджень.

Впровадження розробленої стратегії дозволить мінімізувати екологічні загрози, відновити природні водні екосистеми Житомирського Полісся, забезпечити радіаційну безпеку водокористування для населення та створити передумови для сталого розвитку регіону. Реалізація проекту реабілітації забруднених територій продемонструє відповідальність України у сфері ядерної безпеки, сприятиме залученню міжнародної експертизи, технологій та інвестицій, стимулюватиме вітчизняну науку та високотехнологічні виробництва.

Таким чином, впровадження запропонованих заходів з мінімізації наслідків радіоактивного забруднення водойм Житомирського Полісся матиме визначальне значення для відновлення екологічної рівноваги, забезпечення сталого розвитку регіону та підвищення рівня життя населення.

Перспективи використання результатів дослідження. Автор сподівається, що дане дослідження сприятиме поглибленню знань, вдосконаленню існуючих методів та розробці нових ефективних підходів до мінімізації наслідків радіоактивного забруднення водних екосистем.

Реалізація комплексу запропонованих заходів має важливе значення для подолання негативних наслідків радіоактивного забруднення водойм Житомирського Полісся та забезпечення сталого відродження регіону.

Очищення водойм від радіонуклідів та відновлення екосистем дозволить мінімізувати ризики опромінення для населення та біоти, забезпечить екологічну рівновагу в регіоні. Реабілітовані водойми можуть бути використані для питного водопостачання, рибного господарства та рекреаційних цілей, сприяючи сталому розвитку Житомирського Полісся.

Запропоновані заходи створять сприятливі умови для відновлення популяцій рідкісних видів рослин і тварин, що зазнали негативного впливу радіації.

Екологічно безпечне довкілля відкриє нові перспективи для розвитку туризму, сільського господарства та інших галузей економіки.

Зменшення радіаційних загроз та покращення якості життя сприятиме соціальній стабільності в регіоні, подоланню психологічного стресу в населення.

Впровадження програми реабілітації водойм продемонструє відповідальність України у сфері ядерної та радіаційної безпеки, її прихильність до міжнародних угод.

Розробка інноваційних технологій очищення водойм стимулюватиме розвиток вітчизняної науки та створення високотехнологічних виробництв.

Реалізація масштабної програми реабілітації забруднених територій сприятиме залученню міжнародної експертизи, технологій та інвестицій.

Література

1. Kashparov, V., Zhurba, M., Protsak, V., Yoshchenko, V., Levchuk, S. Dissolution of fuel particles from the Chernobyl nuclear power plant accident in soil and surface waters. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2018. Vol. 189. P. 54–65. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.03.005>
2. Кашпаров В. О., Жученко М. А., Левченко О. М. Сучасний радіоекологічний стан території зони відчуження. *Ядерна та радіаційна безпека*. 2021. № 1(93). С. 12–20. DOI: [https://doi.org/10.32918/nrs.2021.1\(93\).02](https://doi.org/10.32918/nrs.2021.1(93).02)
3. Кузьменко М. І., Ландін В. П., Якович О. Д. Радіоекологічний стан водних екосистем зони відчуження Чорнобильської АЕС. *Вісник Житомирського національного агроєкологічного університету*. 2018. № 2(67). С. 101–113.
4. Лавренко Г. М., Лазарев М. П., Маслова О. В. Використання сорбційних завіс з рослинних матеріалів для очищення води. *Екологічна безпека*. 2009. № 2. С. 35–40.
5. Гавриленко О. П., Маслова О. В., Волков Ю. В. Хімічне осадження радіонуклідів з водних розчинів. *Ядерна та радіаційна безпека*. 2009. № 3. С. 44–49.
6. Статков В. *Радіоекологія водойм*. Київ : ІГН НАНУ, 2011. 195 с.
7. Лавренко Г. М., Лазарев М. П., Маслова О. В. Використання сорбційних завіс з рослинних матеріалів для очищення води. *Екологічна безпека*. 2009. № 2. С. 35–40.
8. Гавриленко О. П., Маслова О. В., Волков Ю. В. Хімічне осадження радіонуклідів з водних розчинів. *Ядерна та радіаційна безпека*. 2009. № 3. С. 44–49.
9. Краснов В. П., Гомеля М. Д. Очищення радіоактивних вод коагулянтами на основі алюмінію. *Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля*. 2010. Вип. 14. С. 75–80.
10. Про додаткові заходи з відродження територій, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи, із соціального захисту постраждалих осіб, безпечного поводження з радіоактивними відходами : Указ Президента України від 05.07.2018 № 196/2018. *Офіційний вісник Президента України*. 2018. № 18. Ст. 287.
11. Безсонний В. Л. Методика оцінки екологічного стану водойми на основі ентропійно зваженого індексу якості води. *Екологічні науки*. 2023. № 2(47). С. 44–48.
12. Rashydov N. M. Uptake of americium-241 by plants from contaminated Chernobyl exclusive zone test site soils. III congress radiation research (radiobiology and radioecology), Kiev, 21–25 May 2003., p. 335.
13. Kutsokon N. K., Rashidov N. M., Grodzinsky D. M. Cytogenetic effects of 241Am in Allium-test. Int. Conference “Genetic Consequences of Emergency Radiation Situations”.
14. Чорнобильська катастрофа : кол. моногр. / за ред. В. Г. Барьяхтара ; МАГАТЕ. Київ : Вид. дім «ВД «ЕКМО»», 2011. 368 с. URL: <https://nukr.gov.ua/uk/publikatsiyi/chornobylska-katastrofa-kolektyvna-monohrafiia-mahateutsir1> (дата звернення: 15.06.2024).
15. 25 років Чорнобильської катастрофи. *Безпека майбутнього: Національна доповідь України*. Київ : КІМ, 2010. 356 с.
16. Краснов В. О., Носовський А. В., Рудько В. М., Щербін В. М. Об'єкт «Укриття» 30 років після аварії. *Чорнобиль (Київ. обл.) : Ін-т проблем безпеки АЕС*, 2016. 512 с.
17. Офіційний вебсайт Головного управління статистики у Житомирській області. URL: <http://www.zt.ukrstat.gov.ua/> (дата звернення: 10.06.2024).
18. Оцінка якості життя та радіаційної безпеки сільського населення радіоактивно забруднених територій : монографія / Л. Д. Романчук та ін. Житомир : Графіум, 2017. 312 с.
19. Romanchuk, L. D., Herasymchuk, L. O., Kovalyova, S. P., Kovalchuk, Yu. V., Lopatyuk, O. V. Quality of life of the population resident at the radioactively contaminated area in Zhytomyr Region. *Ukrainian Journal of Ecology*. 2019. Vol. 9, No. 4. P. 476–483. DOI: https://doi.org/10.15421/2019_778
20. Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи : Закон України від 27.02.1991 № 791а-ХІІ. *Відомості Верховної Ради України*. 1991. № 16. Ст. 198.
21. Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року : Закон України від 28.02.2019 № 2697-VIII. *Відомості Верховної Ради України*. 2019. № 16. Ст. 70.
22. Чорнобильський радіаційно-екологічний біосферний заповідник. Чорнобильський науковий хаб. 2020. № 1. С. 5–6. URL: <http://zapovidnyk.org.ua/hub/hub-1-gruden-r.pdf> (дата звернення: 15.06.2024).

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН БАСЕЙНУ РІЧКИ ЗГАР В КОНТЕКСТІ СТРАТЕГІЇ СТАЛОГО РОЗВИТКУ ПОДІЛЬСЬКОГО РЕГІОНУ

Мудрак О.В.¹, Клочанюк В.В.²

¹Комунальний заклад вищої освіти «Вінницька академія безперервної освіти»
вул. Грушевського, 13, 21050, м. Вінниця

²Інститут агроекології і природокористування Національної академії аграрних наук України
вул. Метрологічна, 12, 03143, м. Київ
ov_mudrak@ukr.net, vikaklochanuyk@gmail.com

Екологічний стан басейну річки Згар – це надзвичайно гостра і актуальна проблема, яка потребує комплексного вирішення. Басейн річки Згар площею 1170 км² належить до басейну річки Південний Буг площею 65,1 тис. км² (11,1 % території України), який за адміністративно-територіальним поділом включає Хмельницьку і Вінницьку області. Тривалий антропогенний вплив на басейн річки і його водозбір спричинив незворотні екосистемні зміни, що породжує регресивний стан басейну річки. Проблеми забруднення, обміління, замулення, заростання, перетворення на водно-болотну екосистему басейну річки Згар все більше загострюються. Малі річки басейну вже безповоротно зникають, тому основна увага наразі має бути сконцентрована на необхідності дослідження стійкості ландшафту до антропогенного навантаження на малі річки. Негативний вплив внаслідок людської діяльності відображається на якісних і кількісних показниках водних ресурсів, родючості ґрунтів, запасах лісового фонду, стані атмосферного повітря, рівні збереження біотичного і ландшафтного різноманіття, функціонуванні заповідних об'єктів. Тому в статті визначено вплив природних умов і антропогенних чинників на формування екологічного стану басейну річки Згар в межах Подільського регіону. На основі аналізу інформаційних джерел і проведених польових досліджень визначено, що найбільшими забруднювачами води басейну річки Згар є сільськогосподарські, комунально-побутові і промислові стоки, які становлять 45–60% всіх видів забруднень. Враховуючи проведені дослідження запропоновано шляхи поліпшення екологічного стану та оптимізації природокористування басейну річки Згар в межах Подільського регіону. Обґрунтовано, що основними водоохоронними заходами в басейні річки мають бути профілактичні, діагностичні і процедурні, і як окрема група – меліоративні. *Ключові слова:* екологічна ситуація, якість води, антропогенний вплив, гідроекосистема, природно-заповідний фонд, заходи, водні об'єкти.

The ecological state of the Zhar river basin in the context of the sustainable development strategy of the Podilya region.
Mudrak O., Klochanuk V.

The environmental condition of the Zgar River basin is an extremely acute and urgent problem that requires a comprehensive solution. The 1170 km² Zgar River basin belongs to the 65.1 thousand km² Southern Bug River basin (11.1% of Ukraine's territory), which includes Khmelnytskyi and Vinnytsia oblasts according to the administrative-territorial division. Long-term anthropogenic impact on the river basin and its catchment area has caused irreversible ecosystem changes, which leads to a regressive state of the river basin. The problems of pollution, shallowing, siltation, overgrowth, and transformation into a wetland ecosystem in the Zgar River basin are becoming increasingly acute. Small rivers in the basin are already irreversibly disappearing, so the focus should now be on the need to study the resilience of the landscape to anthropogenic pressure on small rivers. The negative impact of human activity is reflected in the qualitative and quantitative indicators of water resources, soil fertility, forest stocks, air quality, the level of conservation of biotic and landscape diversity, and the functioning of protected areas. Therefore, the article identifies the impact of natural conditions and anthropogenic factors on the ecological state of the Zgar River basin within the Podil region. Based on the analysis of information sources and field research, it is determined that the largest water pollutants in the Zgar River basin are agricultural, municipal and industrial wastewater, which account for 45–60% of all types of pollution. Taking into account the conducted research, the ways to improve the ecological state and optimize the use of natural resources in the Zgar River basin within the Podilsky region are proposed. It is substantiated that the main water protection measures in the river basin should be preventive, diagnostic and procedural, and as a separate group – reclamation. *Key words:* ecological situation, water quality, anthropogenic impact, hydroecosystem, nature reserve fund, measures, water bodies.

Постанова проблеми. Більшість елементів природного середовища басейну річок України трансформовані під впливом антропогенного навантаження. Негативний вплив внаслідок людської діяльності відображається на якісних і кількісних показниках водних ресурсів, родючості ґрунтів, запасах лісового фонду, стані атмосферного повітря, рівні збереження біотичного і ландшафтного різноманіття, функціонуванні заповідних об'єктів. Оцінювання, прогнозування і попередження порушення функціонування усіх компонентів довкілля

є першочерговим завданням у боротьбі з екологічними проблемами.

Стан річних екосистем басейнів річок варто оцінювати застосовуючи системний підхід задля розробки превентивних заходів.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Питанням антропогенного навантаження на басейни річок, їхнім екологічним станом, моніторингом, методиці дослідження, заходам охорони і раціонального використання присвячені роботи Бабка Р.В., Бедункової О.О., Бішовця Л.Б., Богатова С.О.,

Вишневецького В.І., Вознюк Н.М., Гребіня В.В., Гриба Й.В., Гроховської Ю.Р., Клименка М.О., Ліхо О.А., Мережка О.І., Мігаса Р.В., Мольчака Я.О., Мудрака О.В., Мудрак Г.В., Ободовського В.В., Серебрякова В.В., Сніжка С.І., Хаєцького Г.С., Хільчевського В.К., Хімка Р.В., Хорева В.М., Яцика А.В., Юценка Ю.С. та багатьох інших науковців [1, 2, 4, 6–20].

Мета роботи – визначити сучасний екологічний стан басейну ріки Згар в межах Подільського регіону як один з етапів комплексної оцінки.

Викладення основного матеріалу. Одним із важливих об’єктів екологічної і Смарагдової мереж на теренах України є басейн річки Згар, площею 1170 км², що належить до басейну річки Південний Буг, який займає площу 65 тис. км² і становить 11% площі країни. Басейн річки Згар є найбільш цікавим в природоохоронному аспекті, оскільки представляє собою центр ендемізму і становить інтерес для охорони природи не лише на рівні України, а й в масштабах усієї Європи. Басейн річки Згар розташований у Правобережному Лісостепу, тому має значне біотичне і ландшафтне різноманіття. Завдяки відповідному клімату, рельєфу, водним об’єктам, значною родючістю ґрунтів екосистемне різноманіття території є доволі багатим, що охороняється в межах об’єктів і територій природно-заповідного фонду (рис. 1) [21].

Водозбір або водозбірна площа басейну річки Згар – поверхня суші, з якої річкова система зби-

рає воду з поверхні землі та верхніх шарів літосфери (підземне живлення). Відповідно розрізняють поверхневий і підземний водозбір, які не збігаються. Оскільки визначити межі підземного водозбору практично дуже складно, то за величину басейну річки Згар брали лише поверхневий водозбір [1].

Екологічний стан басейну річки Згар сьогодні надзвичайного гостра і актуальна проблема. Кожна річка басейну без виключення потребує охорони і оздоровлення. Тривалий антропогенний вплив на малі річки басейну та їх водозбори спричиняє незворотні зміни, що породжують їх регресивний стан. Проблеми забруднення, обміління, замулення, заростання, перетворення на водойми болотного типу все більше загострюються. Майже 20 малих річок басейну річки Згар за останні 33 роки незалежності України вже безповоротно зникли [14].

Згар – річка в Україні, яка протікає в межах Деражнянської міської, Летичівської селищанської і Вовковинецької сільської територіальних громад Хмельницької області, а також Жмеринського міської, Калинівської міської і Літинського селищної територіальних громад Вінницької області (табл. 1).

Річка Згар права притока Південного Бугу. Довжина 95 км. Площа водозбірного басейну 1170 км². Похил річки 0,91 м/км. Долина трапецієподібна, завширшки до 4 км, завглибшки до 30 м. Заплава двостороння, у верхів’ї заболочена, завширшки 50–150 м, до 2,5 км (на окремих ділянках). Річище слабозвивисте, завширшки 5–10 м, до 40 м,



Рис. 1. Басейн річки Згар в межах басейну річки Південний Буг

Таблиця 1

Басейн річки Згар в межах адміністративно територіального поділу Подільського регіону

Хмельницька область (Центральне Поділля)	Вінницька область (Східне Поділля)
Деражнянська міська територіальна громада	Калинівська міська територіальна громада
Вовковинецька сільська територіальна громада	Жмеринська міська територіальна громада
Летичівська селищна територіальна громада	Літинська селищна територіальна громада

завглибшки 0,5–1,5 м, максимальна глибина до 5 м. Воно розчищене і відрегульоване на значному відрізку. Стік зарегульовано водосховищами і ставками. Використовується для водопостачання, зрошення, рибництво. Згар бере початок на південний захід від села Згарок. Тече спершу на північний схід і схід, середній течії (в районі села Микулинці) річка різко повертає на північний захід, північніше смт. Літин знову повертає на схід (місцями – північний схід). Впадає в річку Південний Буг на схід від села Мізяків. Найбільші притоки Фоса, Бугер, Згарок (ліві) і Згарок (права) [8, 21].

Частка природної рослинності басейну річки Згар в середньому становить 13,5%: 10% – це лісові екосистеми; 2% – лучні екосистеми і 2% – водно-болотні екосистеми. Територія басейну річки Згар має значну розораність, адже на орні землі відведено 70% території басейну. Частка території, зайнята водними об'єктами – 2%, а 5% – урбанізовані, 11% території басейну – це інші освоєні землі [21].

Басейн річки Згар має самобутні екологічні чинники (географічне положення, клімат, неоднорідність геологічної і своєрідність геоморфологічної будови, значну кількість поверхневих водних об'єктів, унікальність мережі ґрунтів), що обумовило різноманітність, а подекуди і унікальність місцевої рослинності. У відсотковому відношенні найбільшою є частка рослин лісових екосистем – біля 30%, рослини лук та лучно-степова група складають по 14% кожна, група лучно-болотних рослин – 10%, болотних і водних рослин – 3,5% кожна, прибережна рослинність – 2,5%; рудеральною рослинністю зайнято 11% території, петрофільно-вапняковою – 3,5%, частка культурної рослинності дорівнює 1,5%, іншої – 6,5% [13, 16].

Басейн річки Згар належить до Південно-Бузького природного коридору і є частиною Бузького меридіонального екокоридору (ЕК). Формування стоку річки – це складний природний процес, що відбувається під впливом різноманітних чинників. Це, насамперед, природні чинники: характер підстильної поверхні (геолого-геоморфологічна будова, гідрогеологічні умови, властивості ґрунтів, рослинний покрив, наявність водно-болотних екосистем), кліматичні (температурний режим, кількість атмо-

ферних опадів, випаровування). Антропогенний вплив спричиняє зміну природних умов. Діяльність людини проявляється у прямому впливі на басейн річки через водоспоживання, водовідведення і зарегульованість стоку, а також перетворення поверхні басейну річки, що спричинено вирубкою лісів, розорюванням земель, меліорацією, особливо осушення, забрудненням природних компонентів [7].

Найбільш відомими джерелами забруднення води басейну річки Згар є побутові (комунальні) стічні води. Водоспоживання оцінювали на основі середньої добової витрати води на 1 людину, яка становить біля 300 л і включає воду питну, для приготування їжі і особистої гігієни, для роботи побутових сантехнічних пристроїв, а також для поливу галявин і газонів, гасіння пожеж, миття вулиць і інших господарських потреб [12]. Майже вся використана вода потрапляє в стічні води. Оскільки щодня в стічні води надходить великий об'єм фекалій, головним завданням комунальних служб при переробці побутових стоків в колекторах очисних установок є видалення патогенних мікроорганізмів. При повторному використанні недостатньо очищених фекальних стоків бактерії і віруси, що містяться в них, можуть викликати кишкові захворювання, а також гепатит і поліомієліт. Особливо небезпечні стічні води пунктів санітарної обробки білизни і спецодягу, стоки лікарень. Вони призводять до зв'язування O₂ у воді, загибелі живих організмів і фітопланктону. Надлишки фосфору і азоту у воді призводять до її цвітіння й порушення біорівноваги у водоймі. У розчиненому вигляді в стічних водах є мило, синтетичні пральні порошки, дезінфікуючі засоби, відбілювачі й інші речовини побутової хімії. З житлових будинків надходить сміття, включаючи туалетний папір і дитячі підгузники, відходи рослинної й тваринної їжі. З вулиць в каналізацію стікає дощова і тала вода, часто, з піском й сіллю, які використовуються для прискорення танення снігу і льоду на проїжджій частині вулиць і тротуарів. Забруднювачем води річки Згар є і стихійні сміттєзвалища, з яких у воду потрапляють різноманітні органічні й неорганічні речовини [11].

Кількість промислових стоків, що потрапляють в річку Згар за об'ємом в 3 рази менше ніж комунально-побутових. Це зокрема стічні води з таких підприємств: ВАТ «Літинський молочний завод» – в 1,5 рази; ТОВ «Літинський м'ясокомбінат» – на 17,8%; ВП «Маріо»; районне дорожнє підприємство Літинський «Райавтодор»; ТОВ «Поділля»; СТО легкових автомобілів. В річку потрапляє величезна кількість різноманітних органічних і неорганічних речовин, які порушують екологічну рівновагу в ній [4].

Третім забруднювачем вод є сільське господарство, яке використовує воду для поливу агроценозів. Вода, що стікає з них, насичена розчинами солей і ґрунтовими частинками, залишками хімічних речовин. До них відносять інсектициди,

фунгіциди, гербіциди, решта пестицидів, а також органічні й неорганічні добрива, що містять азот, фосфор, калій, інші хімічні елементи. Крім хімічних сполук, в річці потрапляє великий об'єм фекалій та інших органічних залишків, де вирощується худоба, свині, домашня птиця. Багато органічних відходів також надходить в процесі переробки тваринницької продукції та виробництві харчових продуктів [18].

Наслідком забруднення річки Згар є евтрофікація – процес збагачення водної екосистеми живильними речовинами, особливо азотом і фосфором біогенного походження. У результаті відбувається їх поступове заростання, вони заповнюються мулом і рослинними залишками. Евтрофікація посилюється в червні-липні, коли ріст рослин у водоймах стимулюється азотом і фосфором, що містяться в насичених добривами стоках з агроугідь, в чистячих і миючих засобах та інших відходах [6].

Води басейну річки, що приймають ці стоки, представляють собою родюче середовище, де відбувається бурхливий ріст водних рослин, захоплюючих простір, в якому зазвичай живуть риби. Водорості та інші рослини, відмираючи, падають на дно і розкладаються аеробними бактеріями, які споживають для цього O_2 , що призводить до замору риби. Поверхня водойм заповнюється плаваючими і прикріпленими водоростями і іншими водними рослинами, дрібними тваринами, що харчуються ними. Синьо-зелені водорості роблять воду схожою на гороховий суп з поганим запахом і рибним смаком, а також покривають камені слизовою плівкою [2].

У водоймах басейну річки Згар відмічали такі метали, наприклад залізо і марганець, які окислюються в результаті хімічних і біологічних (під впливом бактерій) процесів. Розчинні форми цих металів були в різних типах стічних вод, які виявлені у водах, що просочилися з площадок промислових підприємств, старих звалищ металобрухту. Солі цих металів, що окислюються у воді, стають менш розчинними і утворюють тверді забарвлені опади, що випадають з розчинів. Тому вода набуває кольору і стає каламутною. Такі стоки були забарвлені в рудий (оранжево-коричневий) колір через присутність оксидів заліза (іржі) [8].

Стічні води підприємств скидають у водойми басейну річки Згар і нафтопродукти. Наявність на поверхні води масел, нафти, погіршує обмінні процеси, знижує вміст O_2 у воді, що призводить до загибелі риб. 1 л нафтопродуктів забруднює до 12 м² поверхні води водойм. Якщо вміст нафтопродуктів складає понад 200 мг/м³, то порушує зоорівновагу водної екосистеми об'єкта. Поверхнево активні речовини згубно впливають на розвиток фітопланктону. Свинець, ртуть, кадмій, нікель, цинк, марганець, потрапивши у воду, роблять її токсичною.

Враховуючи проведені дослідження, поліпшити екологічний стан басейну річки Згар в контексті

стратегії сталого розвитку межах Подільського регіону можна за рахунок проведення таких заходів:

термінових: 1) винести в природу та закріпити прибережно-захисні смуги малих річок приток Згару за прилеглими до них підприємствами, установами, організаціями; 2) провести залуження прибережно-захисних смуг річок, де схил становить до 3⁰ та їх заліснення, де схил – більше 5⁰; 3) рекомендувати комунальним службам населених пунктів проводити кілька разів на рік рейди (акції, суботники, чисті четверги) з метою розчистки русел й ліквідації стихійних сміттєзвалищ, гноєсховищ вигрібних ям, скотомогильників тощо; 4) встановити комунальним службам на пляжах, рекреаційних зонах урни, сміттєві баки та постійно вивозити тверді побутові відходи; 5) подати на офіційних сайтах територіальних громад басейну річки Згар джерела і види забруднення, видати еколого-просвітницьку літературу, де висвітлити екологічну роль прибережно-захисних смуг малих річок басейну річки Згар;

перспективних (на 2024–2030 рр.): 1) проводити водогосподарську політику на локальному рівні за басейновим принципом управління, враховуючи вимоги водної рамкової директиви ЄС; 2) створити ефективний і гнучкий економічний механізм регулювання водних відносин, відповідно ринковим умовам, який би в себе включав: а) передачу в оперативне управління державним водогосподарським підприємствам водних об'єктів і земель водного фонду, встановлення (конкретно) розпорядника водного фонду; б) створення реальних екологічних платежів (штрафів, зборів) за використання й забруднення малих річок басейну, які б відшкодовували нанесені екологічні збитки [8]. При формуванні плати за нормативні скиди врахувати рівень очищення стічних вод перед їх скидом у водний об'єкт, відпрацювавши адміністративні процедури нарахування і стягнення платежів та їх використання; в) впровадження механізмів дотримання регламентованих норм водокористування; г) розробку і впровадження механізмів економічного стимулювання (пільгових тарифів, платежів) для водокористувачів, які здійснюють ефективну водоохоронну діяльність; 3) застосовувати нові методи очистки і знезараження стічних вод, поліпшити роботу комунальних господарств (комунально-побутові стічні води становлять 45–60% всього обсягу стічних вод); 4) здійснювати постійну альголізацію як метод очистки стічних вод на полях фільтрації, біологічних ставках і системах штучної біологічної очистки; 5) впроваджувати в територіальних громадах систему безпечного збирання, сортування, утилізації й захоронення твердих побутових відходів (ТПВ); 6) проводити будівництво і реконструкцію систем водопостачання, очисних станцій каналізації; 7) дотримуватись норм і вимог щодо зберігання й внесення пестицидів, мінеральних і органічних добрив; 8) проводити агротехнічні протиерозійні заходи, використовувати протиерозійні

йні гідротехнічні споруди; 9) здійснювати ренатуралізацію водно-болотних екосистем, рекультивацію порушених земель, їх консервацію з метою створення водоохоронних лучних і лісових насаджень. Сприяти активній охороні біоти водних екосистем басейну річки, русла, заплави, річкової долини, надзаплавної тераси. Обмежити відбір будівельних матеріалів, розорювання і засмічення заплави й схилів долин, вирубування дерев, а також видобутку піску, гравію, глини, гальки та інших будівельних матеріалів у руслі і на заплаві; 10) створити юридичні, організаційні, технічні, економічні передумови для переходу до раціонального використання водних об'єктів, забезпечувати діяльність, направлену на збереження й охорону біотичні ландшафтного різноманіття в басейні річки Згар на рівні водної директиви ЄС; 11) дотримуватися природоохоронних заходів у водозбірних басейнах річок, випасати свійських тварин у заплаві лише у дозволених місцях; 12) створити на водозборі ґрунтозахисні інженерно-ландшафтні комплекси з доповненням лісових, чагарникових й лучно-болотних фітоценозів, встановивши в басейн річки оптимальне співвідношення між елементами ландшафту: орними, лучними, лісовими і водно-болотними екосистемами й природно-заповідним фондом; 13) розробити і реалізувати короткострокові й довгострокові (до 10 років) локальні і регіональні програми відродження басейну річки Згар в контексті стратегії сталого розвитку територіальних громад; 14) створити водозахисні смуги до 50 м, згідно Водного кодексу. Найкраще водозахисну функцію виконують: верба біла (*Salix alba* L.), осокір (*Populus nigra* L.), осика (*Populus pseudotremula* N. Rubtz.), вільха зелена (*Alnus viridis*), вільха клейка (*Alnus glutinosa* (L.) Gaerth.), береза бородавчаста (*Betula pendula* Roth.), в'яз гладенький (*Ulmus laevis*), клен гостролистий (*Acer platanoides* L.), липа серцелиста (*Tilia cordata*), сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.), дуб звичайний (*Quercus robur* L.) [20]; 15) зменшити розораність водозборів річки Згар з 60–69% до 30%, збільшивши лісистість з 13,5% до 30%, яка б виконували водорегулюючу, ґрунтозахисну й санітарно-гігієнічну функції; 16) проводити контроль за розміщенням

в басейнах річок тваринницьких і птахоферм, літніх таборів худоби (створити облаштовані гноєсховища, перейти на підстилкове утримання тварин), побутових сміттєзвалищ, складів для зберігання пестицидів, комунальних, енергетичних, аграрних, промислових підприємств, будинків відпочинку й інших споживачів води; 17) категорично заборонити мити транспортні засоби біля русла або на березі річок, обмежити (заборонити) використання моторних човнів; 18) проводити постійний санітарно-гігієнічний контроль за станом русел, заплави, схилів і берегів долин річок, басейну річки Згар особливо в туристсько-рекреаційний сезон, створивши систему комплексного екологічного моніторингу всього басейну річки Згар [9, 15].

Висновки. На основі проведених досліджень встановлено, що основними вимогами щодо збереження водних екосистем басейну річки Згар є використання системи організаційних, правових, технічних і економічних заходів, спрямованих на запобігання, обмеження й усунення наслідків забруднення, засмічення і виснаження цієї екосистеми. Водоохоронні заходи, які забезпечують екологічну рівновагу басейну річки Згар, умовно можна поділяють на три види: профілактичні, діагностичні й процедурні, де в окрему групу віднести меліоративні.

На основі проведених досліджень визначено, що найбільшими забруднювачами води басейну річки Згар є комунально-побутові, промислові, і сільськогосподарські стоки, які становлять 45–60% всіх джерел і видів забруднень.

Сьогодні в межах басейну річки Згар доцільно виділити цінні оселища, які стануть основою національної і європейської екологічної і смарагдової мереж. Їх треба сформувати на засадах класифікації оселищ, система яких у часі і просторі створить фізичну мережу природних і напівприродних заповідних територій європейського значення. Реалізація цього підходу має важливе еколого-природоохоронне значення, адже поєднання природних оселищ забезпечить ефективне проведення моніторингових досліджень, комплексне впровадження заходів щодо відновлення деградованих екосистем, підвищення природно-ресурсного потенціалу басейну річки Згар.

Література

1. Вишневський В.І. Річки і водойми України. Стан і використання. К.: Віпол, 2000. 376 с.
2. Водне господарство в Україні / За редакцією А.В. Яцика, В.М. Хорева. К.: Генеза, 2000. 456 с.
3. Водний кодекс України. К.: ІВА «Астрей», 1995. 50 с.
4. Водні ресурси та якість річкових вод басейну Південного Бугу / За ред. В. К. Хільчевського. К.: Ніка-центр, 2009. 184 с.
5. Водні ресурси. Басейнове управління водними ресурсами р. Південний Буг. Офіційний сайт. URL: <http://www.buvr.vn.ua/article/vodni.resursu>.
6. Гавриков Ю.С. Реєстр річок Вінницької області. Довідковий посібник, 2-ге видання, доповнене. Вінниця: Басейнове управління водних ресурсів річки Південний Буг, 2018. 28 с.
7. Екологічна безпека Вінниччини [Монографія]. За заг. ред. Олександра Мудрака. Вінниця: ВАТ «Міська друкарня». 2008. 456 с.
8. Малі річки України: Довідник / А.В. Яцик, Л.Б. Бишовець, С.О. Богатов та ін.; за ред. А. В. Яцика. К.: Урожай, 1991. 296 с.
9. Мольчак Я.О., Мігас Р.В. Річки Волині. Луцьк: Надтир'я, 1999. 184 с.

10. Мудрак О. В., Мудрак Г.В. Заповідна справа: навч. посіб. для студентів галузі знань 10 «Природничі науки». Херсон: ОЛДП-ПЛЮС, 2020. 640 с.
11. Мудрак О.В. Екологічний стан довкілля Вінницької області: Навч.-метод. посіб. Вінниця: «ФОП Корзун Д.Ю.», 2011. 104 с.
12. Мудрак О.В. Екологія. Навчальний посібник для студентів ВНЗ. – 2-ге видання, перероблене доповнене. Вінниця: ВАТ «Міська друкарня», 2011. 520 с.
13. Мудрак О.В., Мудрак Г.В., Поліщук В.М. та ін. Еталони природи Вінниччини [Монографія]. За заг. ред. О.В. Мудрака. Вінниця: ТОВ «Нілан-ЛТД». 2015. 540 с.
14. Мудрак О.В., Палій С.В. Екологічні аспекти сучасного стану агроландшафтів Вінницької області. *Агроекологічний журнал*. К.: Нора-Прінт. 2003. № 2. С. 8–16
15. Мудрак О.В., Хаєцький Г.С., Мудрак Г.В., Серебряков В.В. Оцінка екологічного стану малих річок Східного Поділля в контексті сталого розвитку регіону. *Екологічні науки*. 2022. № 6(45). С. 132–138.
16. Хільчевський В.К., Гребінь В.В. Водні об'єкти України та рекреаційне оцінювання якості води: навч. посібник. К.: ДІА, 2022. 240 с.
17. Хільчевський В.К., Ободовський В.В. та ін. Загальна гідрологія: підруч. К.: Видавничо-поліграфічний центр «Київський університет», 2008. 399 с.
18. Хімко Р.В., Мережко О.І., Бабко Р.В. Малі річки. Дослідження, охорона, відновлення. Київ: Інститут екології, 2003. 378 с.
19. Ющенко Ю.С. Загальна гідрологія. Чернівці : Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича, 2017. 591 с.
20. Shumygai I.V., Mudrak O.V., Konishchuk V.V., Mudrak H.V., Khrystetska M.V. (2021). Ecological monitoring of water bodies in Central Polissya (Ukraine). *Ukrainian Journal of Ecology*. 11 (2). P. 434–440.
21. Офіційний сайт Басейнового управління водних ресурсів річки Південний Буг. URL: <https://www.buvrpb.davr.gov.ua>

ОБГРУНТУВАННЯ СИСТЕМИ МОНІТОРИНГУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД БАСЕЙНОВИМ УПРАВЛІННЯМ ВОДНИХ РЕСУРСІВ Р. ПІВДЕННИЙ БУГ

Ткачук О.П., Мазур О.В.

Вінницький національний аграрний університет
вул. Сонячна, 3, 21008, м. Вінниця
tkachukop@ukr.net

Подано загальну характеристику басейну річки Південний Буг. Представлено дані гідрологічного та гідрометричного моніторингу Басейновим управлінням поверхневих вод басейну річки Південний Буг у розрізі річок, озер, водосховищ та ставків. Узагальнено інформацію щодо функціонування гідрологічних постів управління. Визначено основні джерела забруднення поверхневих вод басейну річки. Акцентовано увагу на європейських директивах, які регламентують забруднення поверхневих вод. Представлено схему гідрохімічних спостережень стану поверхневих вод. Подана інформація, що визначає моніторинг гідрохімічних показників річки Південний Буг в межах Вінницької області та відображена у режимі реального часу на інтерактивній карті офіційного сайту управління. Визначено основні проблеми адаптації моніторингової діяльності Басейнового управління до вимог Водної Рамкової директиви.

Басейновим управлінням водних ресурсів річки Південний Буг добре вивчені водойми басейну. Зокрема інвентаризовано 6594 річки сумарною довжиною 22,4 тис. км, 168 водосховищ, 29 озер та 10281 ставок. Управлінню підпорядковані 22 гідрологічні пости, з них: 7 постів – на річці Південний Буг; 3 – на річці Інгул та по одному на річках: Іква, Згар, Рів, Соб, Савранка, Кодима, Синюха, Гнилий Тікич, Велика Вись, Ятрань, Чорний Ташлик, Мертвовід. Гідрохімічні спостереження Басейновим управлінням водних ресурсів річки Південний Буг включають контроль 39 показників за максимальними, мінімальними та середніми величинами із зазначенням кількості вимірювань та порівняння отриманих результатів з ГДК.

У Вінницькій області гідрохімічний моніторинг здійснюється на 7-ми постах спостережень, а інформація у реальному часі за усіма досліджуваними показниками разом із ГДК відкрита на сайті Управління за чотирма створами спостережень.

Басейнове управління водних ресурсів річки Південний Буг проводить детальні спостереження за гідрометричними, гідрологічними, гідрофізичними та гідрохімічними показниками річки Південний Буг та її приток. Але гідробіологічні спостереження практично не проводяться, хоч це передбачено державними вимогами. *Ключові слова:* поверхневі води, екологічний моніторинг, басейнове управління.

Justification of the surface water monitoring system by the Basin management of water resources R. Southern Bug. Tkachuk O., Mazur O.

The general characteristics of the Southern Bug River basin are presented. The data of hydrological and hydrometric monitoring by the Basin Management of surface waters of the Pvdenny Bug river basin in the section of rivers, lakes, reservoirs and ponds are presented. Information on the functioning of hydrological control posts is summarized. The main sources of surface water pollution of the river basin have been identified. Attention is focused on European directives that regulate surface water pollution. The scheme of hydrochemical observations of the state of surface waters is presented. The information that determines the monitoring of hydrochemical parameters of the South Bug River within the Vinnytsia region is presented and is displayed in real time on the interactive map of the official management website. The main problems of adapting the monitoring activities of the Basin Management to the requirements of the Water Framework Directive have been identified.

The reservoirs of the basin are well studied by the basin management of water resources of the South Bug River. In particular, 6,594 rivers with a total length of 22,400 km, 168 reservoirs, 29 lakes and 10,281 ponds were inventoried. 22 hydrological posts are subordinate to the department, of which: 7 posts are on the South Bug River; 3 – on the Ingul River and one each on the rivers: Ikva, Zgar, Riv, Sob, Savranka, Kodima, Sinyukha, Gnyliy Tikich, Velyka Vys, Yatran, Cherny Tashlyk, and Mertvovid. Hydrochemical observations by the Basin Management of Water Resources of the Southern Bug River include control of 39 indicators by maximum, minimum and average values with an indication of the number of measurements and comparison of the obtained results with the MPC.

In the Vinnytsia region, hydrochemical monitoring is carried out at 7 observation posts, and real-time information on all studied indicators, together with the MPC, is available on the website of the Office for four observation posts.

The basin management of water resources of the Southern Bug River conducts detailed observations of the hydrometric, hydrological, hydrophysical and hydrochemical indicators of the Southern Bug River and its tributaries. But hydrobiological observations are practically not carried out, although this is provided for by state requirements. *Key words:* surface water, environmental monitoring, basin management.

Постановка проблеми. Водні ресурси України постійно виснажуються. Причинами цього є їх забруднення і погіршення якості, зменшення запасів та збільшення обсягів їх використання, а також глобальне потепління. Серед водних ресурсів важливими є поверхневі води, які широко використовуються

для питних, господарських та виробничих потреб. Найбільшою водністю відзначаються річки, зокрема великі. Важливе значення у забезпеченні водою для питних і виробничих потреб Правобережної України має річка Південний Буг. Попередження погіршення якості та зменшення водності річки можна виявити

проведенням належного екологічного моніторингу вод річки Південний Буг [1].

Актуальність дослідження. Південний Буг належить до великих річок басейну Чорного моря та є найбільшою річкою, басейн якої повністю розташований в Україні. У басейні Південного Бугу протікає 6594 річки сумарна довжина яких складає 22,4 тис. км. Переважають малі річки довжиною до 10 км. Лише 349 річок довжиною понад 10 км; а з них 15 річок довжиною понад 100 км – Південний Буг, Рів, Соб, Кодима, Синюха, Гірський Тікич, Гнилий Тікич, Велика Вись, Ятрань, Чорний Ташлик, Мертвовід, Чичиклія, Гнилий Сланець, Інгул та Громоклія [2].

Річковий басейн Південного Бугу добре вивчений у гідрологічному плані. У різний час у річковому басейні спостереження проводилися на 106 гідрологічних постах. З них на сьогодні діючими є 22 пости [3].

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Значний обсяг робіт з моніторингу поверхневих вод річки виконує Басейнове управління водних ресурсів річки Південний Буг. В умовах військового стану, обмеженого фінансування та адаптації українських програм з моніторингу поверхневих вод до вимог європейських екологічних Директив, важливим завданням є обґрунтування фактичних робіт з моніторингу басейну річки, що дозволить виявити усі проблемні питання та оперативно їх вирішити.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Басейновим управлінням водних ресурсів річки Південний Буг в межах проведення гідрологічного моніторингу вод здійснено інвентаризацію річок басейну Південного Бугу, довжиною понад 25 км. Підготовлена інформація, оприлюднена на офіційному сайті відомства, містить назви річок; басейн головної річки; місце розміщення річок, довжину і площу басейну річок. Загалом таких річок нараховується 18 [2].

Також проведено гідрологічну інвентаризацію водосховищ у басейні річки Південний Буг. Відповідна інформація включає назву водосховищ, річку, на якій воно знаходиться, місце розташування греблі, відстань від гирла, площу водозбору, висоту рівня води, площу водного дзеркала, повну та корисну ємність води у водосховищах, призначення водосховищ та рік введення у експлуатацію. Загалом у межах Хмельницької, Вінницької, Одеської, Київської, Черкаської, Кіровоградської та Миколаївської областей виявлено 168 водосховищ [2].

Така ж інформація подана у відомостях про ставки басейну річки Південний Буг. У розрізі адміністративних районів та областей подано дані щодо кількості ставків, площі їх водного дзеркала, загального об'єму ставків. Всього ідентифіковано 10281 ставок [2].

Представлена гідрологічна інформація щодо наявності озер у басейні річки Південний Буг.

Вона містить дані щодо адміністративної області та району розташування озер, площі водного дзеркала та ступеня мінералізації води. У басейні річки Південний Буг виявлено 29 озер [2].

Гідрологічний моніторинг Басейновим управлінням водних ресурсів річки Південний Буг проводиться на гідрологічних постах. Управлінню підпорядковані 22 гідрологічні пости, з них: 7 постів – на річці Південний Буг; 3 – на річці Інгул та по одному на річках: Іква, Згар, Рів, Соб, Савранка, Кодима, Синюха, Гнилий Тікич, Велика Вись, Ятрань, Чорний Ташлик, Мертвовід. Територіально 6 гідрологічних постів спостереження знаходяться у Вінницькій області, 2 – у Хмельницькій, 8 – у Миколаївській, 1 – у Одеській, 2 – у Черкаській, 3 пости – у Кіровоградській області. Гідрологічні пости спостереження відрізняються відстанню від гирла, площею водозбору, висотою відносно моря, місцем розміщення відносно об'єктів водокористування [2] (табл. 1).

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Враховуючи широкий спектр робіт екологічного моніторингу поверхневих вод, що включає гідрологічні, гідрометричні, гідрохімічні, гідрофізичні та гідробіологічні спостереження, досліджено види робіт, що проводяться Басейновим управлінням водних ресурсів річки Південний Буг, визначено які види робіт із зазначеного переліку не проводяться та встановлені причини цього.

Новизна. Проведено комплексне наукове обґрунтування системи моніторингу поверхневих вод басейну річки Південний Буг, що здійснюється відповідним Басейновим управлінням.

Методологічне або загальнонаукове значення. Дослідження проводилися на основі опрацювання наукових, нормативних та методологічних літературних джерел за тематикою статті.

Виклад основного матеріалу. Забруднення поверхневих вод регулюються європейськими директивами: Директива 91/271/ЄС про очистку міських стічних вод; Директива 86/278/ЄС про стічні води у сільському господарстві і Директива 96/61/ЄС про комплексне запобігання та контроль забруднень навколишнього середовища [4].

Природними джерелами забруднення річки органічними речовинами є ерозія ґрунтів, відмерла флора та фауна, антропогенними – комунальні стічні води; промисловість; сільське господарство. Рівень забруднення поверхневих вод органічними речовинами характеризується кисневим режимом річки: вмістом розчиненого кисню, рівнем біологічного та хімічного споживання кисню (за показниками перманганатної та біхроматної окислюваності) [5].

Забруднення поверхневих вод басейну річки Південний Буг відбувається точковими джерелами переважно комунальних підприємств (93% скидів від їх загального об'єму), агломерацій, промисловості

Таблиця 1

Перелік діючих гідрологічних постів Басейнового управління водних ресурсів річки Південний Буг

№ п/п	Річка, пункт	Область	Відстань від гирла, км	Площа водозбору, км ²	Відмітка поста, м	Місце знаходження водного поста
1	2	3	4	5	6	7
1	Південний Буг с. Пирогівці	Хмельницька	730	827	268,79	на півдні села в 0,7 км вище впадання р. Зінчиці
2	Південний Буг с. Лелітка	Вінницька	654	4000	243,87	на правому березі, 0,1 км нижче впадання струмка Лелія
3	Південний Буг с. Селище	Вінницька	560	9100	224,93	на правому березі, 0,1 км вище автодорожнього мосту
4	Південний Буг с. Тростяччик	Вінницька	370	17400	138,59	на правому березі, 0,5 км нижче впадання р. Тростянець
5	Південний Буг с. Підгір'я	Миколаївська	219	24600	70,01	в центрі села, 1,5 км нижче старої греблі
6	Південний Буг м. Первомайськ	Миколаївська	194	44000	54,93	в 0,5 км нижче впадання р. Синюха на лівому березі
7	Південний Буг смт Олександрівка	Миколаївська	132	46200	-3,02	в південно-західній частині селища
8	р. Іква смт Стара Синява	Хмельницька	12	439	262,25	на південно-східній околиці села
9	р. Згар смт Літин	Вінницька	36	692	259,44	на лівому березі, 0,2 км вище впадання р. Шмигівка
10	р. Рів с. Демидівка	Вінницька	7,4	1130	228,32	в центрі села, 0,2 км нижче греблі млина
11	р. Соб с. Зозів	Вінницька	102	92,5	235,14	на південній околиці села, в 0,13 км нижче греблі
12	р. Савранка с. Осички	Одеська	6,1	1740	90,02	в центрі села, 0,4 км нижче впадання р. Яланець
13	р. Кодима с. Катеринка	Миколаївська	12	2390	68,34	в центрі села, 0,32 км нижче автодорожнього моста
14	р. Синюха, с. Синюхин Брід	Миколаївська	12	16700	59,39	по південно-західній околиці села, 0,6 км нижче автодорожнього моста
15	р. Гнилий Тікич смт Лисянка	Черкаська	75	1450	137,33	в центрі села в 0,26 км нижче моста на правому березі
16	р. Велика Вись с. Ямпіль	Черкаська	10	2820	104,72	в центрі села, 1,5 км нижче впадання р. Вільшанка
17	р. Ятрань с. Покотилове	Кіровоградська	4,6	2140	90,60	на півночі села, 1,5 км нижче греблі млина на лівому березі
18	р. Чорний Ташлик, с. Тарасівка	Миколаївська	18	2230	85,58	на північній околиці села, 0,78 км нижче моста
19	р. Мертвовід с. Крива Пустош	Миколаївська	88	252	94,17	на півночі околиці, 0,2 км нижче водосховища

Продовження таблиці 1

1	2	3	4	5	6	7
20	р. Інгул м. Кропивницький	Кіровоградська	316	840	99,46	у південній частині міста, 0,11 км вище моста на правому березі
21	р. Інгул с. Седнівка	Кіровоградська	205	4770	54,71	на півдні села, в 0,5 км нижче залізобетонного моста на лівому березі
22	р. Інгул с. Новогорожене	Миколаївська	118	6670	7,98	в центрі села, 3,5 км вище залізобетонного моста на лівому березі

та сільського господарства, а також дифузними джерелами поверхневого стоку, атмосферних опадів як природного, так і антропогенного походження, джерелами якого є переважно сільське господарство [6].

Комунальні стоки у басейн річки здійснюють 48 управлінь житлово-комунального господарства. На їх очисних спорудах стічні води піддаються лише первинній очистці з послідувачим скиданням у річкову мережу басейну річки Південний Буг. Такі стоки містять неорганічний азот у вигляді аміаку, амонійних, нітритних та нітратних сполук, а також фосфор [7].

Забруднюючі речовини, для яких стандарти якості визначені Директивою 2008/105/ЄС та дотримання яких є умовою досягнення доброго хімічного статусу поверхневих вод, розділені на дві групи показників: пріоритетні речовини за якими оцінюють хімічний статус вод (нікель, кадмій та інші); специфічні речовини (синтетичні і несинтетичні), що використовуються для оцінки екологічного статусу вод (цинк, мідь та інші) [8].

Контроль за вмістом забруднюючих речовин у стічних водах визначається параметрами, передбаченими проєктами ГДС (гранично-допустимих скидів) водокористувачів та вимогами статистичної звітності. Це забруднення органічними та поживними речовинами [9].

Гідрохімічні спостереження Басейновим управлінням водних ресурсів річки Південний Буг вклю-

чають контроль 39 показників за максимальними, мінімальними та середніми величинами із зазначенням кількості вимірювань та порівняння отриманих результатів з ГДК [2] (табл. 2).

Гідрохімічні спостереження Басейновим управлінням водних ресурсів річки Південний Буг у межах Вінницької області проводяться на пунктах: 1) питний водозабір м. Хмільник – р. Південний Буг, вище міста; 2) Питний водозабір м. Калинівка – р. Південний Буг, с. Гушинці; 3) Питний водозабір м. Вінниця – р. Південний Буг, вище міста; 4) р. Південний Буг, 500 м нижче скиду ВОКВПВКГ «Вінницяводоканал» (нижче греблі Сабарівського водосховища); 5) гирло р. Рів (права притока р. Південний Буг), вище с. Могилівка; 6) Сутиське водосховище р. Південний Буг, смт Сутиски; 7) Питний водозабір м. Ладижин – р. Південний Буг, с. Маньківка [2].

Гідрофізична і гідрохімічна інформація у реальному часі відкрита на сайті Управління за чотирма створами (рис. 1).

Отже гідрологічними, гідрометричними і гідрохімічними спостереженнями обмежуються всі види моніторингових робіт Басейновим управлінням водних ресурсів р. Південний Буг.

З 2019 року в Україні запроваджено європейські принципи щодо моніторингу вод відповідно до вимог Водної Рамкової Директиви. Постанова Кабінету Міністрів України № 758 від 19 вересня

Таблиця 2

Перелік гідрохімічних показників контролю Басейновим управлінням водних ресурсів р. Південний Буг

Температура	Розчин. кисень	Хлориди	Цинк
pH	% насич. O ₂	Кальцій	Нікель
Прозорість	Перм. окислюв.	Магній	Марганець
Мутність	ХСК	Гідрокарбонати	Кадмій
Запах	БСК ₅	Натрій+калій	СПАР
Кольоровість	БСК _П	Фосфати	Нафтопродукти
Зав. речовини	Лужність	Залізо загальне	Фосфор заг.
Амоній сольовий	Жорсткість загальн.	Хром (VI)	Цезій-137
Нітрити (NO ₂)	Сухий залишок	Хром (III)	Стронцій-90
Нітрати (NO ₃)	Сульфати	Мідь	

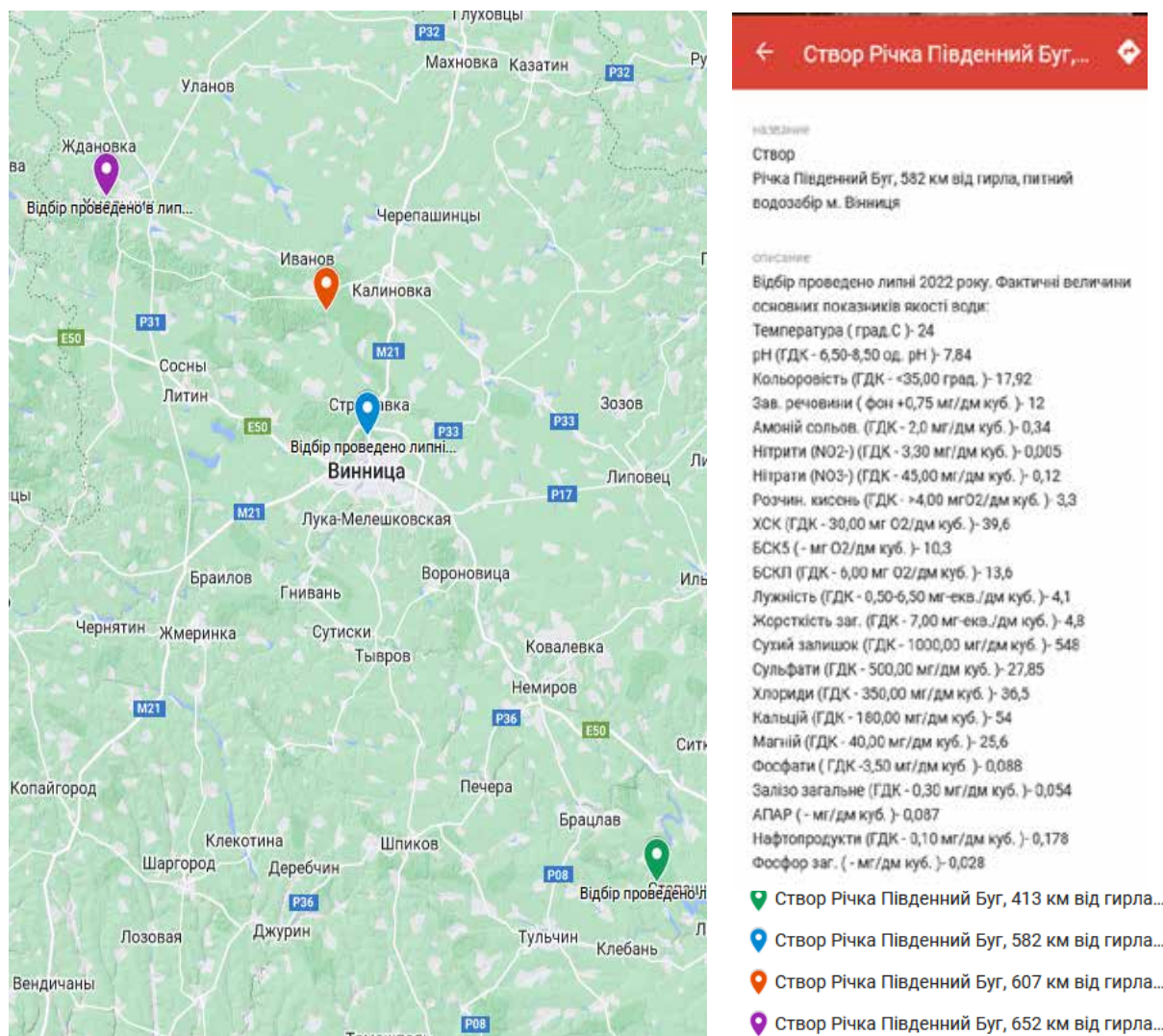


Рис. 1. Схема розміщення гідрохімічних створів спостережень та фрагмент гідрохімічної інформації он-лайн Басейнового управління водних ресурсів річки Південний Буг

2018 р. визначила новий Порядок здійснення державного моніторингу вод. Порядок розмежував обов'язки між суб'єктами моніторингу, було введено нові показники спостереження, які в Україні не визначались, а також вони були згруповані на пріоритетні, гідроморфологічні та біологічні. Залежно від мети та завдань моніторингу вод встановлюються процедури діагностичного, операційного та дослідницького моніторингу поверхневих вод, які здійснюються за басейновим принципом [10].

Басейнове управління водних ресурсів річки Південний Буг проводить детальні спостереження за гідрометричними, гідрологічними, гідрофізичними та гідрохімічними показниками річки Південний Буг та її приток. Але гідробіологічні спостереження практично не проводяться, хоч це передбачено державними вимогами.

Також Басейнове управління водних ресурсів річки Південний Буг впроваджує вимоги Водної Рамкової Директиви 2008/105/ЄС. Незважаючи на

те, що ця робота в Україні розпочалась з 2019 року, ще не повністю всі вимоги даної Директиви введені у моніторингові спостереження управління. Це вимагає значних фінансових витрат та переоснащення лабораторій.

Через нестачу фінансування скорочена мережа пунктів, постів та створів спостережень. Це суттєво обмежує надходження оперативної інформації гідрохімічного моніторингу. Також важливо розширити моніторинг специфічних забруднень поверхневих вод та запровадити постійні спостереження донних забруднень.

Головні висновки. Басейновим управлінням водних ресурсів річки Південний Буг добре вивчені водойми басейну. Зокрема інвентаризовано 6594 річки сумарною довжиною 22,4 тис. км, 168 водосховищ, 29 озер та 10281 ставок. Управлінню підпорядковані 22 гідрологічні пости, з них: 7 постів – на річці Південний Буг; 3 – на річці Інгул та по одному на річках: Іква, Згар, Рів,

Соб, Савранка, Кодима, Синюха, Гнилий Тікич, Велика Вись, Ятрань, Чорний Ташлик, Мертвовід. Гідрохімічні спостереження Басейновим управлінням водних ресурсів річки Південний Буг включають контроль 39 показників за максимальними, мінімальними та середніми величинами із зазначенням кількості вимірювань та порівняння отриманих результатів з ГДК.

У Вінницькій області гідрохімічний моніторинг здійснюється на 7-ми постах спостережень, а інформація у реальному часі за усіма досліджуваними показниками разом із ГДК відкрита на сайті Управління за чотирма створами спостережень.

Басейнове управління водних ресурсів річки Південний Буг проводить детальні спостереження за гідрометричними, гідрологічними, гідрофізичними та гідрохімічними показниками річки Південний Буг та її приток. Але гідробіологічні спостереження практично не проводяться, хоч це передбачено державними вимогами.

Перспективи використання результатів дослідження. Результати отриманих досліджень будуть корисними фахівцям Басейнового управління водних ресурсів річки Південний Буг, а також інших аналогічних управлінь при адаптації систем моніторингу поверхневих вод до вимог Водної Рамкової Директиви.

Література

1. Ткачук О.П. Моніторинг довкілля: курс лекцій та практичні заняття: навчально-методичний посібник. Вінниця: РВВ ВНАУ, 2014. 418 с.
2. Басейнове управління водних ресурсів річки Південний Буг. URL: <https://buvrpb.davr.gov.ua/> (дата звернення 05.02.2024).
3. Морозова Л.П. Аналіз показників екологічного стану басейну річки Південний Буг у м. Вінниця. *Збалансоване природо-користування*. 2023. № 3. С. 93–100.
4. Пінчук О.Л., Герасімов Є.Г., Куницький С.О. Директиви ЄС у сфері управління водними ресурсами: довідник. Рівне: «Волинські береги», 2019. 224 с.
5. Морозова Л.П. Динаміка показників хімічного та біохімічного споживання кисню в р. Південний Буг за 2016–2020 рр. *Збалансоване природокористування*. 2022. № 1. С. 90–99. DOI: <https://doi.org/10.33730/2310-4678.1.2022.255216>.
6. Вітер Н.Г. Аналіз стану води річок Вінницької області. *Сільське господарство та лісівництво*. 2021. № 22. С. 196–207.
7. Хасцький Г.С. Стан якості води річки Південний Буг у межах Вінницької області. *Науковий вісник Вінницької академії безперервної освіти. Серія «Екологія. Публічне управління та адміністрування»*. 2022. № 1. С. 26–33.
8. Уберман В.І., Васьковець Л.А. Адаптація українського правового регулювання скидання забруднювальних речовин до екологічного законодавства ЄС. *Науковий вісник Ужгородського Національного Університету. Серія право*. 2022. Вип. 71. С. 197–202.
9. Хільчевський В. К., Чунар'ов О. В., Ромась М. І. та ін. Водні ресурси та якість річкових вод басейну Південного Бугу. Київ: Ніка-Центр, 2009. 184 с.
10. Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод. Кабінет Міністрів України, Київ. Постанова від 19 вересня 2018 р. № 758. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/758-2018-%D0%BF#Text> (дата звернення 05.02.2024).

УДК 614.777:613.31:546.134:628.16:616-036.3:061.1
DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2024.eco.3-54.10>

АНАЛІЗ ПОКАЗНИКІВ ЯКОСТІ ВОДИ: СУЧАСНІ АСПЕКТИ І ВИКЛИКИ

Шестопапов О.В.¹, Сакун А.О.¹, Лізантан П.С.¹, Кануннікова Н.О.¹,
Гайдучек О.Г.², Томашевський Р.С.¹, Воробйов Б.В.¹

¹Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут»
вул. Кирпичова, 2, 61000, м. Харків

² Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова
вул. Маршала Бажанова, 17, 61002, м. Харків

Oleksii.Shestopalov@khp.edu.ua, Antonina.Sakun@khp.edu.ua, polina.lizantan@mit.khp.edu.ua,
nadiia.kanunnikova@khp.edu.ua, roman.tomashevskiyi@khp.edu.ua,
bohdan.vorobiov@khp.edu.ua, oleksandr.haiduchok@kname.edu.ua

У статті розглянуто основні методи аналізу питної води на показники їх якості. В сучасних екологічних умовах доступність чистої питної води стає однією з важливих проблем для людства. Необхідність контролю показників якості води є актуальною та важливою задачею. Вода є важливим компонентом життя людини. Її якість напряму впливає на здоров'я людини, а отже, і на всі сфери людського життя. Однак, в зв'язку з військовими діями та з розвитком промисловості та технологій, з'явилась проблема якості води. Аналіз якості питної води передбачає визначення її складу та хімічному та фізичному етапах. Особлива увага приділяється шкідливим домішкам, серед яких: бактерії та мікроорганізми, іони важких металів, солі, хлор, інші хімічні сполуки та елементи, домішки механічного характеру. Деякі забруднювачі можуть потрапляти в водойми в результаті зливу промислових відходів. Якщо вода забруднена, то вона шкідлива не лише для здоров'я, але і для життя людини. Тому, цілком очевидна потреба людини в чистій, прозорій, без неприємного запаху та смаку воді.

Людина, яка збирається вжити воду, не завжди може визначити різні органічні або неорганічні домішки у ній. Саме для цього і розроблено безліч методів, за допомогою яких точно і швидко можна визначити концентрацію сполук, що шкодять здоров'ю людини

Питання якості води вирішується на державному та світовому рівнях. В нашій країні законодавча база має нормативні документи, в яких регламентується показники якості води. Ці нормативні документи є обов'язковими.

В роботі проведено порівняльний аналіз нормативів якості води України та інших країн, результати якого свідчать про близьке значення показників якості. У той же час особливу увагу слід звернути на дотримання нормативних показників води, особливо за мікробіологічними показниками через особливу небезпеку для здоров'я людини. *Ключові слова:* якість поверхневих вод, водні ресурси, довкілля, водопідготовка.

Analysis of water quality indicators: contemporary aspects and challenges. Shestopalov O., Sakun A., Lizantan P., Kanunnikova N., Gaiduchek O., Tomashevsky R., Vorobyov B.

The article discusses the main methods of drinking water analysis for their quality indicators. In modern environmental conditions, the availability of clean drinking water is becoming one of the most important problems for humanity. The need to control water quality indicators is an urgent and important task. Water is an important component of human life. Its quality directly affects human health, and therefore, all areas of human life. However, in connection with military operations and the development of industry and technology, the problem of water quality appeared. Analysis of the quality of drinking water involves determining its composition and chemical and physical stages. Special attention is paid to harmful impurities, including: bacteria and microorganisms, heavy metal ions, salts, chlorine, other chemical compounds and elements, mechanical impurities. Some pollutants can enter water bodies as a result of the discharge of industrial waste. If the water is polluted, it is harmful not only for health, but also for human life. Therefore, the human need for clean, transparent, odorless and tasteless water is quite obvious.

A person who is going to drink water cannot always identify various organic or inorganic impurities in it. It is precisely for this that many methods have been developed, with the help of which it is possible to accurately and quickly determine the concentration of compounds harmful to human health

The issue of water quality is resolved at the national and international levels. In our country, the legislative base has regulatory documents that regulate water quality indicators. These regulatory documents are mandatory.

In the work, a comparative analysis of water quality standards of Ukraine and other countries was carried out, the results of which indicate the close value of quality indicators. At the same time, special attention should be paid to compliance with water standards, especially for microbiological indicators due to the particular danger to human health. *Key words:* surface water quality, water resources, environment, water treatment.

Постановка проблеми. Забезпечення доступу до чистої води є однією з основних глобальних проблем, оскільки вода є життєво важливим ресурсом для всього живого на планеті. Забруднення природних джерел води різноманітними хімічними, біологічними та фізичними забруднювачами, такими як

бактерії, віруси, токсини, важкі метали тощо, ставить під загрозу здоров'я людей, екосистеми та сільське господарство.

Україна в основному користується поверхневими водними джерелами для забезпечення питною водою, що становить майже 80% загального обсягу.

Однак, більшість басейнів річок класифікуються як забруднені та дуже забруднені згідно з гігієнічними стандартами. І хоча існують очисні споруди, що працюють на цих водоймах, технології очищення і дезінфекції води залишаються недостатніми для забезпечення води з безпечними стандартами якості [1].

Головними причинами забруднювання водних об'єктів є нестабільна і неефективна робота очисних споруд (із застосуванням традиційного хлорування) і відсутність у них бар'єрної функції для мікроорганізмів.

Останнім часом дедалі більше уваги приділяється розробці та впровадженню ефективних технологій знезараження води з природних джерел. До таких технологій належать ультрафіолетове випромінювання, озонування, кавітація, імпульсне знезараження та використання наноматеріалів [2].

Окрім цього, розробляються та вдосконалюються фільтраційні системи з використанням різних сорбентів та мембран, а також вивчаються нові методи хімічного очищення, які могли б стати ефективними та безпечними для використання в промисловості та маленьких господарствах.

Усі ці напрямки досліджень та технологічних розробок спрямовані на забезпечення людства доступом до безпечної та чистої води, а отже, вони мають велике соціальне та екологічне значення і є актуальними у сучасному світі.

Аналіз ситуації з якістю водопостачання населення дозволяє розцінювати епідеміолого-гігієнічний стан питних вод як несприятливий, а розробку ефективних засобів для знезараження води як завдання актуальне і значиме.

Актуальність дослідження. Норми питної води є вкрай важливими для забезпечення здоров'я людей. Вони визначають безпечні рівні різних забруднювальних речовин, забезпечуючи запобігання захворюванням і підтримуючи загальний стан здоров'я. Дотримання нормативних показників якості води необхідно для забезпечення здоров'я людей. Саме тому, аналіз факторів, які впливають на показники якості води для водоспоживачів є актуальною науковою задачею.

Новизна. Виконано порівняльний аналіз показників якості води України та нормативів країн світу в контексті проблеми екологічної безпеки та військових дій. Проаналізовано фактори, які впливають на показники якості питної води на різних етапах водопідготовки.

Методологічне або загальнонаукове значення. У даній роботі використовувався порівняльно-аналітичний метод дослідження нормативів показників питної води та здійснено порівняльний аналіз вимог до значення показників в Україні та країнах ЄС. Акцентовано увагу на необхідності дотримання показників якості води для забезпечення екологічної безпеки та здоров'я населення.

Виклад основного матеріалу

Порівняльний аналіз показників якості питної води. Сучасна система контролю якості води в Україні базується на ретельному визначенні різних хімічних і мікробіологічних показників, порівнянні їх концентрації з нормативами. Окрім основного фізико-хімічного аналізу, який оцінює жорсткість, сухий залишок та інші компоненти, нові правила передбачають додаткові тестування для виявлення конкретних речовин у воді.

Основні принципи визначення якості питної води в Європі покладені на збереження екологічного балансу та підвищення ефективності використання прісної води, з урахуванням економічних аспектів [4]. Навіть у розвинених країнах виникає проблема деградації водних ресурсів через вплив людської діяльності.

У США, особливо в сільських районах, серйозно ставляться до проблеми забруднення води, вживаючи строгі заходи контролю та вдосконалюючи законодавство. Підприємства, що забруднюють водні джерела, підлягають суворим штрафам. Контроль за якістю питної води здійснюють кілька урядових і наукових організацій [5].

У Нідерландах якість питної води оцінюється за МНР (максимально допустимий рівень небезпеки), що гарантує захист водних екосистем. Підприємства-забруднювачі повинні дотримуватися строгих норм скидів, щоб уникнути забруднення джерел питного водозабезпечення.

У Франції водокористувачам дозволяється брати воду з поверхневих джерел після місця скиду стічних вод підприємств. Цей підхід сприяє природному очищенню стоків і стимулює підприємства до збереження водного середовища.

Вода, яку використовує населення з різною метою, має відповідати певним гігієнічним вимогам. Перший у Європі стандарт якості питної води (ПВ) прийнятий 1937 р. у СРСР, який мав назву «Тимчасовий стандарт якості водопровідної води». До 2000 р. якість води визначали за нормативом ДСТ 2874-82 «Вода для пиття. Гігієнічні вимоги й контроль якості». З 2000 р. уведені в дію Державні санітарні правила й норми «Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання» (ДСанПН) № 383-96. Цей ДСанПН регламентує гігієнічні вимоги до якості питної води і поширюється на воду, яку подають системами централізованого господарсько-питного водопостачання і використовують для питних та побутових цілей, виробництва харчових продуктів. І вже в 2014 р. – ДСТУ 7525:2014. «Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості».

Склад та співвідношення розчинених і диспергованих компонентів у природній питній воді можуть коливатися, але не повинні перевищувати гранично допустимі концентрації (ГДК) по окремим компонентам, встановлені нормативними документами

(табл. 1), а також не повинні бути нижчі від санітарно-гігієнічних норм по ряду життєво необхідних мінеральних солей та мікроелементів.

Загальні гігієнічні вимоги до ПВ включають:

– хороші органолептичні властивості (прозорість, відносно низька температура, хороший освіжаючий смак, відсутність запахів, неприємних присмаків, забарвлень, видимих неозброєним оком включень та ін.);

– оптимальний природний мінеральний склад, який забезпечує хороші смакові якості води, отримання деяких необхідних організму макро і мікроелементів;

– токсикологічна нешкідливість (відсутність токсичних речовин в шкідливих для організму концентраціях);

– епідеміологічна безпечність (відсутність збудників інфекційних захворювань, гельмінтозів тощо);

– радіоактивність води – в межах встановлених рівнів.

Органолептичні властивості води поділяються на 2 групи:

– фізикоорганолептичні (смак, запах, каламутність, колір, температура);

– хіміко-органолептичні (сухий залишок, рівень рН, хлориди, сульфати, загальна мінералізація).

До хімічних сполук, що потрапляють у воду через промислове, сільськогосподарське і побутове забруднення, входять важкі метали (кадмій, ртуть, нікель, вісмут, сурма, олово, хром тощо), детергенти (синтетичні миючі засоби або поверхнево активні речовини), пестициди (хлорофос, метафос, 2,4 – Д, атразин тощо), синтетичні полімери та їх мономери (фенол, формальдегід, капролактамі тощо).

Покращення нормативно-правової бази в галузі питного водопостачання може спонукати до модернізації водопостачальних систем, підвищення якості життя громадян і більш раціонального використання водних ресурсів.

Аналіз міжнародного досвіду підтверджує, що це один із ключових чинників для забезпечення екологічної безпеки водопостачання.

Всесвітня організація охорони здоров'я (ВООЗ) приділяє особливе значення вивченню хвороб, які пов'язані з використанням або вживанням неякісної води та відсутністю відповідних умов санітарії [6].

За відомостями ВООЗ, чверть населення постійно піддається ризику захворіти через вживанням неякісної ПВ (вірусний гепатит А, черевний тиф, дизентерія, холера, ротавірусні інфекції, а також хвороби, спричинені хімічним забрудненням води, наприклад, водно-нітратна метгемоглобінемія, флюорози та отруєння токсинами синьо-зелених водоростей). Наявність в ПВ токсичних речовин різного походження за концентрацією, яка суттєво перевищує ГДК, стає причиною розповсюдження захворювань серед населення.

Визначення епідемічної безпеки питної води включає оцінку рівня забруднення води патогенними мікроорганізмами, хімічними речовинами та іншими шкідливими речовинами, які можуть спричинити захворювання серед населення. Це включає в себе аналіз мікробіологічних та хімічних показників води, що проводиться відповідно до встановлених нормативів і стандартів.

Мікробіологічний аналіз води для підприємств та приватних осіб (з кранів, свердловин, колодязів) показує наявність та концентрацію мікроорганізмів

Таблиця 1

Вимоги до якості поверхневих вод, призначених для питних потреб

Показники	Одиниці виміру	Україна (ДСТУ 7525:2014)	ВООЗ	ЄС (Директива 98/83 ЄС)
Водневий показник	рН	6,5–8,5	6,5–8	6,5–8,5
Окиснюваність	мг/л	5	–	5
Мінералізація	мг/л	1000 (1500)	600	1500
Твердість	ммоль/дм ³	7,0 (10)	–	12
Натрій	мг/л	200	200	200
Магній	мг/ дм ³	80	–	80
Хлориди	мг/л	250(350)	250	200
Залізо	мкг/ дм ³	200	200	200
Нітрати	мг/л	50	50	50
Сульфати	мг/ дм ³	250(500)	250	250
Кадмій	мкг/ дм ³	1	3	5
Пестициди	мкг/ дм ³	0,5	–	0,5
Феноли	мкг/ дм ³	1	1	1
Нітрити	мг/л	0,5	3,0	0,5

у воді. Основні показники, що визначаються мікробіологічним аналізом води, включають:

– Загальне мікробне число. Визначає загальну кількість бактерій присутніх у воді.

– Колі-формні бактерії. Колі-формні бактерії є показником фекального забруднення води. Виявлення колі-формних бактерій може свідчити про можливість наявності патогенних мікроорганізмів, які походять з фекального джерела.

– Ентерококи. Ентерококи є групою бактерій, які також є показником фекального забруднення. Виявлення ентерококів може свідчити про наявність фекальних забруднень у воді.

– Патогенні мікроорганізми. Мікробіологічний аналіз може виявляти конкретні патогенні мікроорганізми, такі як Salmonella, Escherichia та інші. Це важливо для оцінки ризику захворювання та життя відповідних заходів для забезпечення безпеки води.

– Паразити. Мікробіологічний аналіз може виявляти наявність: цист, ооцист патогенних найпрості-

ших, личинок та яєць гельмінтів у воді. Ці паразити можуть бути джерелом захворювань, особливо для людей з ослабленою імунною системою.

Важливою складовою є моніторинг якості води та реагування на будь-які забруднення чи випадки захворювань, що можуть бути пов'язані з водою [7].

Для визначення епідемічної безпеки питної води використовують два індикатори – загальне мікробне число (ЗМЧ) та вміст санітарно-показових мікроорганізмів.

ЗМЧ вказує на загальний рівень бактеріального забруднення води і високу можливість наявності патогенних мікроорганізмів (табл. 2).

Стан якості питної води в Україні на прикладі Харківської області. Аналіз наукових публікацій і національних доповідей свідчить, що стан джерел питного водопостачання сьогодні в Україні залишається незадовільним. Наприклад, ще за довірених часів у 2021 відповідно до доповіді про стан навколишнього середовища у Харківській області

Таблиця 2

**Показники епідемічної безпеки питної води згідно ДСанПін 2.2.4-171-10
«Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною»**

з/п	Найменування показників	Одиниці виміру	Нормативи для питної води		
			водопровідної, з пунктів розливу та бюветів	з колодязів та каптажів джерел	фасованої
1	2	3	4	5	6
1. Мікробіологічні показники					
1	Загальне мікробне число при t 37 °С – 24 год*	КУО/см ³	≤ 100 (≤ 50)**	не визначається	≤ 20
2	Загальне мікробне число при t 22 °С – 72 год	КУО/см ³	не визначається	не визначається	≤ 100
3	Загальні коліформи***	КУО/ 100 см ³	відсутність	≤ 1	відсутність
4	E.coli***	КУО/ 100 см ³	відсутність	відсутність	відсутність
5	Ентерококи***	КУО/ 100 см ³	відсутність	не визначається	відсутність
6	Синьогнійна паличка (Pseudomonas aeruginosa)	КУО/ 100 см ³	не визначається	не визначається	відсутність
7	Патогенні ентеробактерії	наявність в 1 дм ³	відсутність	відсутність	відсутність
8	Коліфаги****	БУО/дм ³	відсутність	відсутність	відсутність
9	Ентеровіруси, аденовіруси, антигени ротавірусів, реовірусів, вірусу гепатиту А та інші	наявність в 10 дм ³	відсутність	відсутність	відсутність
2. Паразитологічні показники					
10	Патогенні кишкові найпростіші: ооцисти криптоспоридій, ізоспор, цисти лямблій, дизентерійних амеб, балантидія кишкового та інші	клітини, цисти в 50 дм ³	відсутність	відсутність	відсутність
11	Кишкові гельмінти	клітини, яйця, личинки в 50 дм ³	відсутність	відсутність	відсутність

* Для 95% проб води, відібраних з водопровідної мережі, що досліджувались протягом року.

** Через 10 років з часу набрання чинності Санітарними нормами.

*** Для 98% проб води, відібраних з водопровідної мережі, що досліджувались протягом року.

**** Визначають додатково у питній воді з поверхневих вододжерел у місцях її надходження з очисних споруд в розподільну мережу, а також в ґрунтових водах.

[9] систематично виявлялись порушення при перевірці об'єктів централізованого об'єктів децентралізованого водопостачання. В доповіді зазначено, що фахівцями Держпродспоживслужби спільно з органами виконавчої влади та місцевого самоврядування за результатами перевірки виявлені порушення на 182 з 236 (77,11%) об'єктів централізованого водопостачання та на 917 з 1292 (70,9%) об'єктах децентралізованого водопостачання. За результатами проведених досліджень вимогам ДСанПіН 2.2.4-171-10 не відповідало 116 з 230 проб (50,4%) води за санітарно-хімічними показниками, 40 проб (17,4%) за мікробіологічними показниками та 40 з 164 (24,4%) проб за паразитологічними показниками. У 2022 році порушення виявлено на 142 з 178 (79,8%) об'єктах централізованого, 592 з 762 (77,7%) об'єктах децентралізованого водопостачання, 150 з 257 (58,4%) проб питної води з об'єктів нецентралізованого водопостачання населення не відповідали нормативним вимогам [10].

Такі результати перевірок, на прикладі Харківської області, невідповідності існуючим показникам свідчать про систематичне вживання населенням України води, яка не відповідає існуючим нормативам.

Фактори погіршення якості питної води для споживачів. Головною причиною невідповідності якості води та погіршення показників водопровідної води ймовірно було очисне обладнання та зношені

трубопроводи, які не забезпечують безпеку споживання води [11]. Згідно з останніми дослідженнями в Україні 33,3% зношених та аварійних водопровідних мереж [11]. Це в свою чергу призводить до проблем зі здоров'ям людей та погіршенням якості і тривалості життя.

Сьогодні серед всіх видів водоспоживання відсутні повністю безпечні джерела питної води (табл. 3).

Переважає більшість населення України споживає воду з централізованого водопостачання (99,1% міст, 89,8% селищ) [12]. На якість питної води для кінцевого водоспоживача впливають наступні фактори, зображені на рис. 1.

Від початкової якості води у джерелах водозабору, яка визначається забрудненням води і екологічною ситуацією, залежить подальша зміна (погіршення в процесі водопідготовки) показників якості.

Наразі через військові дії ситуація з якістю питної води у всіх регіонах країни без сумніву погіршилась через погіршення якості води у водоймах та погіршення ефективності очищення та знезараження питної води. Забруднення водних об'єктів, викликані потраплянням у воду нафтопродуктів, продуктів горіння, важких металів після вибухів, залишків токсичних вибухових речовин, ракетного пального, затоплення території при руйнуванні гребель є джерелом хімічного забруднення поверхневих водойм пролонгованої дії [13]. Масштабні

Таблиця 3

Аналіз ризиків споживання води населенням України з різних джерел

Джерела споживання води людиною	Переваги	Потенційні ризики погіршення якості води
Водопровідна вода	Проходить систему очищення та знезараження під час водопідготовки	Забруднення води під час транспортування трубопроводами, яке залежить від їх технічного стану та корозії (іржа, мінералізовані органічні частинки, важкі метали сплавів). Розвиток мікроорганізмів та біоплівки в застійних зонах трубопроводів. Забруднення продуктами знезараження води (поліакриламід, хлор залишковий і вільний, озон та формальдегід)
Джерельна вода масового користування, вода з колодязів та індивідуальних свердловин	Відсутність хімічних домішок та продуктів корозії трубопроводів	Відсутність попереднього очищення та даних про якісні показники води та її хімічний склад. Мікробіологічне забруднення через відсутність знезараження води
Розливна артезіанська вода з водометів та машин	Як правило відомий склад води та основні показники якості води. Вода може проходити попереднє очищення	Забруднення води біоплівкою та мікроорганізмами, які розвиваються у цистернах та баках водоматів
Бутильована столова вода	Має відомий склад, зазначений на пакуванні.	Недопрочесність виробника та невідповідність якості, зазначеної на пакуванні. Забруднення води нанопластиком та продуктами розкладу пластикового пакування. Шкода для здоров'я при постійному вживанні столово-лікувальної води одного хімічного складу чирез надлишок надходження певних мінералів



Рис. 1. Функціональна система зв'язку факторів з показниками якості питної води

проблеми забруднення спричиняють руйнування та зупинка роботи очисних споруд промислових підприємств, що також призводить до погіршення якості води у поверхневих джерелах водопостачання. Іншим аспектом погіршення якості питної води є проблеми з безперебійним електропостачанням, що може впливати на ефективність водопідготовки, очищення та знезараження питної води централізованого водопостачання.

Також важливим фактором неможливості вживання якісної питної води є обмеженість доступу людей як до безпечної води, особливо в зоні військових дій та на тимчасово окупованих територіях, яка відповідає нормативним показникам якості, так і відсутність інформації про результати оперативного моніторингу показників якості водопровідної води в містах, води у колодязях сільської місцевості, джерельної води у населених пунктах.

Відсутність інформації про моніторинг показників якості води та неможливість визначити якість води самостійно створюють передумови розповсюдження побутових та індивідуальних систем додаткового очищення та знезараження водопровідної та джерельної води.

Аналіз вітчизняних та закордонних наукових джерел показує, що сучасні методи знезараження питної води є результатом інтенсивних досліджень і вдосконалення технологій, спрямованих на забезпечення безпеки водопостачання для населення. Відмічається, що у цьому процесі велику роль відіграють інноваційні методи, такі як озонування, використання ультрафіолетового випромінювання, ультразвукових коливань та іонізація, що дозволяють ефективно боротися з різноманітними мікробіологічними та хімічними забрудненнями води.

Головні висновки. Порівняльний аналіз нормативів якості води України та інших країн свідчить про близьке значення показників якості. У той же час особливу увагу слід звернути на дотримання нормативних показників води, особливо за мікробіологічними показниками через особливу небезпеку для здоров'я людини.

Безпечне водоспоживання залежить від багатьох факторів: якості води у поверхневих водоймах, якості водопідготовки, очищення та знезараження води, стану трубопроводів централізованого водопостачання, доступу людей до питної води, систематичного моніторингу та проінформованості населення про якість питної води доступних джерел. Враховуючи ці фактори, можна констатувати, що пошук і впровадження найбільш оптимальних і ефективних методів знезараження води є критично важливим завданням для забезпечення здоров'я та благополуччя суспільства, особливо в екстремальних умовах військового стану.

Одним з варіантів вирішення проблеми погіршення якості питної води є створення побутових, індивідуальних, локальних для підприємств та громад приладів та споруд додаткової очистки та/або знезараження водопровідної та джерельної води з метою зниження ризику для здоров'я.

Література

1. Мокієнко А. В., Бабієнко В. В., Гуцук І. В. Клімат, вода та інфекції: нові виклики для півдня України на тлі старих проблем. *Public Health Journal*, 2023. № 4. С. 41–49.
2. Прибильський В. Л. Перспективи знезараження води в технологіях бутильованих питних вод. *Sustainable food chain and safety through science, knowledge and business : scientific monograph* // Прибильський В. Л., Дулька О. С., Федосов О. Л. Riga, Latvia : Baltija Publishing, 2023. P. 174–207.
3. Nemerow L., Franklin J., Sullivan P., Salvato A. *Environmental Engineering: Water, Wastewater, Soil and Groundwater Treatment and Remediation* : sixth edition. Inc. by John Wiley & Sons. 2009. P. 383.
4. Бойко Є. О., Крамаренко І. С., Головіна О. І., Яркіна В. Г., Кулик Д. О. Екологічні інвестиції: стан та перспективи впровадження на мікро-, мезо- та макрорівнях. *Вісник ХНАУ. Серія : Економічні науки*. 2021. Т. 3. № 2. С. 40–49.
5. Schillinger J., Ozerol G., Güven-Griemert Ş., Heldeweg M. Water in war: Understanding the impacts of armed conflict on water resources and their management. *WIREs Water*. 2020. № 7 (6). P. 1–19.
6. Державне агентство водних ресурсів України. Водна стратегія України до 2050 року. Від 9 грудня 2022 р. 1134-р, Київ. URL: <https://www.davr.gov.ua/news/uryad-shvaliv-vodnu-strategiyu-ukraini-do-2050-roku>
7. Prokopov O., Lypovetska O., Kulish T. Dangerous chlorites in drinking water: formation and removal using chlorine dioxide in water treatment technology. *Environment and health*. 2023. № 1(106). P. 43–50.
8. Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 12.05.2010 р. про затвердження Державних санітарних норм та правил «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН 2.2.4-171-10). URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10>.
9. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Харківській області у 2021 р. Харків, 2022. URL: <https://merp.gov.ua/wp-content/uploads/2022/11/Regionalna-dopovid-Harkivskoyi-obl.-2021.pdf>
10. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Харківській області у 2022 р. Харків, 2023. URL: <https://kharkivoda.gov.ua/oblasna-derzhavna-administratsiya/struktura-administratsiyi/strukturni-pidrozdili/486/2736/123378>
11. Гіроль М. М., Ковальський Д., Хомко В. Є., Гіроль А. М. Проблеми якості води в водопровідних мережах. *Водопостачання та водовідведення : виробничо-практичний журнал*. Київ, 2008. № 2. С. 1–21.
12. Розпорядження Кабінету міністрів України Про схвалення Концепції Загальнодержавної цільової соціальної програми «Питна вода України» на 2022–2026 роки. 28 квітня 2021 р. № 388-р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/388-2021-%D1%80#Text>.
13. Бондар О. І., Гандзюра В. П., Матвієнко М. Г. Вплив воєнних дій та їх наслідків на довкілля України. *Екологічні науки*. 2023. № 1(52). С. 7–15.

ЗАСТОСУВАННЯ БІОПРЕПАРАТІВ І РЕГУЛЯТОРІВ РОСТУ РОСЛИН ДЛЯ ЗНИЖЕННЯ НАКОПИЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ЗЕРНІ КУКУРУДЗИ

Валерко Р.А., Сікач Т.І., Івашкіна О.Л., Алпатова О.М.

Державний університет «Житомирська Політехніка»

вул. Чуднівська, 103, 10005, м. Житомир

ke_vra@ztu.edu.ua, kpn_vti@ztu.edu.ua, kgt_iol@ztu.edu.ua, ke_aom@ztu.edu.ua

На даний час весь світ вважає кукурудзу основною з найбільш високопродуктивних сільськогосподарських культур універсального призначення, котру вирощують як для кормового та продовольчого, так і для технічного використання. У південних областях України кукурудза займає високу питому вагу в усьому обсязі виробництва зерна. Проте суттєві зміни кліматичних умов за останні 5 років: аномально висока температура повітря, ґрунтові посухи – завдають значної шкоди та суттєвих втрат продуктивності рослин. Саме тому рівень виробництва зерна кукурудзи в даній частині України на сьогодні значно поступається її біологічно можливому потенціалу.

Останні декілька десятиріч років в областях з розвинутою промисловістю спостерігається накопичення рухомих форм важких металів у ґрунті, що призводить до збільшення концентрації важких металів у рослинах. Основною небезпекою збільшення концентрації важких металів у продуктах рослинного походження полягає у здатності біоконцентруватися та викликає канцерогенні та мутагенні ефекти. Важкі метали забруднюють ґрунти, змінюють агрохімічні, мікробіологічні та екологічні властивості, мають здатність мігрувати та забруднювати поверхневі та ґрунтові води.

Збільшення концентрації важких металів у навколишньому природному середовищі та ґрунті негативно впливають на біоту в цілому, оскільки рослини є найбільш чутливими її компонентами. Саме тому виникає гостра необхідність пошуку агрозаходів, котрі забезпечують зниження поглинання важких металів рослинами.

Значна кількість регуляторів росту рослин та біопрепаратів, які створені на основі живих мікроорганізмів, що мають ріст-стимулюючі властивості, антистресову та імуностимулюючу активність. При застосуванні препаратів з ріст-активуючою функцією на забруднених токсикантами ґрунтах викликає зміни у накопиченні рослинами хімічних забруднювачів. Проте використання регуляторів росту як інструменту захисту та зменшення токсичної дії забруднювачів на рослини недостатньо вивчено та потребує більш детальних досліджень з урахуванням особливостей ґрунту та відповідного регіону. Регіони що мають високий рівень техногенного навантаження на біоту проблема відповідності сільськогосподарської продукції сучасним стандартам якості є надзвичайно актуальною.

Забруднення навколишнього середовища такими токсикантами як важкі метали, викликане техногенними викидами промислових підприємств, є надзвичайно небезпечною загрозою при вирощуванні рослинної продукції, тому завдання зменшити концентрацію важких металів у врожаї сільськогосподарських культур залишається досить актуальним, особливо для регіонів з розвинутою промисловістю. *Ключові слова:* система удобрення, мідь, цинк, важкі метали, екологічна безпека, мінеральні добрива, продуктивність, врожайність, екологія.

Use of biological products and plant growth regulators to reduce the accumulation of heavy metals in corn grain. Valerko R., Sikach T., Ivashkina O., Alpatova O.

Today, the world considers corn to be one of the most productive crops for universal use, grown for both fodder and food and for technical purposes. In the southern regions of Ukraine, corn accounts for a high share of total grain production. However, significant changes in climatic conditions over the past 5 years, such as abnormally high air temperatures and soil droughts, have caused significant damage and losses in plant productivity. That is why the level of corn production in this part of Ukraine is currently far below its biologically possible potential.

Over the past few decades, in areas with developed industry, there has been an accumulation of mobile forms of heavy metals in the soil, which leads to an increase in the concentration of heavy metals in plants. The main danger of increasing concentrations of heavy metals in plant products is their ability to bioaccumulate and cause carcinogenic and mutagenic effects. Heavy metals contaminate soils, change agrochemical, microbiological and ecological properties, and have the ability to migrate and contaminate surface and groundwater.

Increasing concentrations of heavy metals in the environment and soil have a negative impact on the biota as a whole, as plants are the most sensitive components of it. That is why there is an urgent need to find agricultural measures that reduce the absorption of heavy metals by plants.

A significant number of plant growth regulators and biological products are based on living microorganisms that have growth-stimulating properties, anti-stress and immune-stimulating activity. The use of growth-activating products on toxicant-contaminated soils causes changes in the accumulation of chemical pollutants by plants. However, the use of growth regulators as a tool for protecting and reducing the toxic effects of pollutants on plants has not been sufficiently studied and requires more detailed research, taking

into account the characteristics of the soil and the region. In regions with a high level of anthropogenic load on biota, the problem of compliance of agricultural products with modern quality standards is extremely relevant.

Environmental pollution with toxicants such as heavy metals caused by industrial emissions is an extremely dangerous threat to crop production, so the task of reducing the concentration of heavy metals in crops remains quite relevant, especially for regions with developed industry. *Key words*: fertilizer system, copper, zinc, heavy metals, environmental safety, mineral fertilizers, productivity, yield, ecology.

Постановка проблеми. Основним стратегічним напрямом розвитку сільського господарства на даний час є забезпечення населення України екологічно чистими, високоякісними продуктами харчування, оскільки це безпосередньо впливає на здоров'я людей [1, с. 57]. Екологічну небезпеку продуктів харчування рослинного походження пов'язують з накопиченням хімічних токсикантів, серед яких основну небезпеку несуть важкі метали, а саме: цинк, мідь, свинець та кадмій [2, с. 314].

Останні декілька десятиків років в областях з розвинутою промисловістю спостерігається накопичення рухомих форм важких металів у ґрунті, що призводить до збільшення концентрації важких металів у рослинах. Основною небезпекою збільшення концентрації важких металів у продуктах рослинного походження полягає у здатності біоконцентруватися та викликає канцерогенні та мутагенні ефекти. Важкі метали забруднюють ґрунти, змінюють агрохімічні, мікробіологічні та екологічні властивості, мають здатність мігрувати та забруднювати поверхневі та ґрунтові води [3, с. 352, 4, с. 41–50].

Збільшення концентрації важких металів у навколишньому природному середовищі та ґрунті негативно впливають на біоту в цілому, оскільки рослини є найбільш чутливими її компонентами. Саме тому виникає гостра необхідність пошуку агрозаходів, котрі забезпечують зниження поглинання важких металів рослинами [5, с. 33–36].

Аналіз останніх досліджень і публікацій.

Актуальність дослідження процесів переходу важких металів з ґрунту до рослин полягає в тому, що рослини виступають проміжною ланкою міграції важких металів від ґрунту до організму людей. Коефіцієнт поглинання важких металів із ґрунту до рослин вивчали В.В. Ковальський, А. Кабата-Пендіас, А.І. Фатєєв, С.А. Балюк, М.М. Мірошніченко, Н.А. Макаренко, М.А. Глазовська, В.Б. Ільїн та ін. Проте дане питання досі залишається недостатньо вивченим, особливо в аспекті вивчення безпечності зерна, яке вирощується на ґрунтах з високим техногенним навантаженням [6, с. 1–3, 7, с. 442].

На даному етапі розвитку сільського господарства велике значення має використання агентів біологічного впливу, що передбачає використання нових екологічно безпечних та ефективних стимуляторів росту, мікробіологічних препаратів та мікродобрив, що здатні регулювати процеси життєдіяльності ґрунтової мікрофлори та рослинності [8, с. 53–56; 9, с. 262–266].

Значна кількість регуляторів росту рослин та біопрепаратів, які створені на основі живих мікро-

організмів, що мають ріст-стимулюючі властивості, антистресову та імуностимулюючу активність [10, с. 15–28]. При застосуванні препаратів з ріст-активуючою функцією на забруднених токсикантами ґрунтах викликає зміни у накопиченні рослинами хімічних забруднювачів. Проте використання регуляторів росту як інструменту захисту та зменшення токсичної дії забруднювачів на рослини недостатньо вивчено та потребує більш детальних досліджень з урахуванням особливостей ґрунту та відповідного регіону [11, с. 52–57, 12, с. 156–159]. Регіони що мають високий рівень техногенного навантаження на біоту проблема відповідності сільськогосподарської продукції сучасним стандартам якості є надзвичайно актуальною.

Мета досліджень. Проаналізувати вплив біопрепаратів та стимуляторів росту рослин на накопичення важких металів у зерні кукурудзи.

Методика досліджень. Наукові дослідження проводились на полях ТОВ «Укр-Агро РТ» Житомирської області, Бердичівського району, у 2019–2021 рр. Площа облікової ділянки – 240 м² (12 м x 20 м). Повторення дослідження – триразове, ярус – один, розміщення ділянок – систематичне.

При дослідженні ґрунту було проведено агрохімічний аналіз на вміст в орному шарі: рН – 7,01, обмінний калій – 6,12 мг/100 г ґрунту, лужногідролізований азот – 6,34 мг/100 г, рухомий фосфор – 15,67 мг/100 г ґрунту. Досліджувалась культура: кукурудза сорт Монканто (*cv Moncanto*).

При проведенні дослідження забруднення важкими металами насіння кукурудзи використовували загальноприйняті методи.

Результати досліджень та їх обговорення. Забруднення навколишнього середовища такими токсикантами як важкі метали, викликане техногенними викидами промислових підприємств, є надзвичайно небезпечною загрозою при вирощуванні рослинної продукції, тому завдання зменшити концентрацію важких металів у врожаї сільськогосподарських культур залишається досить актуальним, особливо для регіонів з розвинутою промисловістю [13, 66–72].

Для підвищення адаптаційних властивостей сільськогосподарських рослин до екологічних стресорів, а також для отримання екологічно безпечного та якісного зерна в регіонах з високим техногенним навантаженням на агроландшафти доцільно проводити дослідження вивчення комплексної дії біопрепаратів та стимуляторів росту на рослини в умовах техногенезу.

Застосування біопрепаратів для передпосівної обробки насіння кукурудзи та обприскування посі-

вів стимулятором росту рослин забезпечило покращення польової схожості, росту та розвитку рослин та підвищення продуктивності кукурудзи (табл. 1).

Найкращий урожай у проведених дослідженнях отримано за комплексного застосування біопрепаратів та позакореневою обробкою посівів стимулятором росту кукурудзи.

Додатковий урожай, порівнюючи з контролем, при застосуванні біопрепаратів становив для поліміксобактерину 0,5 т/га (7,4%), діазофіт – 0,3 т/га (4,6%). При комплексному застосуванні біопрепаратів разом зі стимуляторами росту рослин прибавка врожаю збільшилась та становила 0,7–1,1 т/га, або 10,1–15,1%. Найефективнішим було поєднання препарату діазофіт з обробкою рослин стимулятором росту айдар. Урожайність даного варіанту становила 7,3 т/га, що значно перевищило контроль на 1,1 т/га (15,1%).

Для оцінки якості рослинної продукції було проведено лабораторне дослідження вмісту важких металів у зерні кукурудзи (табл. 2).

Результати лабораторних досліджень вказують, що у всіх варіантах дослідження концентрація Zn, Cu, Pb та Cd не перевищувала ГДК. Результати досліджень свідчать, що комплексне застосування біопрепаратів та позакореневої обробки рослин кукурудзи стимуляторами росту сприяє зниженню поглинання небезпечних елементів свинцю та кадмію в зерні кукурудзи. Тому, вміст свинцю має нижчі показ-

ники, відносно контрольної ділянки на 14,71–21,4%, кадмію – на 7,4–12,66%. Це доводить доцільність даного агрозаходу під час вирощування зерна кукурудзи, та покращує показники якості відповідно до санітарно-гігієнічних вимог у регіонах з високим техногенним навантаженням.

Для дослідження кількісних параметрів міграції важких металів з ґрунту в рослини кукурудзи провели розрахунок коефіцієнтів біологічного поглинання ($K_{б.н.}$), котрі допомагають оцінити вплив технологій на процеси поглинання важких металів рослинами кукурудзи. $K_{б.н.}$ визначався за співвідношенням вмісту важких металів у рослині до його концентрації у ґрунті (табл. 3).

Попередньо аналітично вираховано вміст рухомих форм кадмію та свинцю в ґрунті дослідних ділянок, які знаходяться в зоні Полісся України. Експериментально визначено вміст потенційно рухомого свинцю ($1,8 \pm 0,18$ мг/кг) та потенційно рухомого кадмію ($0,49 \pm 0,06$ мг/кг) в ґрунті.

Найбільший позитивний ефект дало комплексне використання діазофіту та айдару. У даному варіанті концентрація свинцю в зерні кукурудзи знизилась у 1,8 рази, кадмію – в 1,4 рази. $K_{б.н.}$ на контрольному варіанті складав для Pb – 0,20, з обробкою 0,11, для Cd – 0,18 і 0,13 відповідно. Застосування вермістиму дало практично такий самий ефект.

При обробці вермістимом $K_{б.н.}$ для свинцю був на рівні 0,11, для кадмію – 0,13, концентрація свинцю

Таблиця 1

Урожайність кукурудзи сорту Монканто (cv *Moncanto*)

Варіант досліджу	Урожайність т/га	Прибавка	
		т/га	%
Контроль	6,2	-	-
Поліміксобактерин	6,7	0,5	7,4
Діазофіт	6,5	0,3	4,6
Поліміксобактерин+вермістим	6,9	0,7	10,1
Поліміксобактерин+айдар	7,0	0,8	11,4
Діазофіт +вермістим	7,1	0,9	12,7
Діазофіт +айдар	7,3	1,1	15,1
НІР _{0,5,т/га}	0,21		

Таблиця 2

Вплив біопрепаратів і стимуляторів росту рослин на вміст важких металів у зерні кукурудзи сорту Монканто (cv *Moncanto*)

Варіант досліджу	Вміст важких металів мг/кг											
	Zn			Cu			Pb			Cd		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Контроль	27,1	26,7	25,8	6,1	5,6	5,8	0,34	0,32	0,28	0,084	0,082	0,079
Поліміксобактерин	25,7	25,9	25,1	5,7	5,3	5,2	0,31	0,28	0,24	0,081	0,079	0,072
Діазофіт	25,3	25,4	24,6	5,3	5,0	4,8	0,29	0,27	0,22	0,078	0,076	0,069
НІР _{0,5}	1,0			0,65			0,05			0,007		

Вплив біопрепаратів та стимуляторів росту рослин на інтенсивність біоаккумуляції свинцю і кадмію в зерні кукурудзи сорту Монканто (*cv Moncanto*)

Варіант досліджу	Коефіцієнт біологічного поглинання					
	Pb			Cd		
	1	2	3	1	2	3
Контроль	0,20	0,16	0,15	0,18	0,15	0,16
Діазофіт	0,16	0,14	0,13	0,16	0,13	0,15
Поліміксобактерин	0,14	0,12	0,11	0,15	0,14	0,13

знизилась в 1,4 рази, кадмію – в 1,2 рази. Це можна пояснити утворенням малорухомих сполук важких металів із фосфатами і що підвищує стійкість рослин до транслокації.

Висновки. Передпосівна обробка насіння кукурудзи сорту Монканто (*cv Moncanto*) та обприскування посівів у процесі вегетації стимулятором росту забезпечує підвищення продуктивності даної культури. Додатковий урожай, порівнюючи з контролем, при застосуванні біопрепаратів становив для поліміксобактерину 0,5 т/га (7,4%), діазофіт – 0,3 т/га (4,6%). При комплексному застосуванні біопрепаратів разом зі стимуляторами росту рослин приривок врожаю збільшилась та становила 0,7–1,1 т/га, або 10,1–15,1%.

Результати досліджень свідчать, що комплексне застосування біопрепаратів та позакореневої обробки рослин кукурудзи стимуляторами росту сприяє зниженню поглинання небезпечних елементів свинцю та кадмію в зерні кукурудзи. Тому, вміст свинцю має нижчі показники, відносно контрольної ділянки на 14,71–21,4%, кадмію – на 7,4–12,66%.

Найбільший позитивний ефект дало комплексне використання діазофіту та айдару. У даному варіанті концентрація свинцю в зерні кукурудзи знизилась у 1,8 рази, кадмію – в 1,4 рази. $K_{\text{бн}}$ на контрольному варіанті складав для Pb – 0,20, з обробкою 0,11, для Cd – 0,18 і 0,13 відповідно. Застосування вермістиму дало практично такий самий ефект.

Література

1. Фатєєв Ф.І., Самохвалова В.Л. Концепція використання техногенно забруднених ґрунтів. Харків : Стильна типографія, 2018. 57 с.
2. Танчик С.П., Цюк О.А., Центило Л.В. Наукові основи систем землеробства : монографія. Вінниця : ТОВ «Нілан-ЛТД», 2015. 314 с.
3. Косолап М.П., Кротінов О.П. Система землеробства No-till : навчальний посібник. Київ : «Логос», 2011. 352 с.
4. Бондарь В.І., Макаренко Н.А. Вплив технологій вирощування пшениці озимої на процеси акумуляції і транслокації свинцю. *Біоресурси і природокористування*. 2019. Т. 11. № 1–2. С. 41–50. URL: <https://doi.org/10.31548/bio2019.01.005>.
5. Фатєєв А.І. Вплив систем удобрення на рухомість кадмію в темно-сірому опідзоленому ґрунті Західного Лісостепу України. *Агрохімія і ґрунтознавство*. 2015. Вип. 82. С. 33–36.
6. Білик Т.І., Штика О.С., Падалка А.О. Екотоксикологічна оцінка забруднення на свинець ґрунту та рослинності біля автозаправних станцій. *Наукоємні технології*. 2009. № 3. С. 1–3.
7. Мазур В.А., Ткачук О.П., Яковець Л.А. Екологічна безпека зернової та зернобобової продукції. Вінниця: ВНАУ, 2020. 442 с.
8. Пилипець А.З., Сачко Р.Г., Лесик Я.В., Грабовська О.С. Вміст важких металів у біологічній системі доквілля-корми-тварина. *Науковий вісник Львівського національного університету ветеринарної медицини та біотехнологій імені С.З. Гжицького*. 2012. № 2–3. С. 53–56.
9. Валерко Р.А. Особливості біотестування антропогенно забруднених ґрунтів з метою їх екотоксичної оцінки. *Вісник Харківського національного аграрного університету імені В. Докучаєва. Серія «Ґрунтознавство, агрохімія, землеробство, лісове господарство, екологія ґрунтів»*. Харків, 2013. № 2. С. 262–266.
10. Паламарчук В.Д., Підлубний В. Ф., Кричковський В. Ю., Коваленко О. А. Вміст крохмалю у зерні кукурудзи залежно від позакореневих підживлень. *Сільське господарство та лісівництво*. 2020. № 19. С. 15–28.
11. Вишнівський П.С., Кравчук Т.В. Вміст важких металів у фітомасі амаранту при вирощуванні в умовах Полісся України. *Таврійський науковий вісник. Серія: Сільськогосподарські науки. Херсонський державний аграрно-економічний університет*. Одеса : Видавничий дім «Гельветика», 2022. Вип. 128. С. 52–57.
12. Пацева І. Г., Кагукіна А.М. Луньова О.В. Тенденції зміни клімату Житомирщини. *Екологічні науки*. 2023. Вип. 6(51) С. 156–159.
13. Пацева І. Г., Кагукіна А.М. Адаптація до зміни клімату міста Житомир. *Проблеми хімії та сталого розвитку*. 2023. Вип. 3. С. 66–72.

ВИКОРИСТАННЯ ДЕГРАДОВАНИХ ЗЕМЕЛЬ ЛЬВІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ ДЛЯ ВИРОЩУВАННЯ ЕНЕРГЕТИЧНИХ КУЛЬТУР

Лемега Н.М.

Львівський національний університет імені Івана Франка
вул. Університетська, 1, 79007, м. Львів
nadiia.lemega@lnu.edu.ua

Важливий поштовх у розвиток біоенергетики в Україні відбувся у лютому 2023 року після підписання Меморандуму про взаєморозуміння між Україною та Європейським Союзом щодо стратегічного партнерства у сфері біометану, водню та інших синтетичних газів.

Біометан розглядається як один із різновидів відновлюваних газів та має хороші показники для використання його як енергоносія майбутнього. Значна кількість теплових електростанцій в майбутньому може замінити використання викопного палива на біогаз або біометан.

Зважаючи на агрогрунтові умови України важливу роль для виробництва біометану відіграють енергетичні культури. Значна кількість енергетичних культур потребує специфічних умов вирощування. Під час вибору ділянки для плантацій енергетичних культур важливо враховувати специфіку місцевості, її кліматичні особливості, орографію і головню ґрунти. Згідно з Директивою 28/2009/ЄС «Щодо стимулювання використання енергії з відновлюваних джерел», внесених змін до Директив 2001/77/ЄС та 2003/30/ЄС для вирощування енергетичних культур слід розглядати землі, які не використовують для сільського господарства, а також лісів, заліснених територій, торфовищ, водно-болотних угідь, біорізноманіття лук та об'єктів з природоохоронним статусом. Водночас така діяльність не має негативно впливати на екологічний стан місцевості. Враховуючи не вибагливість енергетичних культур, для їхнього вирощування можна використовувати землі із деградованими ґрунтами.

Львівська область має хороший потенціал щодо вирощування енергетичних культур, зокрема через вигідне географічне положення, агрокліматичні умови. Для вирощування енергетичних культур варто розглядати деградовані землі. Так, технічний потенціал земель, придатних для вирощування енергетичних культур становить 382 тис. т.е. Найкращою для вирощування енергетичних культур є рівнинна територія регіону.

Розвиток біоенергетики (в тому числі вирощування енергетичних культур) є важливим фактором для досягнення кліматичної нейтральності та енергонезалежності України в цілому та Львівської області зокрема. *Ключові слова:* відновлювана енергетика, деградовані землі, біоенергетика, енергетичні культури, відновлювані джерела енергії, Львівська область.

Using degraded land for growing energy crops in the Lviv region. Lemeha N.

An important impetus for the development of Ukraine's bioenergy sector came after the signing of the Memorandum of Understanding between Ukraine and the European Union on a strategic partnership in the field of biomethane, hydrogen and other synthetic gases in February 2023.

Biomethane is considered to be a type of renewable gas and has good characteristics for use as an energy source of the future. A significant number of thermal power plants could replace the use of fossil fuels with biogas or biomethane in the future.

Given the agricultural and soil conditions in Ukraine, energy crops play an important role in biomethane production. A significant number of energy crops require specific growing conditions. When choosing a site for energy crop plantations, it is important to take into account the specifics of the area, its climate, orography and, most importantly, the soil. According to Directive 28/2009/EC on the promotion of the use of energy from renewable sources, amending Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC, land not used for agriculture, as well as forests, woodlands, peatlands, wetlands, biodiverse grasslands and sites with nature conservation status should be considered for energy crops. At the same time, such activities should not adversely affect the ecological state of the area. Given the low requirements of energy crops, land with degraded soils can be used for their cultivation.

Lviv region has a good potential for growing energy crops, in particular due to its favourable geographical location and agro-climatic conditions. Degraded land should be considered for growing energy crops. Thus, the technical potential of land suitable for growing energy crops is 382 thousand tonnes. The best area for growing energy crops is the lowland territory of the region.

The development of bioenergy (including the cultivation of energy crops) is an important factor in achieving climate neutrality and energy independence in Ukraine in general and Lviv region in particular. *Key words:* renewable energy, degraded land, bioenergy, energy crops, renewable energy sources, Lviv region.

Постановка проблеми. Серед основних проблем щодо вирощування енергетичних культур можна виділити такі: відсутність терміну «енергетичні культури» в українському законодавстві, відсутність характеристики земельних ділянок, які потенційно використовують для потреб біоенергетики, необхідність залучення значних інвестицій для реалізації проєктів.

Актуальність дослідження. Для вирощування енергетичних культур вирішальну роль відіграє

вибір земельної ділянки з відповідними умовами, зокрема кліматичними та агроґрунтовими характеристиками. Власне тому, важливу роль відіграє аналіз і первинне планування територій, які придатні для вирощування енергетичних культур, характеристика культури та її особливості.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Досліджено типологію деградації ґрунтів Львівської області та

можливості використання цих ґрунтів для вирощування енергетичних культур.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Питаннями можливостей вирощування біоенергетичної сировини на виробництво біопалива займаються у Вінницькому аграрному університеті [1], технологіями вирощування і використання енергетичної верби – у Інституті біоенергетичних культур і цукрових буряків НААН України [2], потенціалом використання енергетичних культур – у Біоенергетичній асоціації України (UABIO) [3], технічно-досяжним енергетичним потенціалом твердої біомаси – в Інституті відновлюваної енергетики НАН України [4]. Вивченням деградованих і малопродуктивних ґрунтів у Львівській області займаються науковці Львівського національного університету імені Івана Франка [5].

Метою роботи є оцінка потенціалу вирощування енергетичних культур на деградованих ґрунтах Львівської області.

Новизна. У статті оцінено потенціал вирощування енергетичних культур на деградованих ґрунтах Львівської області.

Методологічне значення. Для оцінки використано дані попередніх наукових досліджень, проаналізовано перспективи вирощування енергетичних культур у Львівській області.

Викладення основного матеріалу. Внаслідок антропогенного впливу та різного ступеня інтенсивності господарської діяльності ґрунти мають здатність втрачати власну природну родючість, порушуючи динамічну рівновагу в екосистемах. Найбільшої деградації ґрунти зазнали за останніх півстоліття. На території Львівської області найпоширенішими типами деградації ґрунтів є: механічна, фізична, хімічна, біохімічна, біологічна, гідрологічна, пірогенна та геоеканомальна [6]. Типологія деградації ґрунтів подана за даними [7].

Механічна деградація пов'язана із механічним переміщенням потоками води, вітру, господарською діяльністю ґрунтового матеріалу. Найпоширенішою й агресивною щодо ґрунту у Львівській області за останні десятиліття є водна ерозія. Найбільше водної ерозії зазнають ґрунти, приурочені до схилів вододілів і плакорів, долин річок і балок крутизною понад 1°. Це ясно-сірі і сірі лісові, темно-сірі опідзолені ґрунти, чорноземи опідзолені і типові, дерново-підзолисті поверхнево-оглєсні, підзолисто-дернові поверхнево-оглєсні ґрунти у межах розчленованих частин Волино-Подільської і Передкарпатської височин. Ерозійної деградації зазнають також дерново-карбонатні ґрунти (рендзини), що сформовані у межах крейдових горбів Малого Полісся та його переході до Подільської височини. У гірській частині регіону буроземи і буроземно-підзолисті ґрунти зазнають водної ерозії. У межах Надсянської рівнини деградації через дію водної ерозії страждають дерново-підзолисті ґрунти, приурочені до моренних гряд та гор-

бів. Серед інших видів механічної деградації ґрунтів відносяться замулення і техногенне руйнування ґрунту. Замулення ґрунтів спостерігається на шлейфах схилів, днищах балок, а відкладення алювіальних наносів наявне у долинах рік з паводковим режимом. Наслідком господарської діяльності при будівництві житла і промислових об'єктів, прокладання шляхів сполучення і комунікацій, видобутку корисних копалин є техногенне руйнування ґрунтів. Найбільші масиви таких ґрунтів зафіксовано у межах Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну (поряд Червонограда), Новояворівського ДГХП «Сірка» (околиці Новояворівська, Роздолу і Подорожнього), районах видобутку калійної солі (біля Стебника і Трускавця), численних кар'єрів видобутку будівельних матеріалів, сировини для виробництва цементу, гіпсу, будівництва нафтопроводів. Частина з техногенно-порушених ґрунтів рекультивована [6].

Фізична (агрофізична) деградація спричинена господарською діяльністю людини і поширена головню на орних ґрунтах. До неї відносять переущільнення, знеструктурення, брилоутворення, кіркоутворення і гранулометричну деградацію. Переущільнення ґрунтів поширене повсюдно у ґрунтах Львівської області. Найбільша брилуватість серед ґрунтів регіону властива для рендзин Малого Полісся й оглєсних ґрунтів Передкарпаття.

Хімічна деградація в межах Львівської області проявляється у забрудненні окремих ареалів ґрунтів, здебільшого промисловими відходами, агрохімікатами, частково важкими металами та агрохімікатами. До хімічної деградації відносяться забруднення ґрунтів радіонуклідами, промисловими відходами, засолення і осолонцювання, підкислення, декальцинація, окарбоначення, підлуження, озалізнення, алюмінізація та агрохімічне виснаження.

Біохімічна деградація представлена двома типами, а саме дегуміфікацією і спрацюванням торфовищ (гідротермічною). Дегуміфікації зазнають переважно орні ґрунти Львівської області. Гідротермічна деградація (спрацювання торфовищ) найхарактерніша для осушених торфовищ, особливо таких, що використовуються під ріллею, або під пасовищами.

Біологічна деградація передбачає зменшення складу і видів ґрунтової біоти та накопичення токсинів.

Гідрологічна деградація проявляється через явища аридизації, підтоплення і вторинного заболочення. Аридизація найчастіше наявна в осушених ґрунтах піщаного, зв'язно-піщаного, супіщаного гранулометричного складу і поширена в межах Малого Полісся, Надсянської рівнини, на Розточчі. Підтоплення і вторинне заболочення спостерігається у заплавах річок, депресіях рельєфу, на осушених ґрунтах.

Пірогенна деградація, яка пов'язана із поширенням торфових ґрунтів. Найчастіше пожежі трапляються на торфовищах Малого Полісся, Сокальського пасма і Передкарпаття.

Геоекоаномальна деградація може проявлятися такими явищами як сейсмічність, неотектонічні рухи земної кори, селі, снігові лавини, осипи, вітровали, мочари, активні зсуви, карст, поди, западини, соляні куполи [6].

За останні десятиліття різко зріс попит на використання відновлюваних джерел енергії, зокрема велику увагу приділяють біоенергетиці.

Львівська область має сприятливі умови для вирощування енергетичних культур на деградованих ґрунтах. Розглянемо детальніше на окремих видах енергетичних культур.

Енергетична верба. Для вирощування енергетичної верби придатні усі типи ґрунтів, проте оптимальним буде добре дренований супіщаний чи суглинковий, вологий ґрунт, який багатий на гумус. Оптимальними місцями для вирощування енергетичної верби слід розглядати днища балок, ярів, заплави річок і нижні частини пологих схилів тощо. Ґрунт може бути слабкокислим або нейтральним (рН 5–7). Енергетичну вербу слід вирощувати на землях, які не використовуються для потреб сільського господарства, мають низький рівень біорізноманіття та низький вміст карбону [8].

Енергетична тополя. Для потреб біоенергетики використовують переважно два види і сорти – чорні (*Aigeiros Duby*) і бальзамічні тополі (*Tacamahaca Sprach*). Сприятливими для вирощування енергетичної тополі є добре забезпечені вологою і повітрям, а також багаті на поживні речовини ґрунти. Також можливе вапнування ґрунтів, коли показник рН менше 4,5 [8].

Міскантус гігантський. Для вирощування даної енергетичної культури, у першу чергу, слід щоб кількість опадів становила 700 мм. Рекомендується висаджувати на маргінальних землях. Найкраща продуктивність на добре дренованих ґрунтах з підвищеним вмістом солей, з рН 6,5–7,5.

Цукрове сорго. Культура, сировину якої можна використовувати для виробництва біопалива, а також для потреб харчової промисловості і кормовиробництва. Зокрема, з одного гектара можна отримати до 100 т зеленої маси та отримати біопаливо (біоетанол – до 4,5 т/га, тверде біопаливо – до 25 т/га, біогаз – до 17,6 тис. м³/га, якісне органічне добриво) [8].

Просо прутподібне, світчграс. Культура, яка найбільше поширена у Мексиці і Центральній Америці.

Різновид північноамериканської високої трави, яку можна вирощувати на одній площі 10–15 років. Також рекомендовано вирощувати через свою невибагливість на малопродуктивних і деградованих землях. Може рости на ґрунтах з рН 5–7, а також на піщаних, супіщаних ґрунтах і бідних ущільнених ґрунтах. Якщо вирощувати на кислих ґрунтах, то рослина матиме відносно невисоку врожайність [8].

За даними Інституту охорони ґрунтів у Львівській області, кислі ґрунти займають площу 24,7 тис. га і розповсюджені в межах Малоого Полісся, Передкарпаття, Карпат, а також у лісостеповій зоні [6].

Згідно з даними [4], річний технічно-досяжний енергетичний потенціал твердої біомаси у межах Львівської області становить 949 тис. т.н.е/рік (2,7 % від загального показника України). Приблизно 25 % з цього енергетичного потенціалу області припадає на енергетичні культури. Щодо потенціалу біоетанолу, то для Львівської області цей показник становить 11 тис. т.н.е, а для біодизеля – 50 т.н.е.

Через вигідне географічне положення, у межах Львівської області сформувалися сприятливі умови для вирощування енергетичних культур. Так, технічний потенціал земель, придатних для вирощування енергетичних культур становить 382 тис. т.е. Найкращою для вирощування енергетичних культур є рівнинна територія регіону [9].

Згідно з даними проекту BIOPLAT-EU [10], площа деградованих і малопродуктивних земель у Львівській області становить 1 750 га, загальна площа деградованих і малопродуктивних земель становить 42 080,69 га (5,1 % від загальної площі в Україні).

Висновки. Пропонуємо на розгляд такі головні висновки:

1. Для вибору ділянок для потенційного вирощування енергетичних культур слід визначати кліматичні і ґрунтові характеристики місцевості та специфіку вирощування умов конкретного виду енергетичної культури.

2. Львівська область має сприятливі умови для вирощування енергетичних культур на деградованих земельних ділянках.

3. Розвиток біоенергетики є важливим фактором для досягнення кліматичної нейтральності та енерго-незалежності України.

Література

1. Пришляк Н.В. Потенційні можливості вирощування біоенергетичної сировини на виробництво твердого біопалива. *Агросвіт*. 2021. № 1–2. С. 33–45. DOI: 10.32702/2306-6792.2021.1-2.33. URL: <http://www.agrosvit.info/?op=1&z=3366&i=3>
2. Енергетична верба: технологія вирощування та використання / під заг. ред. В. М. Сінченка. Вінниця : ТОВ «НіландЛІТД», 2015. 340 с.
3. Біоенергетична асоціація України. URL: <https://uabio.org/>
4. Атлас енергетичного потенціалу відновлюваних джерел енергії України / за заг. ред. С. О. Кудрі. Київ: Інститут відновлюваної енергетики НАН України, 2020. 82 с.
5. Haskevych V. H., Lemeha N. M., Vitvitskyi Ya. Y. Soil-degradation zoning of Lviv Oblast. *Journ. Geol. Geograph. Geocology*, 31(1), 45–58 doi: 10.15421/112205
6. Лемега Н., Гаськевич В. Процеси деградації у ґрунтах Львівської області : монографія. Львів: ЛНУ ім. Івана Франка, 2023. 480 с.

7. Позняк С. П., Гаськевич В. Г., Лемега Н. М. Типологія деградації ґрунтів. *Ґрунти Львівської області* : колективна монографія / за ред. С. П. Позняка. Львів : ЛНУ ім. І. Франка, 2020. С. 335–341.
8. Вирощування біоенергетичних культур / за ред. М. Я. Гументик. Київ: ТОВ «ЦП «Компринт», 2018. 179 с.
9. Лопушанська М. Р., Іванов Є. А., Циганок Л. В. та ін. Роль географічних чинників у розвитку біоенергетики у Львівській області. *Відновлювана енергетика та енергоефективність у XXI столітті*: матер. XXV-ої міжнарод. наук.-практ. конф. (м. Київ, 22–24 травня 2024 р.). Київ: Інститут відновлюваної енергетики НАН України, 2024. С. 489–490.
10. Енергетичні культури та перспективи їх вирощування на маргінальних, деградованих та малопродуктивних землях. Олександра Трибой – старший консультант. НТЦ «Біомаса». URL: https://rea.org.ua/wp-content/uploads/2021/03/eu4usociety_tryboi_energy_crops.pdf

КОНЦЕНТРАЦІЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ФІТОМАСІ ЗЛАКОВИХ КУЛЬТУР

Пацева І.Г., Герасимчук Л.О., Валерко Р.А., Сікач Т.І., Івашкіна О.Л.
Державний університет «Житомирська Політехніка»

вул. Чуднівська, 103, 10005, м. Житомир

rig@ztu.edu.ua, ek_glo@ztu.edu.ua, ke_vra@ztu.edu.ua, kpn_vti@ztu.edu.ua, kgt_iol@ztu.edu.ua

Україна має дуже комфортні умови для розвитку сільського господарства та зерновиробництва, адже саме зерновий сектор є основним для агропромислового комплексу, а також істотно впливає на добробут як сільського так і міського населення та розвиток сільських територій. Зерновий сектор є одним з найважливіших у складі АПК, а продукти переробки даної галузі мають стратегічне значення для всієї країни. Зернова продукція займає головне місце у харчуванні населення, саме тому до неї застосовують високі вимоги щодо якості [1, с. 93–101].

Вчені стверджують, що антропогенні чинники призводять до певних порушень обміну речовин живих організмів, які можуть викликати надлишкові накопичення токсикантів в зерновій продукції, знижувати біохімічні показники якості зерна, та знижувати врожайність сільськогосподарських культур [2, с. 730].

Основними забруднювачами ґрунтів небезпечними токсинами є металургійна, гірничовидобувна, нафтохімічна, хімічна промисловість, ТЕС, АЕС, автотранспорт, використання у сільському господарстві пестицидів, інсектицидів, добрив, все це викликає накопичення у зеленій масі та зерні важких металів, нітратів та пестицидів.

Результати лабораторних досліджень фітомаси та зерна злакових культур вказують, що досліджуванні зразки не мають перевищення ГДК по вмісту важких металів. Дослідження свідчать, що у фітомасі пшениці озимої вміст Zn була нижче за ГДК у 1,58 раз, а у фітомасі пшениці ярої показники були нижчі за ГДК у 1,18 раз відповідно. У фітомасі ячменю ярого та озимого концентрація Zn була нижча за ГДК у 1,21 та 1,36 раз, відповідно.

Дослідження вмісту Cu показало, що в жодному з досліджуваних зразках перевищення ГДК не спостерігалось. У зразках пшениці озимої та ярої концентрація Cu була нижчою у 2 та 1,47 рази відносно ГДК, тоді як ячмінь – у 1,8 та 1,25 рази, відповідно.

Результати лабораторних досліджень свідчать про певну тенденцію підвищення коефіцієнту накопичення металів Zn та Cu у фітомасі ярих культур. Так, у фітомасі пшениці ярої Кнак по Zn був вищий у 1,48 раз, відносно пшениці озимої, а ячмінь ярий – у 0,83 рази, відповідно. Що ж стосується Cu, то тут також показники озимих культур мають нижчу концентрацію важких металів, відносно ярих. У фітомасі пшениці ярої Кнак по Cu – вищий у 1,21 рази, а ячменю – у 1,61 раз, відповідно.
Ключові слова: система удобрення, мідь, цинк, важкі метали, екологічна безпека, мінеральні добрива, продуктивність, врожайність, екологія.

Concentration of heavy metals in the phytomass of cereal crops. Patseva I., Herasymchuk L., Valerko R., Sikach T., Ivashkina O.

Ukraine has a very comfortable environment for the development of agriculture and grain production, as the grain sector is the mainstay of the agro-industrial complex and has a significant impact on the welfare of both rural and urban populations and the development of rural areas. The grain sector is one of the most important in the agro-industrial complex, and its processed products are of strategic importance for the entire country. Grain products play a major role in the nutrition of the population, which is why they are subject to high quality requirements [1, p. 93–101].

Scientists argue that anthropogenic factors lead to certain metabolic disorders in living organisms that can cause excessive accumulation of toxicants in grain products, reduce biochemical indicators of grain quality, and reduce crop yields [2, p. 730].

The main polluters of soil with dangerous toxins are the metallurgical, mining, petrochemical, chemical industries, thermal power plants, nuclear power plants, motor vehicles, and the use of pesticides, insecticides, and fertilizers in agriculture, all of which cause the accumulation of heavy metals, nitrates, and pesticides in green mass and grain.

The results of laboratory tests of cereal crops phytomass and grain indicate that the samples under study do not exceed the MPC for heavy metals. Studies show that in the phytomass of winter wheat, the content of Zn was 1.58 times lower than the MAC, and in the phytomass of spring wheat, the indicators were 1.18 times lower than the MAC, respectively. In the phytomass of spring and winter barley, the concentration of Zn was 1.21 and 1.36 times lower than the MPC, respectively.

The study of Cu content showed that none of the samples tested exceeded the MAC. In the samples of winter and spring wheat, the Cu concentration was 2 and 1.47 times lower than the MAC, while in barley it was 1.8 and 1.25 times lower, respectively.

The results of laboratory studies indicate a certain tendency to increase the coefficient of accumulation of Zn and Cu metals in the phytomass of spring crops. Thus, in the phytomass of spring wheat, the Zn Knack was 1.48 times higher than in winter wheat, and spring barley – 0.83 times higher, respectively. As for Cu, winter crops also have a lower concentration of heavy metals than spring crops. In the phytomass of spring wheat, the Cu content of Knack is 1.21 times higher, and that of barley is 1.61 times higher, respectively. *Key words:* fertilizer system, copper, zinc, heavy metals, environmental safety, mineral fertilizers, productivity, yield, ecology.

Постановка проблеми та аналіз останніх досліджень. Основною галуззю сільського господарства України є вирощування зернових культур, адже зерно є основною ланкою продовольчої без-

пеки усіх країн. Родючі українські ґрунти та природно-кліматичні умови допомагають аграріям вирощувати зернові культури та отримувати високі врожаї та високоякісну продукцію для забезпечення потреб

країни, а також формування експортного потенціалу. Зернова продукція займає головне місце у харчуванні населення, саме тому до неї застосовують високі вимоги щодо якості [1, с. 93–101; 3, с. 442].

Вчені стверджують, що антропогенні чинники призводять до певних порушень обміну речовин живих організмів, які можуть викликати надлишкові накопичення токсикантів в зерновій продукції, знижувати біохімічні показники якості зерна, та знижувати врожайність сільськогосподарських культур [4, р. 3–9].

Основними забруднювачами ґрунтів небезпечними токсинами є металургійна, гірничодобувна, нафтохімічна, хімічна промисловість, ТЕС, АЕС, автотранспорт, використання у сільському господарстві пестицидів, інсектицидів, добрив, все це викликає накопичення у зеленій масі та зерні важких металів, нітратів та пестицидів [5, с. 15–28; 6 с. 123].

На даний час дуже важливою для більшості країн світу, і нашої в тому ж числі, є забруднення сільськогосподарської продукції токсичними речовинами внаслідок внесення надзвичайно великої кількості мінеральних добрив та пестицидів [7 с. 57–62; 11, с. 156–159]. Особливо небезпечними металами, які забруднюють ґрунти, продукти харчування та корми є Zn, Cu, Pb, Mn, Ni, Hg, Cr та Cd. Важкі метали проникають в колообіг та накопичуються в фітомасі та зерні, а кінцевим результатом є їх концентрація в організмі людини та тварин, що викликає виникнення різноманітних захворювань [8, с. 262–266; 9, с. 66–72; 10 с. 348–352].

Методика досліджень. Наукові дослідження проводились на полях ТОВ «Кароля» Бердичівського району, Житомирської області, у 2021–2023 рр. Площа облікової ділянки – 160 м² (8 м х 20 м). Повторення експерименту – шестиразове, в один ярус, розташування ділянок – систематичне.

При проведенні дослідження ґрунту було визначено вміст в орному шарі: лужногідролізованого

азоту – 6,32 мг/100 г, обмінного калію – 5,86 мг/100 г ґрунту, рухомого фосфору – 15,67 мг/100 г ґрунту, рН – 7,05. Досліджувались культури: пшениця озима, пшениця яра, ячмінь озимий, ячмінь ярий.

При проведенні моніторингу забруднення важкими металами матеріалу дослідження використовували загальноприйняті методи.

Результати досліджень та їх обговорення. Результати лабораторних досліджень фітомаси злакових культур вказують, що досліджуванні зразки не мають перевищення ГДК по вмісту важких металів.

Результати лабораторних досліджень свідчать, що у фітомасі пшениці озимої вміст Zn була нижче за ГДК у 1,58 раз, а у фітомасі пшениці ярої показники були нижчі за ГДК у 1,18 раз відповідно.

У фітомасі ячменю ярого та озимого концентрація Zn була нижча за ГДК у 1,21 та 1,36 раз, відповідно.

Дослідження вмісту Cu показало, що в жодному з досліджуваних зразках перевищення ГДК не спостерігалось. У зразках пшениці озимої та ярої концентрація Cu була нижчою у 2 та 1,47 рази відносно ГДК, тоді як ячмінь – у 1,8 та 1,25 рази, відповідно.

Дослідження вказує на певну різницю концентрації Zn та Cu у фітомасі озимих культур, порівнюючи з ярими. Концентрація Zn та Cu в озимій пшениці була нижчою у 1,3 і 1,4 рази відповідно, порівнюючи з показниками пшениці ярої.

Результати лабораторних досліджень свідчать про певну тенденцію підвищення коефіцієнту накопичення металів Zn та Cu у фітомасі ярих культур (табл. 1).

Так, у фітомасі пшениці ярої $K_{\text{нак}}$ по Zn був вищий у 1,48 раз, відносно пшениці озимої, а ячмінь ярий – у 0,83 рази, відповідно. Що ж стосується Cu, то тут також показники озимих культур мають нижчу концентрацію важких металів, відносно ярих. У фітомасі пшениці ярої $K_{\text{нак}}$ по Cu – вищий у 1,21 рази, а ячменю – у 1,61 раз, відповідно.

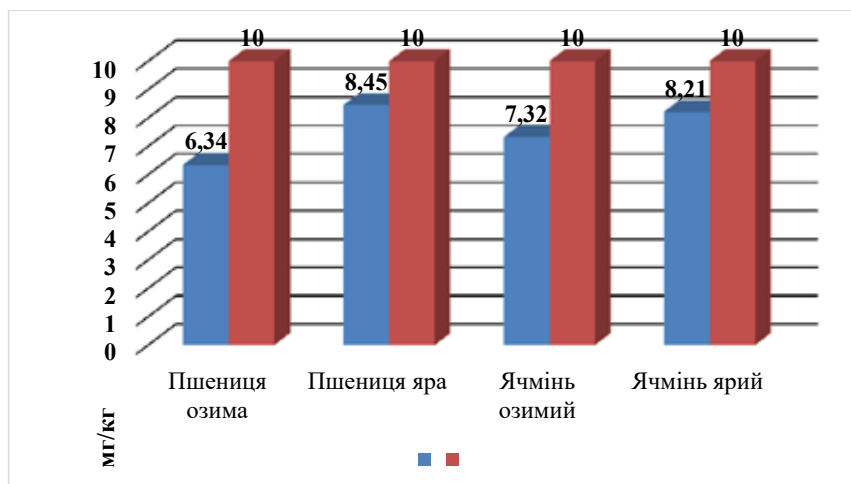


Рис. 1. Концентрація Zn у фітомасі злакових культур

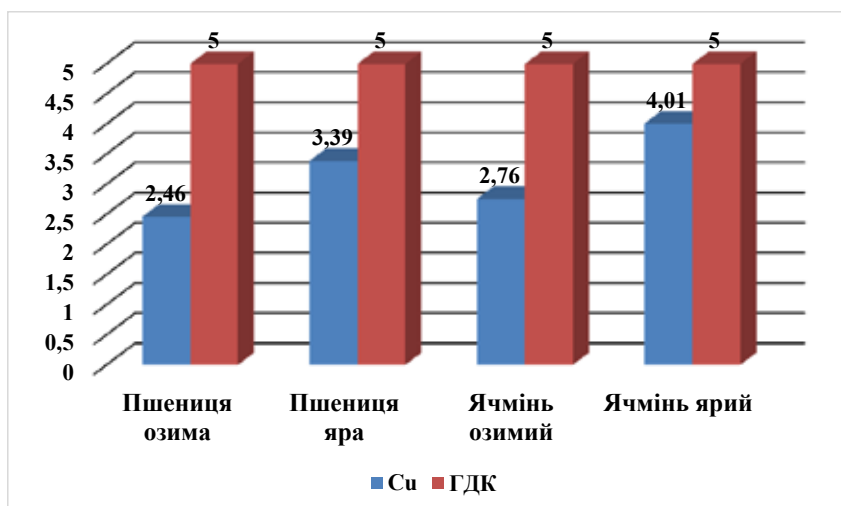


Рис. 2. Концентрація Сi у фітомасі злакових культур

Таблиця 1

Коефіцієнт накопичення важких металів у вегетативній масі злакових культур

Злакові культури	Важкі метали					
	Zn			Cu		
	Концентрація у ґрунті мг/кг	Концентрація у фітомасі мг/кг	$K_{\text{нак}}$	Концентрація у ґрунті мг/кг	Концентрація у фітомасі мг/кг	$K_{\text{нак}}$
Пшениця озима	0,87	6,34	7,5	0,21	2,46	11,7
Пшениця яра	0,76	8,45	11,1	0,24	3,39	14,1
Ячмінь озимий	0,91	7,32	8,01	0,21	2,76	13,1
Ячмінь ярий	0,83	8,21	9,9	0,19	4,01	21,1

Результати досліджень свідчать, що озимі злакові культури мають нижчий коефіцієнт накопичення важких металів у фітомасі рослин.

Висновок. Аналіз інтенсивності забруднення ґрунтів полів ТОВ «Кароля» Бердичівського району, Житомирської області важкими металами показав, що концентрація цинку та міді не перевищувала ГДК.

Результати досліджень концентрації важких металів у фітомасі пшениці озимої та ярої, ячменю

озимого та ярого не перевищувала ГДК. Також, концентрація цинку і міді у фітомасі ярої пшениці була вища у 1,3 та 1,4 раза порівняно з озимою пшеницею. Концентрація цинку і міді у фітомасі ярого ячменю була нижча у 0,83 та 1,61 рази відповідно порівнюючи з озимим.

Досліджено також, що у фітомасі ярих культур коефіцієнт накопичення у Zn та Cu був вищим порівняно з озимими.

Література

- Мазур В.А., Панцирева Г.В., Копитчук Ю.М. *Корми і кормовиробництво*. 2020. Вип. 89. С. 93–101.
- Лихочвор В.В., Петриченко В.Ф. *Рослинництво. Сучасні інтенсивні технології вирощування основних польових культур*. Львів: Українські технології, 2006. 730 с.
- Мазур В.А., Ткачук О.П., Яковець Л.А. *Екологічна безпека зернової та зернобобової продукції*. Вінниця: ВНАУ, 2020. 442 с.
- Окрушко С.С. Оцінка впливу гербіцидів та стимулятора росту на забур'яненість та урожайність кукурудзи. *Annali d'Italia. Italy* : Florence, 2020. № 8. Vol. 2. P. 3–9.
- Паламарчук В.Д., Підлубний В. Ф., Кричковський В. Ю., Коваленко О. А. Вміст крохмалю у зерні кукурудзи залежно від позакоренових підживлень. *Сільське господарство та лісівництво*. 2020. № 19. С. 15–28.
- Бенцаровський Д. М., Дацько Л. В. Зміна родючості ґрунтів України під впливом сільськогосподарського використання. *Охорона родючості ґрунтів*. 2004. Вип. 1. 123 с.
- Гарбар Л. А., Юник А. В., Горбатюк Е. М. Вплив елементів технології вирощування на формування продуктивності ріпаку ярого. *Науковий вісник Національного університету біоресурсів природокористування України. Сер.: Агрономія*. 2012, Вип. 176. 57–62 с.
- Валерко Р.А. Особливості біотестування антропогенно забруднених ґрунтів з метою їх екоотоксичної оцінки. *Вісник Харківського національного аграрного університету імені В. Докучаєва. Серія «Ґрунтознавство, агрохімія, землеробство, лісове господарство, екологія ґрунтів»*. Харків, 2013. № 2. 262–266 с.

9. Пацева І. Г., Кагукіна А.М. Адаптація до зміни клімату міста Житомир. *Проблеми хімії та сталого розвитку*. 2023. Вип. 3. С. 66–72.
10. Романчук Л.Д., Кравчук Т.В. Вміст важких металів у зерні амаранту при вирощуванні в умовах Полісся України. *Таврійський науковий вісник. Серія: Сільськогосподарські науки. Херсонський державний аграрно-економічний університет*. Одеса : Видавничий дім «Гельветика», 2023. Вип. 134. С. 348–352.
11. Пацева І. Г., Кагукіна А.М. Луньова О.В. Тенденції зміни клімату Житомирщини. *Екологічні науки*. 2023. Вип. 6(51) С. 156–159.
12. Вишнівський П.С., Кравчук Т.В. Вміст важких металів у фітомасі амаранту при вирощуванні в умовах Полісся України. *Таврійський науковий вісник. Серія: Сільськогосподарські науки. Херсонський державний аграрно-економічний університет*. Одеса : Видавничий дім «Гельветика», 2022. Вип. 128. С. 52–57.

ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ АГРОЕКОЛОГІЧНИХ ЗАХОДІВ ПРИШВИДШЕННЯ БІОЛОГІЧНОЇ РЕКУЛЬТИВАЦІЇ ТЕХНОЗЕМІВ

Харитонов М.М.¹, Бабенко М.Г.¹, Лемішко С.М.¹, Мартинова Н.В.²

¹Дніпровський державний аграрно-економічний університет
вул. Сергія Єфремова, 25, 49600, м. Дніпро

²Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара
пр. Гагаріна, 72, 49010, м. Дніпро
kharytonov.m.m@dsau.dp.ua

Біологічна рекультивация розкритих гірських порід після кар'єрної розробки марганцевої руди потребує пошуку кращих рішень, пов'язаних з пришвидшенням темпів формування родючості техноземів. У статті викладено результати трирічних досліджень вивчення реакції доза – ефект деяких високо вимогливих до родючості ґрунту сільськогосподарських культур з подальшою утилізацією надземної біомаси як «зеленого добрива» в поверхневий шар фітомеліорованого лесоподібного суглинку. Модельні польові досліди за вирощування соняшника, кукурудзи і цукрового сорго на фітомеліорованому лесоподібному суглинку були проведені у 2021–2023 роках в умовах Покровської навчально-дослідної станції ДДАЕУ. Найбільший приріст біомаси сорго цукрового від додавання ґрунтових домішок отриманий за норми 80 т/га. Ефект від внесення осаду стічних вод та біодигестату мав майже однаковий ефект на підвищення врожайності зерна соняшнику відповідно доз 40 та 80 т/га. Разом з тим відносна прибавка урожаю зерна соняшнику від внесення ОСВ у дозах 40 і 80 т/га була більше на 7,8 та 10,8% порівняно з показниками кукурудзи. Внесення дигестату у дозі 80т/га дало трохи більшу прибавку врожайності зерна кукурудзи ніж аналогічна доза осаду стічних вод. Між тим, ефект післядії осаду стічних вод на продуктивність біомаси сорго на третій рік польового дослідження виявився більшим ніж ефект від біодигестату. Врожайність біомаси сорго у варіантах 40 та 80 т/га була на 19,7 і 36,5% вище на ділянках з попереднім перемішуванням з поверхневим шаром ґрунту бадилля соняшнику, ніж в аналогічних варіантах з кукурудзою (8,2% і 12,3%). Результати дослідження можуть бути використані при розробці технологій пришвидшеної біологічної рекультивации техноземів за рахунок скорочення терміну фітомеліорації вивнесених на земну поверхню розкритих гірських порід злаково-бобовою сумішшю багаторічних трав. *Ключові слова:* технозем, ґрунтові домішки, зелене добриво, врожайність.

Assessment of the efficiency of agro-ecological measures for accelerating of the biological reclamation of technosols. Kharytonov M., Babenko M., Lemishko S., Martynova N.

The biological reclamation of overburden rocks after the open-pit mining of manganese ore requires the search for better solutions related to the acceleration of the rate of formation of the fertility of technosols. The results of three-year field experiments related to the study of the dose-effect response for some highly demanding on soil fertility crops with the subsequent utilization of above-ground biomass as “green fertilizer” in the topsoil of phytomeliorated loess-like loam are presented in the article. Model field experiments for the cultivation of sunflower, maize and sugar sorghum on phytomeliorated loess-like loam were conducted in 2021–2023 at the Pokrov educational and research station of DSAEU. The greatest increase in the biomass of sweet sorghum from the addition of soil amendments was obtained at the rate of 80 t/ha. The effect of applying sewage sludge and bio – digestate had almost the same effect on increasing the yield of sunflower seeds, respectively, at doses of 40 and 80 t/ha. At the same time, the relative increase in sunflower grain yield from the application of sewage sludge in doses of 40 and 80 t/ha was 7.8 and 10.8% more compared to maize. Application of bio – digestate at a rate of 80 t/ha gave a slightly greater increase in maize grain yield than a similar dose of sewage sludge. Meanwhile, the effect of sewage sludge on productivity of sweet sorghum biomass in the third year of the field experiment was greater than the effect of bio – digestate. The biomass yield of sorghum in the treatments of 40 and 80 t/ha was 19.7 and 36.5% higher in the plots with preliminary mixing with the topsoil of the sunflower tops than in the similar variants with maize (8.2% and 12.3%). The results of the study can be used in the development of technologies for accelerated biological reclamation of technosols due to shortening the period of phytomelioration of overburden rocks brought to the surface of the earth with a cereal-legume mixture of perennial grasses. *Key words:* technosol, soil amendments, green manure, yield.

Постановка проблеми. Останні десятиріччя біологічна рекультивация порушених гірничими розробками земель пов'язана з довготривалою фітомеліорацією розкритих гірських порід (літоземів) та їх перетворенням в техноземи [1–3]. Відомо, що в муніципальних відходах станцій аерації стічних вод та біогазових комплексів тваринницьких господарств міститься велика кількість поживних речовин, які потенційно можуть бути використані як органо-мінеральні добрива.

Вирішення проблеми утилізації цих відходів як ґрунтових домішок потребує організації модельних польових дослідів для розробки агроекологічних заходів покращення родючості рекультивованих земель. Метою роботи було вивчення реакції доза – ефект деяких високо вимогливих до родючості ґрунту сільськогосподарських культур з подальшою утилізацією надземної біомаси як «зеленого добрива» в поверхневий шар фітомеліорованого лесоподібного суглинку.

Актуальність дослідження. Наразі в Україні накопичені великі поклади осаду стічних вод (ОСВ). Для переважної кількості існуючих очисних споруд в Україні проведення стадій стабілізації осаду, кондиціонування, зневоднення, термічної сушки та санації в останні роки стає проблемним. Зазвичай, вся утилізація осаду обмежується розміщенням на сушильних площадках без якої-небудь попередньої обробки, де осад зберігається протягом 2–7 років, а видалення осаду з території станції аерації іноді відбувається способом, який не відповідає існуючим нормативним вимогам з охорони навколишнього середовища та поводження з відходами. Переробка пташиного посліду на підприємствах іде двома шляхами: а) з використанням різних технологій висушування або інших варіантів термообробки; б) після анаеробного зброджування з біомасою силосу з кукурудзи або цукрового сорго отримують рідку та тверду фракції біодигестату. Розробка економічно та енергоефективних рішень стосовно утилізації муніципального осаду стічних вод та біодигестату може стимулювати сталий розвиток приміських і сільськогосподарських територій.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Ріст населення в усьому світі призвів і до різкого збільшення обсягу стічних вод та відходів підприємств АПК. Політика щодо управління стічними водами в Європейському Союзі базується на Директиві щодо очищення міських стічних вод [4]. Поживні речовини, що містяться в осаді стічних вод можуть зменшити залежність від мінеральних добрив. Це крок до політики замкнутої економіки, спрямованої на екологічно безпечне та ресурсоефективне суспільство шляхом повторного використання, переробки речовин та створення замкнутої системи. Основна гіпотеза дослідження ґрунтується на тому, що деякі джерела поживних речовин (осад стічних вод, відходи тваринництва та харчопереробної галузі) можуть бути утилізовані шляхом залучення в життєвий цикл вирощування сільськогосподарських культур на малородючих землях після відповідної переробки (біоконверсії) або сумісного використання біодигестату з рештками надземної біомаси соняшнику та кукурудзи за допомогою агротехнічних заходів (дискування).

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Не достатньо дослідженим є ефект від сумісного використання осаду стічних вод та біодигестату з рештками сільськогосподарських культур для покращення родючості техноземів.

Новизна. У роботі вперше здійснено порівняльний аналіз впливу флокульованого осаду стічних вод та твердої фракції пташиного біодигестату в дозах 40 та 80 т/га за вирощування соняшнику та кукурудзи на фітомеліорованому лесоподібному суглинку в умовах модельного досліду.

Визначений ефект від сумісного використання ОСВ та біодигестату з рештками надземної біомаси соняшнику та кукурудзи залежно від варіантів досліду.

Методологічне або загальнонаукове значення. В умовах Покровської навчально-дослідної станції рекультивації земель ДДАЕУ у 2021–2023 роках були закладені модельні польові досліди за вирощування соняшника, кукурудзи і цукрового сорго на фітомеліорованому лесоподібному суглинку. Цукрове сорго було використане також для біотестування ефекту від сумісного використання шляхом подрібнення та перемішування з поверхневим шаром ґрунту решток соняшнику та кукурудзи на фоні попередньо внесених ОСВ та біодигестату в дозах 40 та 80 т/га. Згідно з ТУ У 20.1-24426809-002:2015 та ТУ У 20.1-36572744-001:2021 встановлено, що за показниками санітарно-хімічних, токсикологічних, санітарно-мікробіологічних, гельмінтологічних досліджень і гігієнічного аналізу відходи органічна біомаса тверда після анаеробного ферментування суміші на основі курячого посліду та флокульований осад з мулових майданчиків Південної станції аерації КП «Дніпроводоканал» за ступенем небезпеки для навколишнього середовища класифікуються як малонебезпечні відходи –IV-й клас небезпеки відповідно ГОСТ 12.1.007.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Осад стічних вод містить поживні сполуки (органічні речовини, азот, фосфор, калій і невеликі кількості кальцію, сірки, магнію), забруднювачі, такі як важкі метали, токсичні органічні речовини та патогени [5]. Осад стічних вод багатий на аліфатичні та ароматичні кислоти, полісахариди, білковий матеріал і органічні сульфонати [6]. Щоб підвищити рН осаду стічних вод і уникнути зниження рН орних ґрунтів завдаються до його обробки сумішшю кальциту та доломіту. Такі країни, як Франція, Бельгія, Данія, Ірландія, Великобританія та Швеція, використовують від 35 до 60% зібраного осаду стічних вод безпосередньо на сільськогосподарських угіддях [7–9]. Було продемонстровано, що доза 25 т/га внесення осаду стічних вод забезпечує найвищу продуктивність посівів пшениці, тоді як рівні концентрацій Cd і Pb у ґрунті та зерні пшениці були нижчими за максимально дозволених нормативом значень [10]. Максимальний урожай зерна кукурудзи було отримано при внесенні осаду стічних вод в ґрунт в дозі 60 т/га [11]. За пропозицією турецьких вчених для забезпечення сталої врожайності кукурудзи на низькородючому ґрунті рекомендовано вносити зневоднений оксидом кальцію осад стічних вод в дозі 37,5 т/га кожні два роки [12]. Необхідно прийняти до уваги, що 5, 10 і 20% органічного азоту стічних вод мінералізується в перший, другий і третій роки, відповідно [13]. Було також показано, що внесення осаду стічних вод у дозі 80 т/га давало навіть більший урожай, ніж отриманий з еквівалентною нор-

мою НРК, застосованою як мінеральне добриво [14]. Між тим, рекомендована норма становить 40 т/га, щоб уникнути можливого ризику поглинання та накопичення металів у ґрунті. Великі обсяги внесення гною безпосередньо в ґрунт в якості добрива призводять до виділення запаху та забруднення ґрунту патогенами [15–16]. За оцінками, у період з 2016 по 2019 рік у країнах ЄС-27 щорічно вироблялося до 1,0 мільярда тонн гною великої рогатої худоби, а також свиней і курей [17]. Ось чому обмеження в 170 кг/га на рік N з органічного гною було встановлено Директивою про нітрати, щоб зробити для фермерів виняток, якщо утилізація гною не шкодить екосистемам. Дигестат є побічним продуктом, який залишається після анаеробного зброджування [18]. Внесення органічних речовин і поживних речовин з дигестатом в ґрунт вважається недорогим засобом утилізації та відновлення поживних речовин для сільськогосподарських систем [19]. Використання дигестату як органічного добрива порівняно з гранульованим курячим послідом призвело до позитивних результатів [20].

Методи дослідження. Методика дослідження передбачала визначення реакції кукурудзи (гібрид Дункан), соняшнику (сорт СУР) та цукрового сорго (гібрид Медовий) на застосування у якості ґрунтових домішок флокульованого осаду стічних вод та твердої фракції біодигестату в дозах 40 і 80 т/га. Досліди були закладені на фітомеліорованому лесоподібному суглинку в умовах Покровської навчально-дослідної станції ДДАЕУ. Вміст гумусу в чорноземах становив 3%, у фітомеліорованих лесоподібних суглинках – 1,3%. Після визначення показників урожайності зернових культур надземна біомаса кукурудзи та соняшнику була задискована в ґрунт восени 2021 року. Три дискування ґрунту дослідних ділянок були проведені

в 2022 році для забезпечення повноти проходження мікробіологічних процесів утилізації поживних речовин з «зелених добрив» перемішуванням з верхнім шаром лесоподібного суглинку. Весною 2023 року на зазначених дослідних ділянках був закладений польовий дослід з сорго цукровим (гібрид Зубр) для визначення ефекту біоконверсії решток бадилля соняшнику та кукурудзи на родючість технозему. Оброблений флокулянт ДАМЕТ осад стічних вод був завезений з південної станції очистки стічних вод Дніпровського водоканалу. Тверда фракція пташиного біодигестату була завезена з МХП Оріль Лідер.

Виклад основного матеріалу. Облікові дані польових дослідів, отриманих на ділянках із фітомеліорованим лесоподібним суглинком для визначення впливу внесення осаду стічних вод та біодигестату (у нормах 40 та 80 т/га) на урожайність цукрового сорго, наведено на рис. 1.

Найбільший ефект збільшення біомаси сорго цукрового від додавання осаду стічних вод та твердої фракції біодигестату отримано за норми 80 т/га. Така реакція стала дотацією на внесення поживних речовин у «молодий» ґрунт [21]. Результати визначення впливу внесення двох доз ОСВ та біодигестату на урожай зерна соняшнику та кукурудзи наведено на рисунках 2 та 3.

Внесення осаду стічних вод у дозах 40 і 80 т/га призвело до підвищення врожайності зерна кукурудзи на 18,6 і 31,1%, соняшнику – на 26,4% і 41,9%. Додаткова прибавка врожаю на внесення відповідних доз твердої фракції біодигестату склала для зерна кукурудзи на 19,7 і 48,8%, соняшнику – на 28,6% і 43,4%. Реакція гібриду цукрового сорго Зубр на післядію біоконверсії решток бадилля соняшнику та кукурудзи у досліді на фітомеліорованому лесоподібному суглинку наведена на рисунку 4.

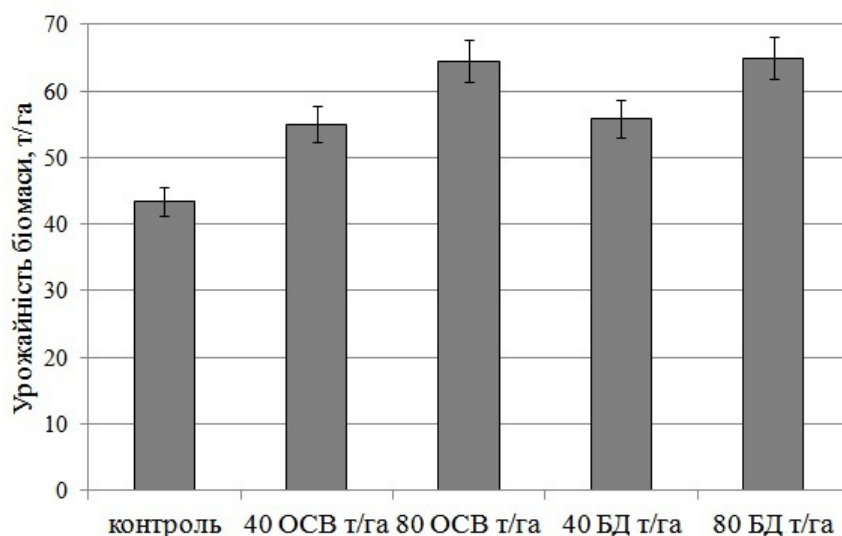


Рис. 1. Урожайність біомаси гібриду цукрового сорго Медовий в досліді з осадом стічних вод та біодигестатом на фітомеліорованому лесоподібному суглинку

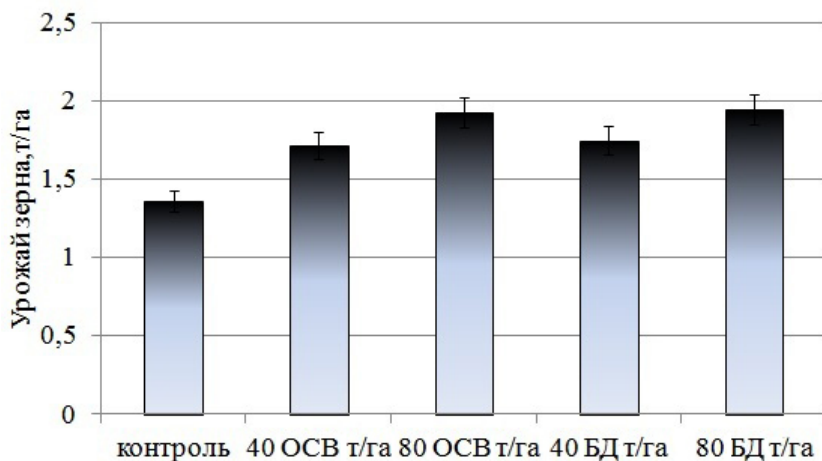


Рис. 2. Урожайність зерна соняшнику в досліді з осадам стічних вод та біодигестатом на фітомеліорованому лесоподібному суглинку

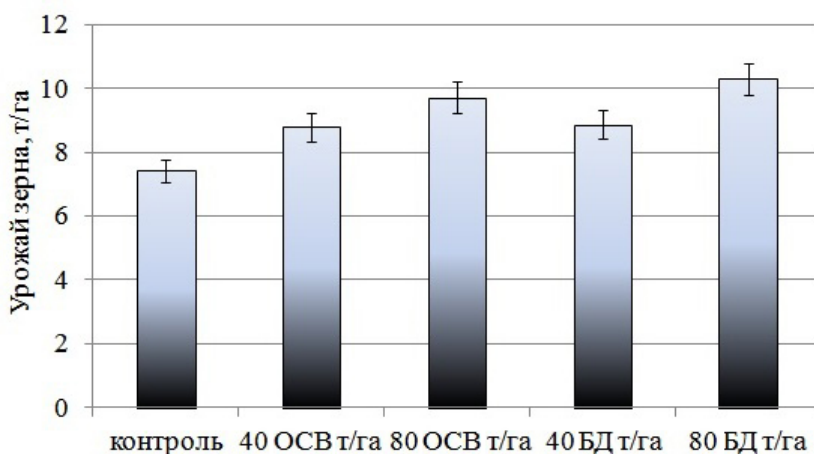


Рис. 3. Урожайність зерна кукурудзи в досліді з осадам стічних вод та біодигестатом на фітомеліорованому лесоподібному суглинку

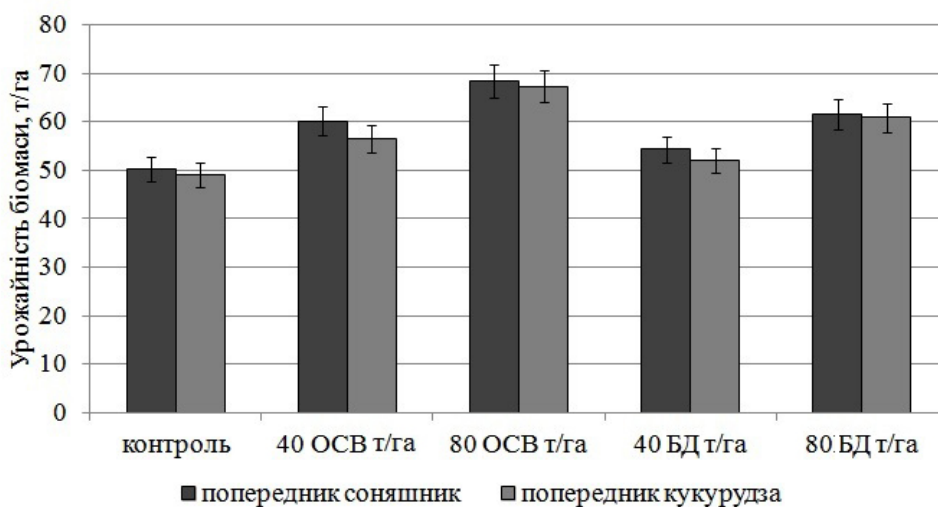


Рис. 4. Урожайність біомаси гібриду цукрового сорго Зубр в досліді з попереднім закладенням у технозем надземної маси соняшнику та кукурудзи на фоні внесення двох доз ґрунтових домішок

Ефект післядії зазначених доз 40 і 80 т/га осаду стічних вод на фоні закладення в технозем надземної маси кукурудзи призвів до підвищення врожайності біомаси цукрового сорго на 13,5 і 35,1%, а біодигестату – на 7,4% і 13,2%. Ефект післядії зазначених доз 40 і 80 т/га осаду стічних вод на фоні попереднього закладення в технозем надземної маси соняшнику призвів до дещо більшого підвищення врожайності біомаси цукрового сорго на 19,7 і 36,5%, а біодигестату – на 8,2% і 12,3%.

Головні висновки. Найбільший приріст біомаси сорго цукрового від додавання ґрунтових домішок отриманий за норми 80 т/га. Ефект від внесення осаду стічних вод та біодигестату під соняшник та кукурудзу підвищився пропорційно до доз 40 та 80 т/га: зерна кукурудзи на 18,6 і 31,1%, соняшнику – на 26,4% і 41,9%.

Додаткова прибавка врожаю на внесення відповідних доз твердої фракції біодигестату теж була

пропорційною до внесених доз 40 і 80 т/га і склала для зерна кукурудзи 19,7 і 48,8%, а соняшнику – 28,6% і 43,4%.

Ефект післядії осаду стічних вод на продуктивність біомаси сорго виявився більшим ніж ефект від біодигестату. За однакових умов внесення ґрунтових домішок, на ділянках з попереднім перемішуванням з поверхневим шаром ґрунту бадилля соняшнику, врожайність біомаси сорго була дещо вище ніж в аналогічних варіантах з кукурудзою.

Перспективи використання результатів досліджень. У подальшому матеріали досліджень можуть бути використані при розробці технологій пришвидшеної біологічної рекультивациі техноземів за рахунок скорочення терміну фітомеліорації винесених на земну поверхню розкритих гірських порід злаково-бобовою сумішшю багаторічних трав.

Література

1. The suitability of physical and chemical properties of rocks for land reclamation in different subzones of the Ukrainian Steppe / Navryushenko O., Mytsyk O., Kharytonov M., Honchar N., Babenko M., Pashova V., Tkalic Y. // *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2022. Vol. 31, № 2. P. 251–259. <https://doi.org/https://doi.org/10.15421/112223>.
2. Стеревська, Л.В., Момот Г.Ф., Лехцієр Л.В. Рекультивовані ґрунти підходи до класифікації і систематики. *Ґрунтознавство*. 2008. Вип. 9, № 3–4. С. 147–150.
3. Стеревська, Л.В., Момот Г.Ф., Канащ А.П. Класифікація рекультивованих ґрунтів, систематика та генетико-виробнича діагностика. Харків, 2012: Міськдрук, 68 с.
4. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a European Commission. *Council Directive of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment*. Off. J. Eur. Communities. 1991. Vol. 135. P. 40–52.
5. Optimal Solutions for the Use of Sewage Sludge on Agricultural Lands/ Iticescu, C., Georgescu, P.-L., Arseni, M., Rosu, A., Timofti, M., Carp, G., Cioca, L.-I. // *Water*, 2021. Vol. 13, 585. <https://doi.org/10.3390/w13050585>
6. Structural study of humic acids during composting of activated sludge-green waste: Elemental analysis, FTIR and ¹³C NMR // Amir S., Jouraiphy A., Meddich A., El Gharous M., Winterton P., Hafidi M. *J. Hazard. Mater.* 2010. Vol. 177. P. 524–529.
7. Impact on crops, plants and soils of metal trace elements transfer and flux, after spreading of fertilizers and biosolids/ Maisonnave V., Montrejeud-Vignoles M., Bonnin C., Revel J.C. // *Water Sci. Technol.* 2002. Vol. 46. P. 217–224.
8. Ekane N., Barquet K., Rosemarin A. Resources and Risks: Perceptions on the Application of Sewage Sludge on Agricultural Land in Sweden, a Case Study. *Front. Sustain. Food Syst.* 2021. Vol. 5.647780. doi: 10.3389/fsufs.2021.647780
9. Bondarczuk K., Markowicz A., Piotrowska-Seget Z. The urgent need for risk assessment on the antibiotic resistance spread via sewage sludge land application. *Environ. Int.* 2016. Vol. 87. P. 49–55.
10. Cocarta D.M., Subtirelu V.R., Badea A. Effect of sewage sludge application on wheat crop productivity and heavy metal accumulation in soil and wheat grain. *Environmental Engineering and Management Journal*. 2017. Vol. 16, № 5. P. 1093–1100. <http://omicron.ch.tuiasi.ro/EEMJ/>
11. Effect of Sewage Sludge Compost Usage on Corn and Faba Bean Growth, Carbon and Nitrogen Forms in Plants and Soil/ Elsalam H.E.A., El Sharnouby M.E., Mohamed A.E., Raafat B.M., El-Gamal E.H. // *Agronomy*, 2021. Vol. 11, 628. <https://doi.org/10.3390/agronomy11040628>
12. Delibacak S., Ongun A. R. Influence of treated sewage sludge applications on corn and succeeding wheat yield and on some properties of sandy clay soil. *Turkish Journal Of Field Crops*, 2016. 21, № 1. P. 1–9. DOI: 10.17557/tjfc.88475
13. Gilmour J.T., Skinner V. Predicting Plant Available Nitrogen in Land-Applied Biosolids. *Journal of Environmental Quality*. 1999. Vol. 28, № 4. P. 1122–1126. <https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800040010x>
14. Effects of un-treated sewage sludge on wheat yield, metal uptake by grain and accumulation in the soil/Khan, M.A., Kazi, T.G., Ansari, R. et al. // *Pak. J. Bot.*, 2007. Vol. 39, № 7. P. 2511–2517.
15. Ogunwande G., Ogunjimi L., Fafiyebi J. Effects of turning frequency on composting of chicken litter in turned windrow piles. *Int. Agrophys.*, 2008. Vol. 22, № 2. P. 159–165.
16. Potential use of a poultry manure digestate as a biofertiliser: Evaluation of soil properties and *Lactuca sativa* growth/ Mortola N., Romaniuk R., Cosentino V., Eiza M., Carfagno P., Rizzo P., Bres P., Riera N., Roba M., Butti M., Sainz D., Brutti L. // *Pedosphere*. 2019. Vol. 29, № 1. P. 60–69.
17. Digestate Management and Processing Practices: A Review/ Kovacic D., Loncaric Z., Jovic J., Samac D., Popovic B., Tisma M. // *Appl. Sci.* 2022. Vol. 12, 9216. <https://doi.org/10.3390/app12189216>
18. Simon T., Kunzova E., Friedlova M. The effect of digestate, cattle slurry and mineral fertilization on the winter wheat yield and soil quality parameters. *Plant Soil Environ.* 2015. Vol. 61, № 11. P. 522–527. doi: 10.17221/530/2015-PSE

- Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties/ Alburquerque J.A., de la Fuente C., Campoy M., Carrasco L., Nájera I., Baixauli C., Caravaca F., Roldán A., Cegarra J., Bernal M.P. // *Eur. J. Agron.* 2012. Vol. 43. P. 119–128.
19. Study of the Use of Chicken Manure Digestate as Organic Fertilizer in Comparison with Fresh Chicken Manure/ Soleymani M., Mirzaii A., Bahrami H., Masir M.N. // *Biomechanism and Bioenergy Research*. 2022. Vol. 1, № 1, 47–54.
20. Yield response of barley to the application of mineral fertilizers containing major nutrients on Cambisols and Vertisols in Ethiopia/ Shewangizaw B, Gurumu G, Agegnehu G, et al.// *Experimental Agriculture*, 2022. Vol. 58, E1. doi:10.1017/S0014479721000223

КОМБІНАЦІЙНА ЗДАТНІСТЬ СОРТІВ ПШЕНИЦІ М'ЯКОЇ ОЗИМОЇ РІЗНОГО ЕКОЛОГО-ГЕОГРАФІЧНОГО ПОХОДЖЕННЯ ЗА ПОСУХОСТІЙКІСТЮ

Юрченко Т.В., Пикало С.В., Харченко М.В.

Миронівський інститут пшениці імені В.М. Ремесла
Національної академії аграрних наук України
с. Центральне, 08853
pykserg@ukr.net

Пшениця м'яка озима є однією з основних продовольчих культур в Україні і світі. Очікується безперервне зростання попиту на пшеницю, який буде в основному задоволений за рахунок збільшення її врожайності. Існує багато чинників, що не дають можливості повністю реалізувати детермінований спадковий потенціал сортів пшениці. Серед природних чинників, що найбільш негативно впливають на всі фізіологічні процеси росту і розвитку рослин, є водний дефіцит, викликаний посухою. Створення нових сортів пшениці м'якої озимої з комплексним поєднанням ознак та їх високими значеннями на сьогодні є актуальним та має перспективу стабілізувати ринок екологічно-безпечного продовольчого зерна в Україні. У селекції пшениці м'якої озимої на посухостійкість важливе значення має добір компонентів схрещування, ефективність якого передбачається за допомогою генетичного аналізу оцінки вихідного матеріалу, зокрема визначенням комбінаційної здатності. У статті викладено результати щодо вивчення загальної та специфічної комбінаційної здатності сортів пшениці м'якої озимої різного еколого-географічного походження за посухостійкістю. Визначено високий рівень загальної комбінаційної здатності з посухостійкості сортів пшениці м'якої озимої: Благодарка одеська, Місія одеська та МІП Вишиванка. Це свідчить про те, що вищевказані сорти мають більшу кількість генів, які позитивно визначають рівень ознаки. За посухостійкістю у цих сортів переважають адитивні ефекти генів, які детермінуються спільною дією алелів локусу, що робить добір ефективним. Дещо нижчий ефект загальної комбінаційної здатності мали сорти МІП Ассоль, Трудівниця миронівська та МІП Валенсія. Варіанса специфічної комбінаційної здатності у всіх сортозразків виявилась низькою, що свідчить про потенційно високу посухостійкість всіх гібридів пшениці, отриманих при їх залученні в схрещування. Виділені генотипи можуть слугувати як вихідний селекційний матеріал при створенні нових конкурентоспроможних сортів пшениці м'якої озимої з цінними практичними властивостями. Одержані результати є певним внеском у вивчення як теоретичних, так і практичних аспектів посухостійкості пшениці та можуть застосовуватися як елементи селекційних програм. *Ключові слова:* пшениця м'яка озима, сорт, комбінаційна здатність, посуха, гібриди.

Combination ability of winter bread wheat varieties of different ecological and geographical origin according to drought resistance. Yurchenko T., Pykalo S., Kharchenko M.

Winter bread wheat varieties is one of the main food crops in Ukraine and the world. Continuous growth in demand for wheat is expected, which will be mainly satisfied by increasing yields. There are many factors that prevent the full realization of the deterministic hereditary potential of wheat varieties. Among the natural factors that most negatively affect all physiological processes of plant growth and development is water deficiency caused by drought. The creation of new varieties of winter bread wheat with a complex combination of traits and their high values is relevant today and has the prospect of stabilizing the market for environmentally safe food grains in Ukraine. In the selection of winter bread wheat for drought resistance, the selection of crossing components is important, the effectiveness of which is assumed using genetic analysis of the evaluation of the source material, in particular by determining the combining ability. The article presents the results of a study of the general and specific combining ability of winter bread wheat varieties of various ecological and geographical origins for drought resistance. A high level of general combining ability for drought resistance of winter bread wheat varieties has been determined: Blahodarka odeska, Misiia odeska and MIP Vyshyvanka. This indicates that the above varieties have a larger number of genes that positively determine the level of the trait. In terms of drought resistance in these varieties, the additive effects of genes predominate, which are determined by the general effect of the alleles of the locus, which makes selection effective. The varieties MIP Assol, Trudivnytsia Myronivska and MIP Valensia had a slightly lower effect of general combining ability. The variation in specific combining ability in all varieties turned out to be low, which indicates the potentially high drought resistance of all wheat hybrids obtained through their involvement in crossing. The selected genotypes can serve as initial breeding material for the creation of new competitive varieties of winter bread wheat with valuable practical properties. The results obtained are a definite contribution to the study of theoretical and practical aspects of drought resistance in wheat and can be used as elements of breeding programs. *Key words:* winter bread wheat, variety, combining ability, drought, hybrids

Постановка проблеми. Зернові – стратегічні сільськогосподарські культури, що становлять основу продовольчої безпеки країни. Зерновий підкомплекс є найважливішим складником агропромислового комплексу, котрий визначає рівень розвитку всього аграрного сектору економіки України [1]. Пшениця

та продукти її переробки становлять суттєву основу харчового раціону людства. Глобальні кліматичні зміни, що спостерігаються протягом останніх десятиліть, значною мірою впливають на валові збори зернових. Надійною основою збільшення виробництва зернових, зокрема пшениці, є створення і впро-

вадження в сільськогосподарському виробництві нових високопродуктивних, пластичних, стійких до несприятливих чинників довкілля сортів [2; 3]. Як відомо, сорт є одним із найбільш дешевих та доступних засобів підвищення врожайності будь-якої культури [4].

Створення і впровадження у виробництво нових сортів пшениці зумовлює нагальну потребу постійно розробляти нові й удосконалювати існуючі методи селекції, спрямовані на підвищення врожайного й адаптивного потенціалу [5]. Для планомірної і цілеспрямованої селекційної роботи необхідно оперувати генетичними властивостями вихідного матеріалу, зокрема комбінаційною здатністю [6]. Комбінаційна здатність – це спроможність лінії або сорту при поєднанні їх в гібридних комбінаціях давати потомство в F_1 , що відрізняється від умовно прийнятого за норму вираження тієї чи іншої ознаки або властивості. Тобто якщо гібрид виявиться кращим за певними показниками обох батьків, то це свідчить про їх високу комбінаційну здатність. Визначення комбінаційної здатності ліній і сортів є важливим етапом в селекції на гетерозис у багатьох сільськогосподарських рослин [6; 7].

Знання характеристики сортів за їх комбінаційною здатністю дозволяє успішно вести підбір пар при схрещуванні. Розрізняють загальну комбінаційну здатність (ЗКЗ) та специфічну (СКЗ) [8; 9]. ЗКЗ сорту вимірюється середньою величиною гетерозису, який спостерігається за всіма гібридними комбінаціями [10; 11]. Вона характеризує здатність сорту давати гетерозисні гібриди при схрещуванні з іншими генотипами [12]. СКЗ вимірюється відхиленням у тій чи іншій гібридній комбінації від середньої величини гетерозису і характеризує цінність задіяної для схрещування батьківської форми по відношенню до іншої [13]. Визначення комбінаційної здатності зразків та її мінливості під впливом різних умов, зокрема посухи, є одним з важливих етапів створення гетерозисних гібридів, що значно підвищує ефективність пошуку кращих гібридних комбінацій [14]. Питання дослідження комбінаційної здатності сортів пшениці за посухостійкістю є актуальним, оскільки його вирішення дає змогу прогнозувати селекційну цінність створених гібридних комбінацій, а також забезпечує цілеспрямоване використання їх батьківських форм у наступних роботах.

Метою роботи є визначення загальної та специфічної комбінаційної здатності сортів пшениці м'якої озимої різного еколого-географічного походження за посухостійкістю.

Виклад основного матеріалу. Дослідження проводили у 2020–2021 рр. у контрольованих умовах Миронівського інституту пшениці імені В. М. Ремесла. Визначали загальну та специфічну комбінаційну здатність сортів пшениці м'якої озимої різного еколого-географічного походження за посухостійкістю. Як стандарт використовували

сорт Подолянка. Відносну посухостійкість зразків пшениці шляхом пророщування насіння на розчині сахарози визначали за методикою ВІР [15]. Достовірність отриманих даних перевіряли за критерієм Фішера [16].

Для вивчення особливостей успадкування посухостійкості у 2020 р. за допомогою топкросних схрещувань було створено, а у 2021 році вивчено 33 гібридні комбінації другого покоління та їх батьківські компоненти. За материнську форму були використані сорти, які мали високий рівень посухостійкості за результатами попередніх досліджень. До них належать сорти – МП Дніпрянка, МП Вишиванка, Естафета миронівська, МП Валенсія, Грація миронівська, МП Ассоль, Балада миронівська, Трудівниця миронівська (МП НААН, Україна), Подолянка (ІФРГ НАН, МП НААН, Україна), Благодарка одеська, Місія одеська (СГІ-НЦНС НААН, Україна). У якості тестерів використовували сорти з різним ступенем вираженості вказаної ознаки – Турунчук (СГІ-НЦНС НААН, Україна), МП Княжна (МП НААН, Україна) – еталони високої посухостійкості, Поліська 90 (ІЗ НААН, Україна) – еталон слабкої посухостійкості.

Насіння отриманих гібридів F_2 пророщували на розчинах сахарози за осмотичного тиску 16 атм. В результаті аналізу п'ять гібридних комбінацій МП Валенсія / Турунчук, Благодарка одеська / Поліська 90, Трудівниця миронівська / МП Княжна, Благодарка одеська / МП Княжна, Місія одеська / Турунчук за критерієм Фішера достовірно перевищували сорт-стандарт Подолянка (табл. 1).

Відсоток пророслого насіння в інших представлених у таблиці комбінацій був на рівні стандарту, що представляє не меншу цінність для селекції пшениці на посухостійкість. Оцінку за комбінаційною здатністю вказаних сортів представлено у таблиці 2.

Достовірно високим ефектом ЗКЗ за посухостійкістю відзначились сорти Благодарка одеська, Місія одеська та МП Вишиванка. Це свідчить про те, що ці сорти мають більшу кількість генів, які позитивно визначають рівень ознаки і є перспективним вихідним матеріалом для подальшої селекції. За посухостійкістю у цих сортів переважають адитивні ефекти генів, які детермінуються спільною дією алелів локусу, що робить добір ефективним. Дещо нижчий ефект ЗКЗ мали сорти МП Ассоль, Трудівниця миронівська та МП Валенсія. Варіанса СКЗ у всіх сортозразків виявилась низькою. Це свідчить про те, що при використанні їх у схрещуваннях можна очікувати високої посухостійкості всіх гібридів, отриманих за їх участі. Сорти пшениці м'якої озимої з високим рівнем ЗКЗ за посухостійкістю можна рекомендувати для використання у селекції в якості донорів вказаної ознаки.

Головні висновки. Визначено високий рівень ЗКЗ з посухостійкості сортів пшениці м'якої озимої: Благодарка одеська, Місія одеська та МП Вишиванка.

Таблиця 1

Гібриди F₂, що виділились за кількістю пророслого насіння в розчинах сахарози за осмотичного тиску 16 атм

№ п/п	Гібридна комбінація	Кількість (% ± s _p) пророслого насіння	Ранг
1	Подолька – стандарт	75±4,4	
2	МПП Валенсія / Турунчук	93±2,7**	1
3	Благодарка одеська / Поліська 90	90±3,1**	2
4	Трудівниця миронівська / МПП Княжна	88±3,3**	3
5	Благодарка одеська / МПП Княжна	87±3,4**	4
6	Місія одеська / Турунчук	87±3,4**	5
7	МПП Вишиванка / МПП Княжна	81±4,0*	6
8	Подолька / Поліська 90	77±4,3*	7
9	МПП Ассоль / Поліська 90	77±4,2*	8
10	МПП Вишиванка / Турунчук	76±4,4*	9
11	Балада миронівська / МПП Княжна	76±4,3*	10
12	Місія одеська / МПП Княжна	75±4,4*	11
13	Естафет / Поліська 90	75±4,5*	12
14	Трудівниця миронівська / Поліська 90	74±4,5*	13
15	Подолька / МПП Княжна	73±4,6*	14
16	МПП Дніпрянка / Поліська 90	72±4,5*	15
17	МПП Ассоль / Турунчук	72±4,5*	16
18	МПП Вишиванка / Поліська 90	70±4,7*	17
19	МПП Валенсія / Поліська 90	70±4,8*	18
20	Грація миронівська / Поліська 90	68±4,7*	19
21	МПП Дніпрянка / МПП Княжна миронівська	67±4,8*	20
22	Благодарка одеська / Турунчук	67±4,8*	21
23	Місія одеська / Поліська 90	67±5,0*	22
24	Турунчук – еталон високої посухостійкості	85±3,7**	
25	МПП Княжна – еталон високої посухостійкості	76±4,3*	
26	Поліська 90 – еталон слабкої посухостійкості	55±5,1	

Примітка: *достовірно не відрізняється від стандарту; **достовірно вище стандарту

Таблиця 2

Оцінка ефектів ЗКЗ та варіанси СКЗ за посухостійкістю сортів пшениці м'якої озимої

Сорт	Ефект ЗКЗ(gi) з посухостійкості	Ранг ефектів ЗКЗ	Варіанса СКЗ
МПП Дніпрянка	-0,05	7	0,00
Подолька	-0,04	6	0,00
МПП Вишиванка	0,04	3	0,00
Естафета миронівська	-0,05	7	0,00
МПП Валенсія	0,01	5	0,01
Благодарка одеська	0,10	1	0,00
Місія одеська	0,05	2	0,01
Грація миронівська	-0,05	7	0,00
МПП Ассоль	0,02	4	0,00
Балада миронівська	-0,05	7	0,00
Трудівниця миронівська	0,02	4	0,00

NIP gi F₁(0,05) = 0,054

Дещо нижчий ефект ЗКЗ мали сорти МПП Ассоль, Трудівниця миронівська та МПП Валенсія. Варіанса СКЗ у всіх сортозразків виявилась низькою, що свідчить про потенційно високу посухостійкість всіх гібридів пшениці, отриманих при їх залученні в схрещування. Виділені генотипи можуть слугувати як

вихідний селекційний матеріал при створенні нових конкурентоспроможних сортів з цінними практичними властивостями. Одержані результати є певним внеском у вивчення як теоретичних, так і практичних аспектів посухостійкості пшениці та можуть застосовуватися як елементи селекційних програм.

Література

1. Гринчук Т. Підходи до аналізу сучасного стану зерновиробництва у сільськогосподарських підприємствах регіону та факторів, які впливають на його розвиток. *Науковий вісник Одеського національного економічного університету*. 2015. № 9. С. 48–60.
2. Домарацький Є. О., Базалій В. В., Ларченко О. В. Сучасний сортовий склад пшениці м'якої озимої та параметри його екологічної стійкості за різних умов вирощування (огляд літератури). *Таврійський науковий вісник. Сільськогосподарські науки*. 2018. № 104. Р. 9–15.
3. Цибулько В.С. Закономірності розвитку рослин та застосування їх в адаптивній селекції. Харків, 2002. 99 с.
4. Васильківський С.П., Гудзенко В.М., Кочмарський В.С., Кириленко В.В. Реалізація потенціалу сортів зернових культур – шлях вирішення продовольчої проблеми. *Фактори експериментальної еволюції організмів*. 2017. Т. 21. С. 47–51.
5. Бакуменко О.М., Осьмачко О.М., Власенко В.А., Бакуменко О.Н., Осьмачко Е.Н. Комбінаційна здатність сортів пшениці озимої Крижинка та Смуглянка. Суми, «Мрія». 2019. 194 с.
6. Четверик О.О., Звягін, А.Ф., Козаченко М.Р. Комбінаційна здатність сортів пшениці м'якої озимої. *Селекція і насінництво*. 2014. Вип. 105. С. 85–94.
7. Бакуменко О. М., Власенко В. А. Комбінаційна здатність за масою 1000 насінин сортів пшениці озимої з пшенично-житньою транслокацією 1AL/1RS. *Вісник Уманського національного університету садівництва*. 2016. № 1. С. 59–63.
8. Griffing В.А. Generalized treatment of use of diallel crosses in quantitative inheritance. *Heredity*. 1956. Vol. 10. P. 31–50.
9. Hayman В. The theory and analysis of diallel crosses. *Genetics*. 1954. Vol. 39. № 2. P. 789–809.
10. Мельник В.С., Рябчун В.К. Комбінаційна здатність зразків тритикале ярого в умовах Лісостепу України. *Селекція і насінництво*. 2011. Вип. 99. С. 115–122.
11. Desale С.С., Mehta D.R., Singh А.Р. Combining ability analysis in bread wheat. *Journal of Wheat Research*. 2014. Vol. 6. № 1. P. 25–28.
12. Kumar А., Harshwardhan Н., Kumar А., Prasad В. Combining ability and gene interaction study for yield, its attributing traits and quality in common wheat. *Journal of Applied and Natural Science*. 2015. Vol. 7. № 2. P. 927–934.
13. Gowda M., Longin С.Ф.Н., Lein V., Reif J.C. Relevance of specific versus general combining ability in winter wheat. *Crop Science*. 2012. Vol. 52. № 6. P. 2494–2500.
14. Semahegn Y., Shimelis H., Laing M., Mathew I. Combining ability of bread wheat genotypes for yield and yield-related traits under drought-stressed and non-stressed conditions. *South African Journal of Plant and Soil*. 2021. Vol. 38. № 2. P. 171–179.
15. Пикало С., Демидов О., Юрченко Т., Хоменко С., Гуменюк О., Харченко М., Прокопів Н. Методи оцінки посухостійкості селекційного матеріалу пшениці. *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 2020. Вип. 82. С. 63–79.
16. Гусак В.В., Господарьов Д.В., Луцак В.І. Статистика в біології: обробка даних малих вибірок. Івано-Франківськ, 2015. 125 с.

УПРАВЛІННЯ ПРОЦЕСАМИ ВПЛИВУ НА КЛІМАТ ТЕХНОЛОГІЙ ПЕРЕТВОРЕННЯ ВІДХОДІВ НА ЕНЕРГІЮ НА ПРИКЛАДІ ТЕРМІЧНОЇ ДЕСТРУКЦІЇ

Маркіна Л.М.¹, Власенко О.В.¹, Тодчук Д.В.¹, Ковтунов О.В.², Онопчук І.М.³

¹Державна екологічна Академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Липківського, 35, корп. 2, 03035, м. Київ

²Дарницька районна в місті Києві державна адміністрація
вул. О. Кошиця, 11, 02068, м. Київ

³Бюджетна установа «Національний центр обліку викидів парникових газів»
вул. Митрополита Липківського, 35, 03035, м. Київ, Україна

Досліджено вплив накопичення твердих побутових відходів на клімат, а також різних технологій їх переробки, ключову роль в яких відіграють технології перетворення відходів у енергію (WtE). Серед них спалювання – найпоширеніший метод обробки. Технологія спалювання широко використовується на більшості сміттєспалювальних заводів. Такі технології дозволяють зменшити початкову масу твердих побутових відходів і виробляти теплову та електричну енергію у промислових масштабах. Спалювання сміття вважається ефективним способом поводження з відходами й отримання альтернативного палива. Подаються дані щодо внеску найважливіших секторів у загальні викиди, а також окремих категорій відходів у загальні викиди різних забруднюючих речовин від спалювання. У праці детально розглядається процес спалювання твердих побутових відходів. Також подається інформація про досвід країн, які активно використовують таку технологію, серед яких зокрема – Китай, США, Японія, Італія, Великобританія, Канада, Австралія та Індія. Досліджується управління впливом на кліматичну нейтральність процесу перетворення відходів на енергію на прикладі спалювання на різних етапах. Зазначена важливість котлової системи для максимізації відновлення енергії та генерації електроенергії в процесі WtE. Дослідження засвідчують, що вагомий аспект поводження з ТПВ – це його вплив на навколишнє середовище, який є ключовим фактором під час вибору конкретного методу управління відходами. Установки з переробки відходів у енергію головним чином впливають на навколишнє середовище через забруднення повітря та утворення твердих відходів, тоді як забруднення води, зазвичай, має менші значення. Наголошено на важливості поєднання інноваційних технологій з екологічною відповідальністю, а також основними завданнями сучасного суспільства є розвиток альтернативних методів переробки відходів та пошук нових способів використання відновлюваних джерел енергії. Відповідно впровадження технологій WtE та розвиток ефективних методів переробки відходів – це важливі кроки на шляху забезпечення сталого розвитку та збереження довкілля, що вимагає об'єднання наукових досліджень із практичними заходами для зменшення негативного впливу та кліматичну нейтральність. *Ключові слова:* викиди парникових газів, кліматична нейтральність, процеси управління, перетворення відходів у енергію, термічна деструкція, спалювання, відходи.

Management of climate impact processes of waste-to-energy technologies using the example of thermal destruction. Markina L., Vlasenko O., Todchuk D., Kovtunov O., Onopchuk I.

The article examines the impact of municipal solid waste accumulation on the climate, as well as various technologies for its treatment, with waste-to-energy (WtE) technologies playing a key role. Among them, incineration is the most common treatment method. Incineration technology is widely used in most waste incineration plants. These technologies reduce the initial mass of municipal solid waste and produce heat and electricity on an industrial scale. Incineration is considered an effective way to manage waste and produce alternative fuels. The paper presents data on the contribution of the most important sectors to total emissions and the contribution of incineration of a number of waste categories to total emissions of various pollutants from waste incineration. The article discusses in detail the process of incineration of municipal solid waste. It also describes the experience of countries that are actively using this technology, including China, the USA, Japan, Italy, the UK, Canada, Australia and India. The article examines the management of the impact on climate neutrality of the waste-to-energy process on the example of incineration at different stages.

The importance of the boiler system to maximise energy recovery and electricity generation in the WtE process is noted. Studies show that an important aspect of MSW management is its environmental impact, which is a key factor in choosing a specific waste management method. Waste-to-energy facilities mainly impact the environment through air pollution and solid waste generation, while water pollution is generally of lesser importance. The importance of combining innovative technologies with environmental responsibility is noted, and the main tasks of modern society are the development of alternative methods of waste processing and the search for new ways to use renewable energy sources. Accordingly, the introduction of WtE technologies and the development of efficient waste treatment methods are important steps to ensure sustainable development and environmental protection, and this requires combining scientific research with practical measures to reduce the negative impact and climate neutrality. *Key words:* greenhouse gas emissions, climate neutrality, management processes, waste-to-energy conversion, thermal destruction, incineration, waste.

Вступ. Тверді побутові відходи (ТПВ) є побічним продуктом зростання населення, швидкої урбанізації та економічного розвитку. Якщо їх не утилізувати належним чином, вони можуть залишатися в навколишньому середовищі як небезпечні. У 1950-х роках відкриті звалища були найпоширенішим методом утилізації ТПВ. Метан – основний побічний продуктом, що утворюється на відкритих звалищах ТПВ. Ця унікальна вуглецевмісна сполука має потенціал глобального потепління, що у 28 разів перевищує потенціал CO_2 [12]. Його короткостроковий вплив на клімат досить значний і може тривати майже століття, створюючи загрозу для виживання як людей, так і інших організмів. Швидке зростання викидів ТПВ стимулює стрімкий розвиток технологій їхньої переробки [8]. Тому перед людством стоїть завдання ефективно видаляти ТПВ найбільш економічно та екологічно чистими способами.

Протягом останніх років світ стикається з серйозною проблемою зміни клімату. Щоб зменшити негативний вплив викидів парникових газів (ПГ), міжнародне співтовариство впроваджує різноманітні заходи для боротьби зі зміною клімату, такі як Паризька угода, досягнення вуглецевої нейтральності та концепція чистого нуля [3]. Однак, реакції на зміну клімату є складними та різноманітними, і існує розрив між теорією та практикою [21, 22, 23]. Вуглецева нейтральність передбачає компенсацію викидів парникових газів шляхом їх поглинання. Концепція чистого нуля полягає в зведенні викидів ПГ до мінімуму. Обидві стратегії спрямовані на скорочення викидів ПГ, але відрізняються підходами до реалізації.

У цьому контексті технологія перетворення відходів у енергію (WtE) стала важливою темою досліджень щодо переробки ТПВ. Технологія WtE дозволяє виробляти електроенергію та тепло з перероблених відходів і є однією з найбільш передових технологій для управління ТПВ у всьому світі, не лише відновлюючи парникові гази, але й використовуючи їх для задоволення енергетичних потреб [11]. Багато країн визнали ТПВ як стійке, стабільне та відновлюване джерело енергії.

Поточні дослідження технології WtE, зазвичай, розглядаються з однієї точки зору, одні присвячуються обліку викидів вуглецю або оцінці життєвого циклу (LCA) існуючих технологій WtE [7], інші – використовують інноваційні технології WtE, наприклад, переробку сільськогосподарських або харчових відходів для отримання цінних альтернативних джерел енергії та зменшення викидів вуглецю [6]. Також існують дослідження, що узагальнюють технології WtE та аналізують їхні переваги й недоліки [1]. Однак лише незначна кількість дослідників систематично аналізує технології WtE з глобальної точки зору.

Виклад основного матеріалу. Основними способами одержання енергії з відходів є термо-хіміч-

ний (спалювання, газифікація, піроліз) і біохімічний (аеробне зброджування). Останній доцільно застосовувати до матеріалів із високим вологовмістом, це можуть бути харчові та рослинні відходи.

Із твердих матеріалів, які на 70–80% складаються із компонентів, що горять, зокрема, таких як папір, деревина, пластик тощо, – можливе виробництво енергії термохімічним способом. Завдяки наявності вказаних компонентів тверде побутове паливо розглядається як низькосортне тверде паливо з утворенням теплоти при згоранні 5–6 МДж/кг.

Спалювання є найпоширенішим методом обробки побутових відходів. Технологія спалювання з використанням рухомих колосникових решіток широко застосовується на більшості сміттєспалювальних заводів. Також існує метод спалювання відходів у печах з псевдозрідженим (киплячим) шаром, який досить популярний в Японії. У Європі є лише два таких заводи – в Іспанії та Німеччині.

Інноваційні технології спалювання дозволяють зменшити початкову масу твердих побутових відходів у 3–4 рази і виробляти теплову та електричну енергію у промислових масштабах. Тому в країнах із дефіцитом власних паливних ресурсів спалювання сміття є ефективним способом поводження з відходами і отримання альтернативного палива.

Відходи спалюються на спеціально побудованих сміттєспалювальних заводах, щоб зменшити їх обсяг і масу без використання додаткового палива. Як наслідок, під час спалювання утворюється близько 25–30% від початкової маси відходів у вигляді шлаку і 3,5–4% золи, що також потребують безпечної утилізації через наявність небезпечних компонентів. Температура в печах сміттєспалювальних заводів коливається від 850 до 1450 °С. Для поліпшення процесу спалювання додається кисень.

Відходи, що підлягають спаленню, мають мати калорійність вище 7 МДж/кг. Проте калорійність несортованих побутових відходів часто є нижчою за 7 МДж/кг, зважаючи на високий вміст органічних відходів з великою вологістю та наявністю інертних фракцій [20]. Під час спалювання відходів утворюється теплова енергія, яку можна використовувати для виробництва електроенергії, обігріву будівель або постачання гарячої пари для промислових потреб.

З середини 1990-х років сектор спалювання небезпечних відходів відповідав суворим ПЗВ колишньої Директиви про спалювання відходів (Директива 2000/76/ЕС), яка пізніше була внесена до Директиви про промислові викиди (2010/75/EU) щодо промислових викидів та комплексне запобігання та контроль забруднення.

У 28 країнах ЄС зростає кількість і частка ТПВ (твердих побутових відходів) спалюється для виробництва енергії. Останні доступні дані Євростату засвідчують, що близько 70 мільйонів тонн ТПВ було спалено в 2017 році, що на 118% більше, ніж у 1995 році [14].

У дослідженні для Європейського Союзу щодо відповідального спалювання та обробки спеціальних відходів (EURITS) оцінено частку спалювання відходів у загальних викидах забруднюючих речовин для ЄС-27, Сполученого Королівства та Фландрії (Бельгія).

Таблиця 1 відображає два сектори, у яких найбільший внесок у загальні викиди NO_x, SO₂, твердих частинок, CO, важких металів, PCDD/Fs для ЄС-27, а також частка від спалювання відходів.

Підтверджено, що основними викидами забруднювачів є транспорт, електроенергія та тепло, промисловість і сільське господарство. Частка загального спалювання відходів у викидах забруднюючих речовин є дуже низькою (<1%) для NO_x, SO₂ і твердих частинок, низькою (2%) для CO та помірною (13% і 26%) для важких металів і PCDD/Fs відповідно.

У таблиці 2 детально змальовані різні типи спалювання відходів, та їх внесок у загальні викиди від спалювання відходів для розглянутих забруднюючих речовин для ЄС-27. Розглядаються такі підкатегорії спалювання відходів:

- Небезпечні промислові відходи;
- Інші промислові відходи: промислові відходи, крім небезпечних; відходи + клінічні відходи;
- ТПВ;

• Інше: дрібномасштабне спалювання побутових і приватних відходів і кремація (без найсучасніших систем очищення димових газів).

З таблиці 2 видно, що спалювання ТПВ, яке досить добре контролюється та регулюється (сучасні заводи WtE), є незначним джерелом у категорії спалювання відходів. Внесок у забруднення повітря підкатегорій окремих промислових та інших відходів (немасштабне спалювання відходів + кремація без найсучасніших систем очищення димових газів) є значно вищим. Отже, найбільше викидів створюється від неконтрольованого спалювання (спалювання на задньому дворі, невелике спалювання відходів виробництва на місці).

Щоб забезпечити своєчасне досягнення цілей вуглецевої нейтральності та підтримати розвиток відновлюваної енергії, більшість розвинених країн на сьогодні значну увагу приділяють технологіям WtE та їх оптимізації. У 2019 році Сполучені Штати виробили 7143 ГВт-год електроенергії за допомогою технології WtE для обробки ТПВ [14]. Окрім того, кілька міст у США запровадили ініціативи з нульового відходу, перенаправляючи всі відходи зі звалищ та сміттєспалювальних заводів на повторне використання і переробку. У 2015 році німецькі заводи з переробки відходів виробили 225 ПДж тепла та

Таблиця 1

Внесок найважливіших секторів у загальні викиди NO₂, SO₂, PM, CO, важких металів та PCDD/F для ЄС-27

Забруднююча речовина	Джерело викидів	% викидів
PCDD/NO ₂	Транспорт	58%
PCDD/NO ₂	Енергія та тепло	47%
SO ₂	Промисловість	36%
SO ₂	Житлово-комунальне спалювання	35%
Тверді частинки (PM)	Сільське господарство	24%
PM	Спалювання відходів	13%
CO	Житлово-комунальне спалювання	39%
CO	Спалювання відходів	36%
Важкі метали (HM)	Спалювання відходів	26%
HM	Промисловість	24%
PCDD/Fs	Спалювання відходів	26%
PCDD/Fs	Транспорт	37%

Таблиця 2

Внесок окремих категорій відходів у загальні викиди різних забруднюючих речовин від спалювання

	NO ₂ %	SO ₂ %	PM %	CO %	HM %	PCDD/Fs, %
Небезпечні промислові відходи	4.9	2.1	0.06	0.02	0.6	0.12
Інші промислові відходи	15.7	52.2	34.8	5.8	81.5	24.2
Муніципальні тверді відходи	5.6	4.9	0.06	0.14	6.4	0.1
Інші відходи	73.8	40.7	65.1	94.0	11.5	75.6

90 ПДж електроенергії, що становить приблизно 3,7% від загального споживання енергії в країні. Німеччина постійно вдосконалює технології та обладнання, застосовуючи передові методи очищення відпрацьованих газів для зменшення шкідливих викидів, таких як SO_2 , NO_x та інші гази, спрямовані на скорочення викидів вуглецю [5].

Уряд Китаю нещодавно оголосив про свої цілі досягти піку викидів вуглецю до 2030 року та досягти вуглецевої нейтральності до 2060 року [10]. Влада посилює свої зусилля в боротьбі зі зміною клімату, що призвело до уповільнення зростання викидів вуглецю; у Китаї – 510 заводів WtE. За останні тридцять років близько 79% японських ТПВ було спалено на сміттєспалювальних заводах, де їх використовували для виробництва електроенергії, що дозволило скоротити ТПВ на 49×10^4 т CO_2 -еквіваленту у 2013 році завдяки технології WtE. Дослідження підтвердили твердження, що у місті Кавасакі, Японія, заміна вугілля на ТПВ для виробництва електроенергії призвела до значного скорочення викидів приблизно на 23×10^4 т CO_2 -еквіваленту.

У 2012 році був введений в експлуатацію завод, вартістю 8,2 мільярда доларів США, побудований в Абу-Дабі. Оскільки вже є освоєні та перевірені технології спалювання, Абу-Дабі і Шарджа обрали новий напрямок для обробки відходів шляхом поєднання газифікації і піролізу.

У 2013 році в Неаполі (Італія), був побудований сміттєспалювальний завод, здатний переробляти 650 000 тонн / рік. У Швеції і Данії, зважаючи на холодний клімат, є низка ТЕЦ, зокрема, Aros, Vartan, Herning і т. д., які виробляють понад 100 кВт-год енергії. Німеччина і Швеція, які є передовиками технології WtE, також відомі тим, що імпортують дефіцитні відходи з сусідніх країн.

Установка з газифікації Energos (входить в ENER-G) в Манчестері (Великобританія) забезпечує економічну заміну технології спалювання значної кількості WtE. Він має виробничу потужність з пропускною спроможністю до 78 000 тонн / рік.

У Канаді найстаріші установки утилізації використовують технологію спалювання, вони були вдосконалені для використання плазмової газифікації від Plasma Energy Group і Nevitus Plasma Inc. Нещодавно зведені об'єкти, зокрема, Nexterra Systems Corp. і Enerkem, використовують конверсію газифікації.

В Австралії установка плазмової газифікації Phoenix Energy Australia Pty Ltd. знаходиться в початковій стадії введення в експлуатацію в Квінлане (Австралія).

В Індії з 14 введених в експлуатацію установок тільки 4 (Jindal Ecopoils Management Company PVT Ltd, Organic Waste Recycling Systems Pvt, Rochem and Shalivahana (MSW) Green Energy Ltd) працюють в різних штатах (в яких використовується технологія RDF або суха AD). Проте, технологія сухої AD зда-

ється більш ефективною, і ще 4 були введені в експлуатацію нещодавно з використанням сухої AD.

Розглянемо як відбувається управління впливом на навколишнє середовище процесу перетворення відходів на енергію на прикладі спалювання на різних етапах.

Процес починається з прийому та обробки твердих побутових відходів. Сучасні установки WtE оснащені автоматизованими системами прийому відходів, які забезпечують ефективне та контрольоване надходження матеріалів. Це гарантує, що в камеру згоряння потрапляють тільки придатні для переробки відходи, що оптимізує процес відновлення енергії.

Камера згоряння та решітки. Центральним і найважливішим елементом заводу WtE є камера згоряння, де відбувається спалювання відходів. Важливими компонентами камери є рухомі решітки або псевдозріжені шари. Вони забезпечують стабільну платформу для спалювання відходів та сприяють їх переміщенню в процесі горіння. Решітки розроблені для підвищення ефективності згоряння та запобігання утворенню шкідливих побічних продуктів.

Важливий аспект поводження з ТПВ – це його вплив на навколишнє середовище, який є ключовим фактором під час вибору конкретного методу управління відходами. Установки з утилізації відходів в енергію (WTE) головним чином впливають на навколишнє середовище забрудненням повітря та утворенням твердих відходів, а забруднення води, як правило, має менше значення.

Приблизно до 1975 року очищення димових газів на сміттєспалювальних установках було зосереджене здебільшого на ретельному видаленні пилу; було докладено мало зусиль для видалення токсичних газів. Поступово визнавався негативний вплив забруднення повітря, викликаний сміттєспалювальними печами. Наприкінці 1970-х років стало зрозуміло, що поліхлоровані дібензодіоксини та дібензофурані (PCDD/Fs), відомі як діоксини, викидалися зі застарілих сміттєспалювальних установок. Оскільки такі стійкі хлорорганічні сполуки становлять серйозний ризик для здоров'я людини, вони викликали значне занепокоєння серед екологів і, згодом, серед широкої громадськості.

Ці занепокоєння призвели до впровадження все більш суворих норм щодо викидів та їхнього контролю. Відтак сміттєспалювальні установки були оснащені високоєфективним сучасним обладнанням для очищення димових газів. На сьогодні цілком можливо побудувати та експлуатувати сучасний завод з утилізації відходів в енергію (WTE), що відповідає суворим екологічним вимогам.

Наступний етап стосується котлу і виробництва пари: Тепло, що утворюється під час спалювання відходів, використовується в котлі. Він перетворює теплову енергію згоряння на пару високого тиску,

яка приводить в дію турбіни, з'єднані з генераторами для виробництва електроенергії. Ефективність котлової системи є ключовою для максимізації відновлення енергії та генерації електрики в процесі WtE.

Системи очищення димових газів: Під час спалювання відходів утворюються димові гази, які містять забруднювачі та тверді частки. Основні забруднюючі речовини, що викидаються установкою WTE, це: HCl, SO₂, SO₃, NO та NO₂ (які є результатом окислення хлору, сірки та азоту у відходах), а також CO та органічні сполуки (загальний вміст органічного вуглецю), окрім того ПХДД/Ф, смола та сажа (як наслідок неповного згоряння).

Крім того, токсичні метали (ртуть, сурма, кадмій, хром, кобальт, миш'як, свинець, нікель, ванадій, мідь, марганець, селен) можуть міститися в димових газах у твердих частинках (зола-винесення) або в газовій фазі. Викиди залежать від складу відходів, конструкції та умов роботи камери згоряння та очищення димових газів. Щоб мінімізувати викиди, необхідні відповідні умови горіння та ретельне очищення димових газів.

У найсучасніших камерах згоряння/установках WTE концентрації (виражені в мг/Нм³) відповідних забруднюючих речовин у димовому газі значно нижчі за ліміти викидів, як відображено в таблиці 3 для камер згоряння печі з колосниковою решіткою Indaver, з трьома лініями колосникових печей у Доелі, Бельгія (одна лінія колосникових печей показана на рисунку 1).

Для кожного забруднювача в таблиці наведено концентрацію викидів (2014), ПЗВ (Директива 2000/76/ЄС) і викиди у відсотках від ПЗВ. Усі розглянуті викиди близькі до або (суттєво) нижче 20% ПЗВ, за винятком NO_x, який становить близько 70% ПЗВ. Такі значення є типовими для найсучасніших установок WTE, з викидами NO_x, як правило, набагато нижчими, ніж відображені в таблиці.

Діоксини – це загальна назва поліхлорованих дибензо-п-діоксинів та дибензофуранів (ПХДД/Ф), що характеризуються високою хімічною та метаболічною стійкістю, які вміщують загалом 210 сполук (конгенерів), 75 з яких – ПХДД і 135 – ПХДФ. Такі сполуки ніколи не вироблялися навмисно як товарні

Таблиця 3

Викиди колосникової печі Indaver, Doel, Бельгія за 2018 рік (Indaver, 2019a) та граничні значення викидів (Директива 2000/76/ЄС)

Забруднювач	Викиди (мг/нм ³)	Граничне значення мг/нм ³)	Викиди у% від граничного значення
Пил	1.0	10	10.0
CO	9.2	50	18
TOC	0.4	10	4.0
HCl	0.5	10	5.0
SO ₂	1.1	50	2.2
NO _x	142	200	71
Cd, Tl	<0.0085	0.05	<17
Hg	0.0005	0.05	1.0
Метали	0.08	0.5	16
Діоксини (TEQ/нм ³)	0.0075	0.1	7.5

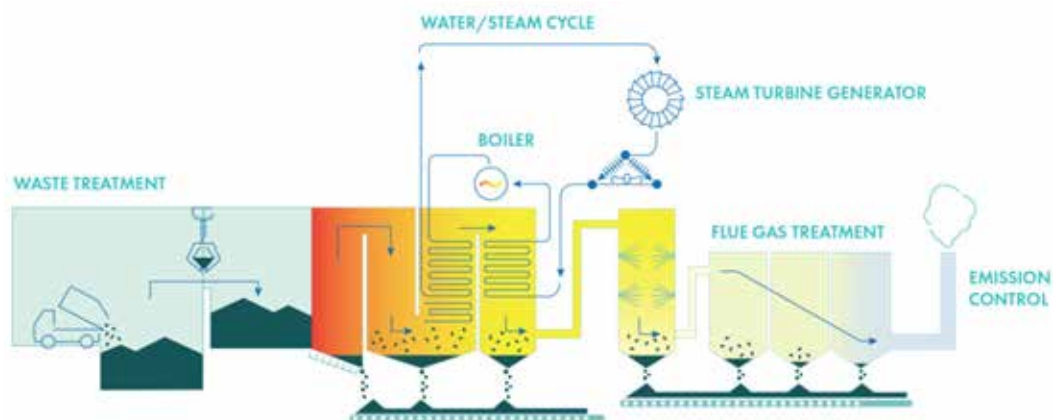


Рис. 1. Сучасна установка WtE

продукти, а утворюються під час промислових процесів та спалювання.

Важливі фізичні та хімічні властивості ПХДД/Ф :

1. Вони досить стійкі до (фото)хімічного та біологічного руйнування, тому є стійкими в навколишньому середовищі та належать до групи стійких органічних забруднювачів (СОЗ).

2. Розчинність у воді низька і зменшується зі ступенем хлорування, який коливається від 1 до 8.

3. Накопичуються в жировій тканині тварин, тому більш підвищені концентрації зустрічаються у видів, які знаходяться вище в харчовому ланцюгу (біомагніфікація).

4. Летючість низька і зменшується зі ступенем хлорування.

5. У навколишньому середовищі вони зустрічаються в повітрі, головним чином зв'язані з частинками (золи), а не в газовій фазі; у ґрунтових і поверхневих водах в основному зв'язані зваженими частинками, мулом і ґрунтом.

Зазвичай вважається, що ПХДД/Ф у вхідних відходах руйнуються під час згоряння, а нові ПХДД/Ф утворюються під час процесу охолодження димових газів. За останні 20 років багато досліджень було присвячено розкриттю механізмів утворення ПХДД/ПХДД/Ф на стадіях після згоряння в камерах спалювання відходів. Більшість досліджень здійснювалося в лабораторних установках. Було запропоновано три механізми їх утворення:

1) гомогенна (газ-газова фаза) конденсація молекул-попередників;

2) гетерогенна (газ-тверда фаза) конденсація молекул-попередників;

3) пряме утворення з вуглецю в частинках золи, що називається синтезом *de novo*.

Існує кілька методів запобігання або зменшення викидів ПХДД/Ф, зокрема:

- Утворенню можна запобігти шляхом видалення всіх відходів, що містять хлор, наприклад, полівінілхлорид, перед спалюванням. Однак, загалом, це не дуже ефективно, оскільки у відходах міститься багато джерел хлору.

- Час перебування за температури щонайменше 850°C має становити щонайменше 2 секунди, щоб забезпечити руйнування органічних сполук, включаючи PCDD/F, з відходів. Згодом димові гази слід швидко охолодити від 850°C до 200°C, щоб уникнути повторного утворення ПХДД/Ф.

- Під час очищення димових газів можна збирати ПХДД/Ф.

- На фільтрі при $T < 140$ °C.

- Шляхом введення активованого вугілля в димові гази для адсорбції ПХДД/Ф.

Не менш важливими є системи контролю впливу на повітря. Для підвищення екологічних характеристик заводи WtE використовують системи контролю впливу на повітря. Ці системи орієнтовані на конкретні забруднювачі – оксиди азоту (NOx) і діоксид

сірки (SO₂). Технології, зокрема селективне каталітичне відновлення (SCR) і мокрі скрубери, відіграють важливу роль у зменшенні впливу таких забруднювачів на якість повітря.

Утворення NOx під час спалюванні відходів відбувається через сполуки азоту, присутні у відходах. Стандарти викидів коливаються від 35 до 125 мг/Нм³ в Японії та 200 мг/Нм³ у більшості країн ЄС. З викидів, наведених у таблиці 3, видно, що NOx має найвищий відсоток ПЗВ серед усіх регульованих викидів у WTE.

Як зазначалось вище, NOx можна і потрібно видаляти з димових газів шляхом селективного каталітичного відновлення (SCR) або селективного некаталітичного відновлення (SNCR), щоб відповідати фактичному ПЗВ 200 мг/Нм. На початку 1990-х років для достатньої ефективності руйнування NOx була потрібна температура 300–400 °C, але лише через кілька років низькотемпературні каталізатори досягли 90% ефективності видалення тільки за 160 °C.

Нижчі температури зменшують втрати енергії під час повторного нагрівання димових газів; однак варто подбати про те, щоб солі аміаку не конденсувалися на каталізаторі та не засмічували чи отруювали його. Заміна SNCR на SCR зазвичай знижує значення NOx зі 110 мг/Нм³ до 44 мг/Нм³. Поліпшення SNCR із меншим ковзанням NH₃ також можна досягти шляхом ретельної оптимізації SNCR.

Ван Канегем та інші дослідники порівнюють SCR і SNCR з точки зору інтегрованого запобігання та контролю забруднення, оцінюючи загальний вплив на навколишнє середовище в різних категоріях впливу [11]. Вихідними положеннями дослідження були:

- Ефективність зменшення викидів NOx за допомогою SCR, до 90% у хвостовій конфігурації, перевищує ефективність SNCR, зазвичай, становить 50% [12].

- Виробництво, будівництво та експлуатація установок SCR також спричиняє непрямі (тобто не в процесі згоряння, а на інших етапах життєвого циклу) викиди забруднюючих речовин та споживання ресурсів.

Висновок полягав у тому, що заміна SNCR на SCR у хвостовій частині зменшує прямий вплив камери згоряння на навколишнє середовище, тобто вплив на навколишнє середовище NOx, що викидається в трубу в категоріях впливу підкислення, евтрофікації та утворення фотоокислювачів, як очікується від нижчі викиди NOx у випадку SCR. Однак SCR передбачає більші непрямі впливи (тобто пов'язані з виробництвом та роботою каталітичної установки), ніж SNCR у всіх категоріях впливу, головним чином, як необхідність повторного нагріву газу, що випалює.

Окрім виробництва електроенергії, установок WtE часто мають системи рекуперації тепла для

максимального використання енергії. Такі системи відловлюють надлишкове тепло від процесу згоряння та використовують його для централізованого опалення, забезпечуючи додаткові енергетичні вигоди для місцевих громад. Системи комбінованого виробництва тепла та електроенергії, або когенераційні системи, демонструють синергію між спалюванням відходів та сталим централізованим теплопостачанням.

Після згоряння залишаються зола та негорючі матеріали, які проходять подальшу обробку. Сучасні системи обробки відходів відсортовують чорні та кольорові метали та мінерали для вторинної переробки, забезпечуючи відновлення цінних матеріалів із потоку відходів. Окрім того, нові технології очищення залишків димових газів можуть стати джерелом циркулярної сировини. Зола, що залишається, часто переробляється для безпечної утилізації або корисного використання, замикаючи цикл утилізації відходів.

Висновки. Технології використання енергії з відходів (WtE) відіграють важливу роль у досягненні цілей вуглецевої нейтральності та розвитку відновлюваної енергії. Вони дозволяють ефективно використовувати відходи для виробництва електро-

енергії та тепла, сприяючи зменшенню викидів парникових газів.

Сучасні сміттєспалювальні установки оснащені високоєфективним обладнанням для очищення димових газів, що дозволяє знизити негативний вплив на навколишнє середовище. Важливою є ефективність котлової системи для максимізації відновлення енергії та генерації електроенергії в процесі WtE.

Дослідження засвідчують, що спалювання відходів може бути ефективним методом переробки відходів і отримання альтернативного палива. Проте необхідно враховувати комплексність управління викидами та утилізації шлаку та золи для забезпечення безпечної обробки відходів.

Для забезпечення сталого розвитку та збереження навколишнього середовища важливо поєднувати технологічні інновації з екологічною відповідальністю. Розвиток альтернативних методів утилізації відходів та пошук нових шляхів використання відновлюваних джерел енергії є ключовими завданнями для сучасного суспільства.

Отже, впровадження технологій WtE та розвиток ефективних методів утилізації відходів є важливими напрямками на шляху забезпечення сталого розвитку та збереження чистого довкілля України.

Література

1. Dastjerdi, B. et al. A systematic review on life cycle assessment of different waste-to-energy valorization technologies. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 290, Article 125932.
2. Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council of 24 November 2010 on industrial emissions (integrated pollution prevention and control). URL: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2010/75/oj> (дата звернення: 01.06.2024).
3. Drooge, S. The Paris Agreement 2015: turning point for the international climate regime. 2016.
4. How our trash contributes to climate change Clean Air Task Force. 2022. URL: <https://www.catf.us/2022/09/how-our-trash-contributes-to-climate-change/> (дата звернення: 01.06.2024).
5. IEA, Energy Statistics Data Browser. URL: <https://www.iea.org/data-and-statistics/data-tools/energy-statistics-data-browser>. IEA, Paris, 2022.
6. Istrate, I. R., et al. Review of life-cycle environmental consequences of waste-to-energy solutions on the municipal solid waste management system. *Resources, Conservation and Recycling*, 2020, 157, 14.
7. Jia, Z., & Lin, B. How to achieve the first step of the carbon-neutrality 2060 target in China: the coal substitution perspective. *Energy*, 2021, 233, Article 121179.
8. Makarichi, L., et al. The evolution of waste-to-energy incineration: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2018, 91, 812–821.
9. Malav, L. C., et al. A review on municipal solid waste as a renewable source for waste-to-energy project in India: current practices, challenges, and future opportunities. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 277.
10. Mühle S., et al. Comparison of carbon emissions associated with municipal solid waste management in Germany and the UK. *Resour. Conserv. Recycl.*, 2010, 54, pp. 793–801.
11. Mukherjee, C., et al. A review on municipal solid waste-to-energy trends in the USA. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2020, 119, 17.
12. Pachauri R.K., et al., Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, 2015
13. Potential benefits and drawbacks of waste-to-energy conversion: a reflection on the environmental impact, economic viability, and social implications ResearchGate. 2023. URL: https://www.researchgate.net/publication/376812042_POTENTIAL_BENEFITS_AND_DRAWBACKS_OF_WASTE-TO-ENERGY_CONVERSION_A_REFLECTION_ON_THE_ENVIRONMENTAL_IMPACT_ECONOMIC_VIABILITY_AND_SOCIAL_IMPLICATIONS (дата звернення: 25.05.2024).
14. The impact of Waste-to-Energy incineration on Climate policy briefing. Zero Waste Europe. URL: https://zerowasteurope.eu/wp-content/uploads/edd/2019/09/ZWE_Policy-briefing_The-impact-of-Waste-to-Energy-incineration-on-Climate.pdf (дата звернення: 01.05.2024).
15. The potential contribution of waste management to a low carbon economy Zero Waste Europe. 2020. URL: <https://zerowasteurope.eu/library/the-potential-contribution-of-waste-management-to-a-low-carbon-economy/> (дата звернення: 01.05.2024).

16. Van Caneghem, J., De Greef, J., Block, C., Van de castele, C NOx reduction in waste incinerators by selective catalytic reduction (SCR) instead of selective non-catalytic reduction (SNCR) compared from a life cycle perspective: A case study. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 112, 4452–4460.
17. Van de castele, C., Wauters, G., Arickx, S., Jaspers, M., Van Gerven, T., Integrated municipal solid waste treatment using a grate furnace incinerator: The Indaver case. *Waste Management*, 2007, 27, 1366–1375.
18. Villani, K., De Greef, J., Goethals, J., Montauban, I., Van Langenhove, H., Exploring the performance limits of non-catalytic de-NOx in waste-to-energy plants. In *Proceedings Venice 2012, 4th International Symposium on Energy from Biomass and Waste*. 202, CISA Publisher, Italy.
19. Waste-to-energy technologies: Impact on environment (A. Tabasová, J. Kropáč, V. Kermes, A. Nemet, P. Stehlík, *Energy*. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0360544212000199> (дата звернення: 25.05.2024).
20. Маркіна Л.М., Власенко О.В., Ковтунов О.В. Визначення характеристик відходів для використання їх як сировини для отримання енергії. *Екологічні науки : науково-практичний журнал / Головний редактор Бондар О.І. К. : Видавничий дім «Гельветика», 2023. № 5(50). 214 с. С. 179–187. DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.5-50.26>*
21. Ritchie H., Roser M., Rosado P. CO₂ and Greenhouse Gas Emissions. 2020. URL: <https://ourworldindata.org/co2-and-greenhouse-gas-emissions> (дата звернення: 03.05.2024).
22. United Nations: Climate Action. URL: <https://www.un.org/en/climatechange/net-zero-coalition> (дата звернення: 03.05.2024).
23. ClimateActionTracker, CountryAssessments. December 2021. URL: <https://climateactiontracker.org/countries/ukraine/2021-12-13/> (дата звернення: 01.05.2024).

ОСОБЛИВОСТІ ПРОЦЕСІВ ТЕРМОЛІЗУ ВУГІЛЬНОЇ ЗОЛИ ВИНОСУ ТА ОСАДУ СТІЧНИХ ВОД ОКРЕМО ТА В СУМІШІ З БІОМАСОЮ ЕНЕРГОКУЛЬТУР

Харитонов М.М.¹, Рула І.В.¹, Мартинова Н.В.², Золотовська О.В.¹, Березняк О.О.³

¹Дніпровський державний аграрно-економічний університет
вул. Сергія Єфремова, 25, 49600, м. Дніпро

²Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара
пр. Гагаріна, 72, 49010, м. Дніпро

³Національний технічний університет «Дніпровська політехніка»
пр. Дмитра Яворницького, 19, 49005, м. Дніпро
kharytonov.m.m@dsau.dp.ua

Відомо, що золошлакові відходи (ЗШВ) переважно використовуються як будівельний матеріал. Перевищення частки незгорілого вуглецю в золі виносу зазначається на властивості бетону. Між тим, цінні рідкоземельні та розсіяні складові зольних виносів кількісно значно перевищують їх вміст у вугіллі. Отже спалювання органічної частки золи виносу антрацитового вугілля є заходом для забезпечення подальшої екстракції критичних елементів з ЗШВ. У статті викладено результати досліджень процесів термолізу вугільної золи виносу та осаду стічних вод окремо та в суміші з біомасою енергокультур. Обґрунтована необхідність газифікації або спалювання осадів стічних вод та вугільної золи виносу як заходу концентрації фосфору та рідкоземельних елементів для їх подальшого вилучення і використання в різних галузях народного господарства.

В лабораторних умовах проведені модельні дослідження процесів проходження термолізу золи виносу антрацитового вугілля та осаду стічних вод у різному співвідношенні з біомасою проса прутоподібного та багаси цукрового сорго. У роботі вперше здійснений термогравіметричний аналіз процесів проходження термолізу золи виносу антрацитового вугілля та осаду стічних вод у суміші з різними частками біомаси проса прутоподібного та цукрового сорго. В результаті проведених досліджень виявлено, що відповідно до зменшення відсотка біомаси у складі композитної суміші, частка залишкової негорючої маси збільшувалася, і, в підсумку, склала 25,06 (біомаса 75% + зола 25%), 41,02% (біомаса 50% + зола 50%) та 54,6% (біомаса 25% + зола 75%). Газифікація композитної суміші осаду стічних вод з багасою сорго цукрового призвела до пришвидшення початку екзотермічних реакцій в інтервалі температур 350–370 °С, на відміну їх прояву в зразку біомаси в інтервалі 440–460 °С. *Ключові слова:* зола виносу, осад стічних вод, біомаса, термоліз.

The peculiarities of the thermolysis processes of coal fly ash and sewage sludge mixed with biomass of energy crops.
Kharytonov M., Rula I., Martynova N., Zolotovska O., Bereznayk O.

It is clear that fly ash and sewage sludge (SS) are important to be used as a waste material. The transfer of parts of unburned coal into the fly ash is reflected in the power of concrete. Meanwhile, valuable RARE and REA elements and fly ash components significantly outweigh them comparative to the coal. The combustion of the organic parts of the anthracite coal fly ash is the way to ensure further extraction of critical elements from the ash. The article presents the results of estimation of the processes of thermolysis of coal fly ash and sewage sludge in a mixture with the energetic crop biomass. Gasification or incineration of sewage sludge and coal fly ash as a means of concentration of phosphorus and rare earth elements for their further extraction and use in various sectors of the national economy is justified.

Model investigations of the thermolysis processes of anthracite coal fly ash and sewage sludge in a mixture in different proportions between the biomass of switchgrass and sweet sorghum bagasse conducted in laboratory conditions. Thermogravimetric analysis of the thermolysis processes of anthracite coal fly ash and sewage sludge with different fractions of switchgrass and sweet sorghum was carried out for the first time in the work. As a result of the research, it was found that according to the decrease in the percentage of biomass in the composition of the composite mixture, the share of residual non-combustible mass increased and, as a result, amounted to 25.06% (biomass 75% + ash 25%), 41.02% (biomass 50% + ash 50%) and 54.6% (biomass 25% + ash 75%). Gasification of the composite mixture of sewage sludge with sweet sorghum bagasse led to the acceleration of the onset of exothermic reactions in the temperature range of 350–370 °C, in contrast to their manifestation in the biomass sample in the range of 440–460°C. *Key words:* fly ash, sewage sludge, biomass, thermolysis.

Постановка проблеми. Спалювання вугілля на теплових електростанціях України призвело до утворення мільйонів тон золи виносу, яка зберігається в чисельних відвалах. Переважним чином золошлакові відходи (ЗШВ) знайшли своє використання як будівельний матеріал. Між тим, цінні рідкоземельні та розсіяні складові зольних виносів за кількістю значно перевищують їх вміст у вугіллі. Аналогічна ситуація склалася із утилізацією муніципальних осадів стіч-

них вод (ОСВ) біля станцій аерації. Встановлено, що в осадах стічних вод може міститися велика кількість фосфору [1]. Тому компоненти таких відходів як зола від спалювання ОСВ, наразі розглядаються як нові замітники природних ресурсів на основі антропогенних відходів, максимізуючи захист природних ресурсів і повертаючи елементи у виробничий цикл шляхом переробки, повторного використання, виконуючи головний постулат замкненої економіки [2].

Метою роботи є: дослідження процесів термолізу вугільної золи виносу та осаду стічних вод окремо та в суміші з біомасою енергокультур.

Актуальність дослідження. Україна, як і Китай, Польща, Греція та Туреччина, є однією з тих країн, де виробництво електроенергії у певній мірі базувалося в останні десятиріччя на антрацитовому і газовому вугіллі [3]. Як результат, обсяги золовідвалів в Україні сягають понад 300 млн тонн [4]. Основною проблемою цього глобального процесу є утворення великої кількості промислових відходів, таких як вугільна зола виносу (CFA), та пошук збалансованих рішень, пов'язаних з її переробкою або утилізацією [5]. Треба відмітити, що золи виносу антрацитового вугілля містять від 5 до 20% незгорілого вуглецю. Отже, виникає необхідність досліджень оптимальних умов газифікації або спалювання органічної частини золи з метою концентрації її мінеральної складової, що забезпечить зменшення витрат на екстракцію критичних рідкоземельних елементів.

Для переважної кількості існуючих очисних споруд в Україні утилізація осаду обмежується розміщенням на сушильних площадках без якої-небудь попередньої обробки, де осад зберігається протягом 2–7 років. Вміст фосфору у рідкій фазі в ОСВ може сягати 40–50% [6]. Оскільки світові запаси фосфору дуже обмежені, і за деякими даними [7] будуть вичерпані протягом 400 років, осади стічних вод (ОСВ) є в перспективі сприйнятливою сировинною базою для виробництва фосфорних добрив.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Реалізація підземного видобутку вугілля в Україні за останні десятиріччя шляхом функціонування простих техногенних ресурсних циклів (ТРЦ) призвела до накопичення відходів вуглезбагачення, утворення чисельних відвалів шахтної породи та золовідвалів. Подібна ситуація склалася і на станціях очистки стічних вод з кінцевим нагромадженням осаду стічних вод на майданчиках, які займають чисельну площу. Між тим, існують реальні передумови перетворення простих ТРЦ в складні, які пов'язані із контролем матеріальних потоків цінних поживних речовин та критичних елементів. У всьому світі триває гонка за критично важливу сировину, яка є важливою для функціонування широкого спектру промислових екосистем [8]. Ця сировина є джерелом рідкоземельних елементів (РЗЕ), які використовуються у виробництві технологічно передових компонентів, таких як батареї електромобілів, сучасні авіаційні двигуни, смартфони, комп'ютери або вітрові турбіни.

Ще одним критично важливим елементом є фосфор [9]. Відомо, що потреба у фосфорі на європейському континенті значно зростає. Країни Євросоюзу не мають власних родовищ фосфатів, видобуток яких був би рентабельним. Основні запаси фосфоритних копалин і глобальне виробництво сировини зосереджено в Китаї, США, Марокко та Західній Сахарі [10].

Отже, утилізація цінних компонентів з золовідвалів та карт осадів стічних вод на потреби народного господарства України відповідає принципам європейської політики циркуляційної економіки.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Не достатньо дослідженими є особливості процесів проходження термолізу золи виносу антрацитового вугілля та осаду стічних вод у суміші з біомасою енергетичних культур.

Новизна. У роботі вперше здійснений термогравіметричний аналіз процесів проходження термолізу золи виносу антрацитового вугілля та осаду стічних вод у суміші з різною кількістю біомаси прутоподібного проса та цукрового сорго. Описані особливості процесів термолізу вугільної золи виносу та осаду стічних вод окремо та в суміші з біомасою енергокультур.

Методологічне або загальнонаукове значення. Обґрунтована необхідність газифікації або спалювання осадів стічних вод та золошлакових відходів як заходу концентрації фосфору та рідкоземельних елементів для їх подальшого вилучення і використання в різних галузях народного господарства. В лабораторних умовах проведені дослідження процесів проходження термолізу золи виносу антрацитового вугілля, осаду стічних вод та їх сумішей з біомасою енергетичних культур (проса прутоподібного та цукрового сорго).

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Приблизно 80% мінеральної частини вугілля переходить у золу виносу, а до 20% переходить у шлак, який накопичується в шлакових бункерах під топкою котла [11]. Нині на дніпровських золовідвалах накопичилося близько 70 мільйонів тонн ЗШВ. Для вилучення рідкоземельних металів з вихідної сировини застосовують відомі гідрометалургійні методи з використанням сильних кислот та основ. Разом з тим, з посиленням заходів щодо охорони навколишнього середовища посилюються розробки та впровадження сучасних методів бактеріального вилуговування з відходів вуглезбагачення та золи виносу [12]. Застосування таких технологій, як газифікація та спалювання в котельних установках виявилися перспективними способами, які забезпечують концентрацію мінерального залишку золи виносу завдяки підвищенню вилучення вуглецевого концентрату. Встановлено, що ефективність згоряння вугілля з низьким класом може бути покращена за допомогою додавання біомаси, тоді як додавання біомаси не мало очевидного впливу на ефективність спалювання вугілля з високим класом [13]. Проведені дослідження показали, що змішування біомаси з вугіллям може призвести до значного скорочення викидів CO₂ [14], а також збільшення реакційної здатності горіння вугілля за рахунок зменшення початку температури займання та скорочення часу вигорання [15]. Разом з тим, є доволі пошире-

ним напрямком утилізації вугільної золи виносу як сировини в будівельній промисловості, оскільки зола може замінити частину цементу та сприяє покращенню певних властивостей бетону. У США зола виносу, яка використовується в бетоні, повинна відповідати фізичним і хімічним характеристикам відповідним стандартам [16]. Однією з таких вимог є обмеження втрат маси у 6% на запалювання, яке використовується як оцінка вмісту незгорілого вуглецю золи виносу оскільки більша частка горючого вуглецю має кілька негативних впливів на властивості бетону. Один із відомих методів зменшення незгорілої вуглецевої частки є повторне завантаження в котельну установку разом з вуглевмісною сировиною для спалювання.

Відомо, що геологічні невідновлювані в людському масштабі ресурси фосфору явно обмежені [17–18]. З іншого боку, низька ефективність циклу фосфору викликає надлишок фосфору в природі. Через втрати, пов'язані з видобутком, переробкою, виробництвом і використанням фосфорних добрив, відбувається суттєве забруднення навколишнього середовища, включаючи не тільки евтрофікацію, яка впливає на якість води та біорізноманіття [19], а й на втрату якості ландшафту, викиди парникових газів, та споживання прісної води [20]. Оскільки осад стічних вод містить не тільки фосфор, але й біогенні макро- і мікроелементи він може безпосередньо використовуватися в процесі біологічної рекультивациі порушених гірничими розробками земель [21]. Іншим цікавим варіантом, за якого досягаються високі показники відновлення фосфору в ОСВ, є термохімічна обробка з добавками на основі хлору, де рівень фіксації фосфору досягає 98,5% [22]. Потенційним джерелом фосфору є зола від спалювання осадів стічних вод [2]. Отже, стабільне постачання фосфор-

ної сировини та управління цим циклом є одним із головних викликів для економіки сьогодення.

Методи дослідження. Методика дослідження передбачала проведення модельних лабораторних досліджень процесів проходження термолізу золи виносу антрацитового вугілля та осаду стічних вод у суміші з листовою біомасою проса прутоподібного та багаси цукрового сорго. Зола виносу антрацитового вугілля була відібрана на золошлаковому відвалі Придніпровської ТЕС. Зразки необробленого осаду стічних вод були відібрані з відповідних ділянок зберігання осаду стічних вод в умовах Південної станції очищення стічних вод підприємства Дніпроводоканал. Вміст азоту в зразках осаду стічних вод був визначений за методом Кьельдалю, а фосфору оцто-молібдатним методом, концентрацію марганцю і цинку визначали методом атомно-абсорбційної спектроскопії.

Перед початком експерименту два види осаду стічних вод були проаналізовані: необроблений (ОСВ) та оброблений флокулянтот ДАМЕТ (ОСВ+Ф). Згідно з отриманими даними оброблений флокулянтот осад стічних вод мав більший у 1,5 рази вміст азоту та майже в 2 рази менший вміст фосфору (рис. 1А). Зменшення вмісту цинку і марганцю становило відповідно 50 та 70% (рис. 1Б).

Таким чином, і це доведено результатами дрібноділяночних дослідів з біоенергетичними культурами (міскантус, сорго цукрове), оброблений флокулянтот ОСВ краще підходить для використання у якості органо-мінерального добрива [21, 23]. У випадку використання осаду стічних вод шляхом спалювання в котельній установці для подальшої екстракції більшої кількості фосфору раціонально використовувати необроблений флокулянтот ОСВ. Отже у модельному експерименті з дослідження

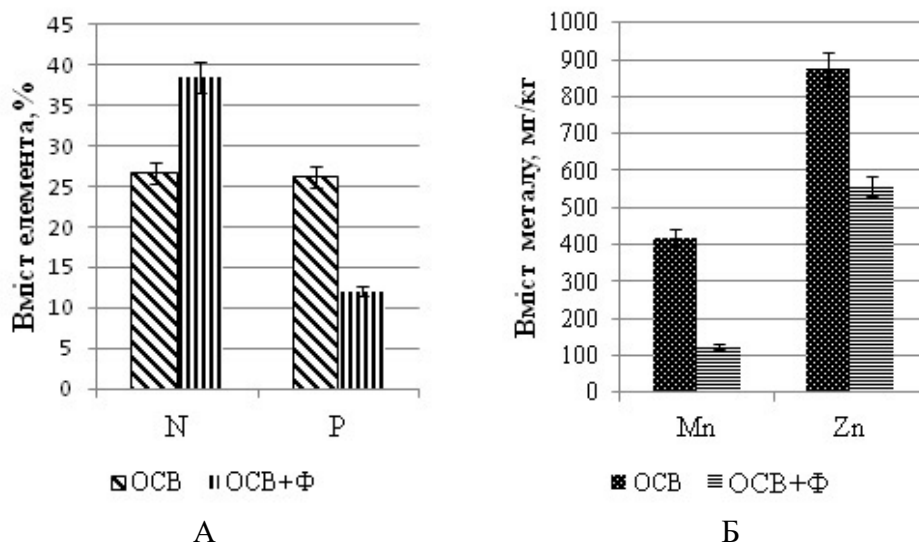


Рис. 1. Вміст макро- та мікроелементів у необробленому та обробленому флокулянтот осаді стічних вод

процесу термолізу була залучена вихідна форма осаду стічних вод.

Зразки біомаси проса прутоподібного та багаси сорго цукрового були відібрані з контрольних ділянок модельних польових дослідів на Покровській навчально-дослідній станції. Суміші біомаси проса та золи виносу були приготовлені з використанням 25%, 50% та 75% біомаси проса за масою. Суміш багаси сорго цукрового та осаду стічних вод була приготовлена за принципом 50/50% маси двох компонентів. Процес термолізу складових біомаси енергетичних культур вивчали методом термогравіметричного аналізу. Аналіз проводили на дериватографі МОМ Q-1500D фірми “Paulik-Erdey”. Були зареєстровані диференціальні втрати маси та ефекти нагрівання. Результати вимірювань обробляли за допомогою програмного комплексу, що входить до комплекту поставки приладу. Зразки біомаси аналізували динамічно за швидкості нагрівання 10°C/хв в атмосфері повітря. Маса зразків становила 100 мг. Речовиною порівняння служив оксид алюмінію.

Виклад основного матеріалу. Термоліз золи відбувався в діапазоні температур 20–800 °C (табл. 1). Процес складався з трьох етапів. На початку термолізу за температури 60 °C спостерігався один різкий пік деструкції (рис. 2). В результаті втрата маси була досить значною і складала 16,2%. В подальшому, в інтервалі 210–450 °C, втрачання маси майже не

відбувалося (рис. 3). Починаючи з температури 470–480 °C процеси деструкції знов активізувалися, швидкість збільшилася до 5,4–6,0 %/хв, втрачання маси склало 23,08%. Частка негорючого залишку склала майже 60%.

Термічна деградація біомаси проса прутоподібного проходила у три етапи. Початкова стадія випаровування води та легко летучих компонентів характеризувалася відносно невисокими швидкостями процесів та одним піком деструкції за температури 80 °C (табл. 1). Втрата маси на даному етапі була невеликою, 9,4%. Другий етап відбувався в діапазоні температур 180–370 °C. Спостерігалось два піки деструкції геміцелюлози та целюлози за температури 270 °C та 300 °C відповідно. Процеси характеризувалися високими швидкостями, сягаючи максимуму 31,6 %/хв. Втрачання маси на даному етапі також було найбільшим (рис. 3). Третій етап розкладу лігніну та допоміжних речовин проходив за невисоких швидкостях в діапазоні 360–550 °C. За температури 420 °C спостерігався один слабо помітний пік деструкції. Втрата маси склала 28,6%. На даній стадії також відбувалося утворення негорючого залишку, частка якого склала 7,6%.

Термоліз зразків компонентних сумішей з різним відсотковим співвідношенням золи та біомаси проходив наступним чином. В усіх трьох зразках деградація проходила у три етапи. За умов збіль-

Таблиця 1

Основні параметри термальної деструкції досліджених зразків золи та біомаси проса прутоподібного

Варіант	Етап	Інтервал, °C	Пік, °C	Максимальна швидкість, %/хв	Втрата маси, %	Частка залишкової маси, %
Зола	I	20–210	60	32,0	16,2	
	II	211–450	-	0,8	1,32	
	III	451–800	-	6,0	23,08	59,4
Зола 25% + біомаса 75%	I	60–180	90	5,4	4,24	
	II	181–370	280 330	23,2	40,4	
	III	371–820	440	6,0	30,3	25,06
Зола 50% + біомаса 50%	I	65–180	90	4,02	2,83	
	II	181–400	280 310	14,6	30,9	
	III	401–810	440	5,0	25,25	41,02
Зола 75% + біомаса 25%	I	70–180	80	3,0	1,2	
	II	181–400	290	7,0	18,4	
	III	401–850	460	2,6	25,8	54,6
Біомаса	I	40–180	80	8,6	9,4	
	II	181–370	270 300	31,6	54,4	
	III	371–550	420	9,4	28,6	7,6

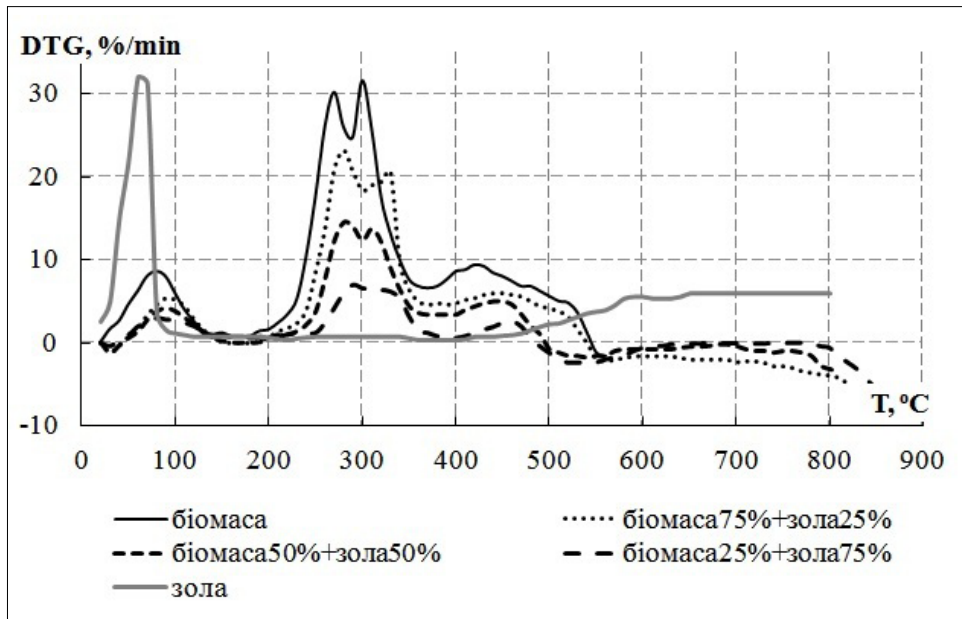


Рис. 2. Криві DTG термічного розкладання зразків під час термолізу золи та біомаси проса прутноподібного

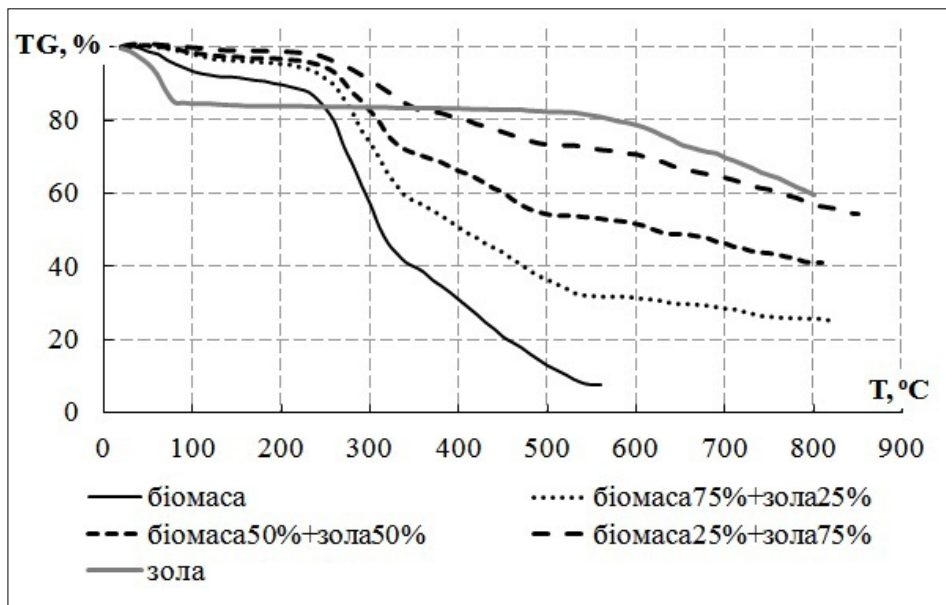


Рис. 3. Криві втрачання маси зразків під час термолізу золи та біомаси проса прутноподібного

шення частки золи в суміші, початок термолізу зміщувався в бік більш високих температур, швидкості процесів та частка втраченої маси зменшувалися. На даній стадії спостерігався один невеликий пік деструкції за температури 80 °C (суміш зола 75% + біомаса 25%) та 90 °C (останні два варіанти). Другий етап термічного розкладання був трохи довший в сумішах зола 50% + біомаса 50% та зола 75% + біомаса 25%. В зразках, де частка біомаси складала 75% та 50% спостерігалось два піка деструкції, в зразку з часткою біомаси 25% – один пік (рис. 2). Зі збільшенням в складі суміші золи,

швидкість процесів та відсоток втраченої маси зменшувалися. Швидкість процесів на третій стадії деструкції, порівняно з попереднім етапом, значно зменшилася, а після згоряння рослинної частки суміші (діапазон 550–560 °C), коливалася біля позначки 0%/хв. Однак втрачання маси спостерігалось до відмітки 820–850 °C (рис. 3). Відповідно до зменшення відсотка біомаси у складі композитної суміші, частка залишкової негорючої маси збільшувалася, і, в підсумку, складала 25,06 (біомаса 75% + зола 25%), 41,02% (біомаса 50% + зола 50%) та 54,6% (біомаса 25% + зола 75%).

Початок термічної деструкції майже всіх досліджених зразків характеризувався ендотермічними реакціями. Найбільш виражені теплові ефекти були відмічені у зразках чистої біомаси та золи. Під час початкового етапу термолізу суміші зі складом біомаса 25% + зола 75% були зафіксовані слабкі екзотермічні теплові ефекти (рис. 4). Другий та третій етапи згоряння всіх зразків характеризувалися екзотермічними реакціями. У зразку з біомасою найбільш виражені теплові ефекти спостерігались в діапазонах температур 360–370°C та 460–470 °C; в зразках сумішей – в діапазонах 360–400°C, 450–480 °C та 730–780 °C. Під час спалювання золи, найбільші екзотермічні теплові ефекти були зафіксовані за температур 650–690 °C та 740–770 °C.

Термічний аналіз зразків осаду стічних вод (ОСВ), біомаси сорго та суміші ОСВ та біомаси показав

наступні результати. Згоряння ОСВ відбувалося у діапазоні 60–550 °C. Процес був дуже повільним та складався з двох етапів. Перший етап випаровування води був найшвидшим, максимальна швидкість складала 3,6%/хв, спостерігався один пік деструкції за температури 90 °C (рис. 5). В подальшому втрата маси було повільним, швидкість реакцій не перевищувала 0,6%/хв. Загальний відсоток втрати маси протягом усього термолізу ОСВ склав лише 14,6%. Додавання рослинної біомаси в осад стічних вод трохи активізувало термічну поведінку композитної суміші, термічне розкладання якої складалося з трьох етапів. Перший етап випаровування води та легколетких компонентів відбувався в діапазоні 40–200 °C. В даній області спостерігався один невеликий пік деструкції за температури 100 °C. Втрата маси на даному етапі складало 7,0%.

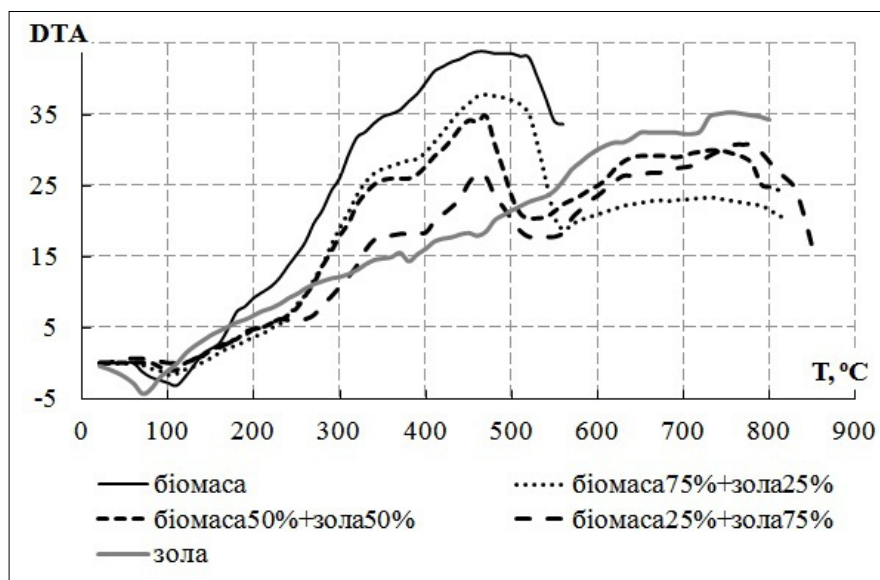


Рис. 4. Криві втрати маси зразків під час термолізу золи та біомаси проса прутноподібного

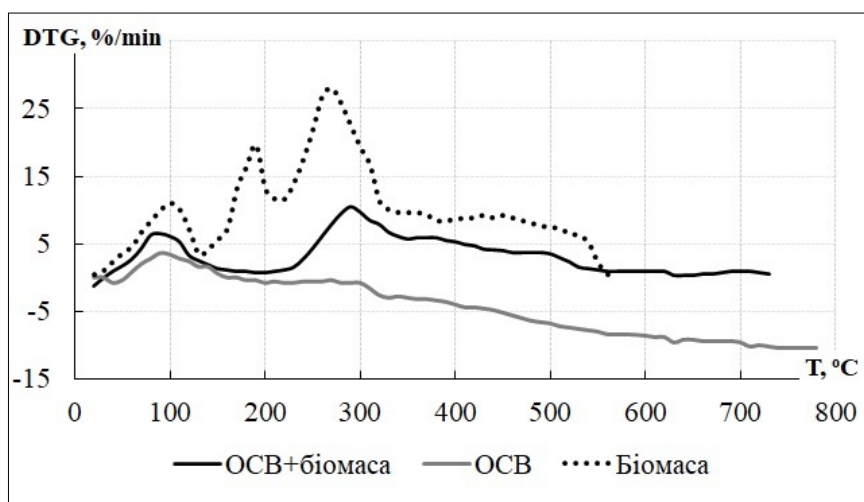


Рис. 5. Криві DTG термічного розкладання зразків ОСВ та багаси сорго

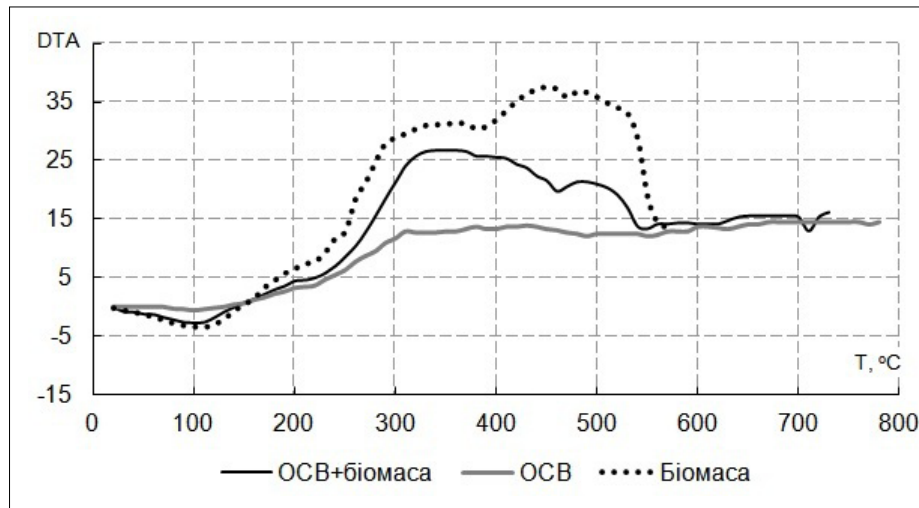


Рис. 6. Теплові ефекти термічної деструкції зразків ОСВ та багасси

Другий етап термічного розкладання суміші проходив в діапазоні температур 201–350 °С, швидкість процесів була трохи більше; за температури 290 °С спостерігався один пік деструкції (рис. 5). Втрачання маси складало 17,2%. На третьому етапі швидкість процесів знов зменшилася. В області температур 360–380 °С спостерігався один слабо помітний пологий пік, втрачання маси було на рівні 17,2%. Процес термолізу композитної суміші закінчився за температури 730 °С, залишивши великий відсоток маси, що не згоріла (58,6%).

Термічне розкладання чистої сухої біомаси сорго проходила у чотири етапи в діапазоні температур 50–550 °С. Перший етап проходив досить швидко, спостерігався один пік деструкції за температури 100 °С, максимальна швидкість складала 11,0 %/хв, але втрачання маси було невеликим, усього 7,0%. На другому етапі розкладання геміцелюлози, швидкість процесів та відсоток втрачання маси значно підвищилися. Спостерігався один пік деструкції за температури 190 °С. Розкладання целюлози та лігніну відбувалося на третьому етапі, який характеризувався найбільшими швидкостями процесів (27–28 %/хв) та найбільшим відсотком втрачання маси: 46,6% (рис. 6). На кривій DTG був відмічений один пік деструкції за температури 270 °С. Останній етап розкладання біомаси, який проходив в діапазоні 381–550 °С, продовжувалося розкладання лігніну та утворювався негорючий залишок. Швидкість процесів була невеликою, за температури 430 °С спостерігався один пік на кривій DTG, частка втраченої маси складала 24,4%. Біомаса сорго характеризувалася досить повним згорянням, негорючий залишок склав 6,4%.

В усіх трьох зразках перша стадія випаровування води та легколетких компонентів супроводжувалась ендотермічними реакціями, при чому теплові ефекти в біомасі та композитній суміші були майже однаковими (рис. 6). Початок екзотермічних реакцій був відмічений в діапазоні температур 140–160 °С. В інтервалі 200–370 °С спостерігалася схожа динаміка збільшення теплових ефектів в зразках біомаси та суміші. В діапазоні 390–460 °С теплові ефекти в біомасі продовжували зростати, тоді як у композитній суміші вони мали тенденцію до зменшення.

Головні висновки. Композитні суміші мають більшу термостійкість, їх термоліз починається та закінчується за більш високих температур, ніж термоліз ОСВ, золи та біомаси. Динаміка теплових процесів композитних сумішей різних співвідношень біомаси проса прутоподібного та золи в діапазоні до 500–550 °С має схожість з динамікою згоряння чистої біомаси, поступаючись швидкостями реакцій та інтенсивністю виділення тепла. В діапазоні 550–800 °С теплова поведінка сумішей стає більш схожою на динаміку термолізу золи, але швидкості процесів нижчі, а теплові ефекти менш виражені. У варіанті з осадом стічних вод, динаміка теплових процесів в композитній суміші має проміжний характер між чистими біомасою та ОСВ.

Перспективи використання результатів досліджень. У подальшому матеріали досліджень можуть бути використані за виявлення найбільш ефективних складових композитної суміші для забезпечення повного спалювання органічного вуглецю у золі виносу, відходах вуглезбагачення та осаді стічних вод.

Література

1. Global phosphorus scarcity and full-scale P-Recovery techniques: a review/ Desmidt E, Ghyselbrecht K., Zhang Y., Pinoy L., Van der Bruggen B., Verstraete W., Rabaey K., Meesschaert B. *Crit Rev Environ Sci Technol*. 2015. Vol. 45, № 4. P. 336–384. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.866531>
2. Kasina M. The assessment of phosphorus recovery potential in sewage sludge incineration ashes – a case study. *Environ Sci Pollut*. 2023. *Res* 30. P. 13067–13078. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22618-4>

3. Bielowicz B. Ash Characteristics and Selected Critical Elements (Ga, Sc, V) in Coal and Ash in Polish Deposits. *Resources*. 2020. Vol. 9. P. 115. <https://doi.org/10.3390/resources9090115>
4. Main directions of research on the use of HPS ash in the production of building materials/ Derevianko V.M., Mospan V.I., Kolokhov V.V., Dziuban O.V., Maltsev S.V. *Ukrainian Journal of Construction and Architecture*. 2022, Vol. 1, № 007. P. 38–44. doi: 10.30838/J.BPSACEA.2312.220222.38.831
5. Fly ash characteristics of Spanish coal-fired power plants/ Argiz C., Menendez E., Moragues A., Sanjuan M.A. *Afinidad*, 2015. Vol. 72. P. 269–277. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:99760178>
6. Cornel P., Schaum C. Phosphorus recovery from wastewater: needs, technologies and costs. *Water Sci Technol*. 2009. Vol. 59, № 6. P. 1069–1076. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.045>
7. Van Dijk K.C., Lesschen J.P., Oenema O. Phosphorus flows and balances of the European Union Member States. *Sci Total Environ*. 2016. Vol. 542. P. 1078–1093. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.04>
8. Strzalkowska E. Rare earth elements and other critical elements in the magnetic fraction of fly ash from several Polish power plants, *International Journal of Coal Geology*, 2022. Vol. 258. 104015, <https://doi.org/10.1016/j.coal.2022.104015>
9. European Commission. Report on Critical Raw Materials for the EU. 2014. In Report of the Ad-Hoc Working Group on defining critical raw materials. 2014. *Raw Materials Supply Group*: Brussels, Belgium.
10. Phosphorus cycle – possibilities for its rebuilding/ Gorazda K., Wzorek Z., Tarko B., Nowak A.K., Kulczycka J., Henclik A. *Acta Biochim Pol*. 2013. Vol. 60, № 4. P. 725–730.
11. Золошлакові відходи теплових електростанцій, як перспективна сировина сучасності/ Хлопицький О.О., Коваленко І.Л., Фролова Л.А., Скиба М.І., Макаренко Н.П. *Journal of Chemistry and Technologies*. 2023. Vol. 31, № 3. P. 635–641. doi: 10.15421/jchemtech.v31i3.286130
12. Isolation and study of the main properties of acidophilic chemolithotrophic bacteria isolated from the waste dumps of fuel-energy complex in Ukraine / Blayda I., Vasylieva T., Sliusarenko L., Vasylieva N., Baranov V., Shuliakova S. *Біологічні студії*. 2018. Т. 12, № 3–4. С. 3–16. http://nbuv.gov.ua/UJRN/bist_2018_12_3-4_3
13. Effect of blending ratio on combustion performance in blends of biomass and coals of different ranks/ Moon C., Sung Y., Ahn S., Kim T., Choi G., Kim D. *Experimental Thermal and Fluid Science*, 2014. Vol. 47. P. 232–240.
14. Co-firing based on biomass torrefaction in a pulverized coal boiler with aim of 100% fuel switching/ Li J., Brzdekiewicz A., Yang W., Blasiak W. *Applied Energy*, 2012. Vol. 99. P. 344–354.
15. Bada S. O., Falcon R. M. S., Falcon L. M., Bergmann C. P. (2016) Cofiring potential of raw and thermally treated *Phyllostachys aurea* bamboo with coal, *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*. Vol. 38, № 10. P. 1345–1354, DOI: 10.1080/15567036.2014.921739
16. Mohebbi M., Rajabipour F., Scheetz B. E. (2017). Evaluation of Two-Atmosphere Thermogravimetric Analysis for Determining the Unburned Carbon Content in Fly Ash, *Advances in Civil Engineering Materials*, Vol. 6, № 1, 258–279, <https://doi.org/10.1520/ACEM20160052>
17. Alewell C., Ringeval B., Ballabio C.A., Robinson D.A., Panagos P., Borrelli P. Global phosphorus shortage will be aggravated by soil erosion. *Nat Commun* 2020. Vol. 11, 4546. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18326-7>
18. Effects of phosphorus deficiency on the absorption of mineral nutrients, photosynthetic system performance and antioxidant metabolism in *Citrus grandis*/ Meng X., Chen W.W., Wang Y.Y., Huang Z.R., Ye X., Chen L.S., Yang L.T. *PLoS One*. 2021. Vol. 16, № 2. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246944>
19. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. Steffen, W., Richardson, K., Rockstrom, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M. et al. *Science*. 2015. Vol. 347:1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
20. Sustainable use of phosphorus, European Union tender project ENV.B.1/ETU/2009/0025). Report 357/ Schroder, J.J., Cordell, D., Smit AL, Rosemarin A. *Plant Research International*, Wageningen University and Research Centre. 2009. 122 pp. Wageningen, The Netherlands.
21. Production of Sweet Sorghum Bio-Feedstock on Technosol Using Municipal Sewage Sludge Treated with Flocculant, in Ukraine/ Kharytonov M., Martynova N., Babenko M., Rula I., Ungureanu N., Stefan V. *Agriculture*. 2023, Vol. 13, 1129. <https://doi.org/10.3390/agriculture13061129>
22. Phosphorus recovery from sewage sludge via incineration with chlorine-based additives/ Yang F., Chen J., Yang M., Wang X., Sun Y., Xu, Y., Qian G. *Waste Management*. 2019. Vol. 95. P. 644–651. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.029>
23. Application of flocculated sewage sludge for growing miscanthus on post-mining lands/ Kharytonov M., Martynova N., Babenko M., Kovrov O., Frolova L., González P. H. *International Journal of Environmental Studies*. 2024. Vol. 81, № 1. P. 403–419. <https://doi.org/10.1080/00207233.2023.226286>

ЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ ВОЄННИХ ДІЙ

УДК 623.3

DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2024.eco.3-54.18>

ОЦІНКА МОЖЛИВОСТІ ВИЯВЛЕННЯ МІН ЗА ЇХ ТЕПЛОВИМ СЛІДОМ

Ларьков С.М.¹, Васишин Ю.Б.¹, Мариношенко О.П.¹, Шевченко О.В.², Піскун О.М.³

¹Національний технічний університет України

«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»

пр. Берестейський, 37, 03056, м. Київ

²Східноукраїнський національний університет імені Володимира Даля

вул. Іоанна Павла II, 17, 01042, м. Київ

³Національний центр управління та випробувань космічних засобів

вул. Князів Острозьких, 8, 02000, м. Київ

sergelarkov@ukr.net, jura265@gmail.com, shev19761976@gmail.com,

a_marin@ukr.net, piskun@nkau.gov.ua

Констатовано, що у світовій практиці по закінченню активних бойових дій залишаються значні території, забруднені вибухонебезпечними предметами, спостерігається тенденція збільшення площ замінованих територій: за орієнтовними оцінками станом на сьогодні не розміновано до 100 мільйонів мін в 68 країнах світу. З урахуванням даних щодо вартості мінування та розмінування, що різняться приблизно на порядок, зроблено висновок щодо необхідності формування дешевої та високоефективної системи виявлення наявності мін. Оскільки основними жертвами залишків мін та нерозірваних снарядів є цивільні особи, зокрема й діти. Як наслідок неспровокованої агресії російської федерації проти України, наша країна стала однією з найбільш замінованих країн світу, випередивши Сирію та Афганістан. Наголошено на актуальності гуманітарного розмінування та важливості задач з виявлення вибухонебезпечних предметів для післявоєнного відновлення України.

Висвітлена класифікація мін та інших вибухонебезпечних предметів за їх походженням, окреслені особливості технологій визначення мін та інших під-поверхневих об'єктів за їхніми фізичними ознаками. Наголошено на проблемі відсутності технологій, що забезпечують потрібну вірогідність виявлення мін із задовільним рівнем хибних спрацювань. Зазначено, що комп'ютеризована обробка даних сенсорів, які працюють на різних фізичних принципах, може істотно допомогти на шляху створення недорогих методів виявлення мін. Розглянуті основні сучасні рішення з технологій та сенсорів виявлення мін, актуалізована необхідність їх інтеграції у напрямку вирішення завдань із визначення місць розташування мін та якості розмінування.

Вивчені основні ознаки мін та зроблені висновки щодо можливості визначення місць закладення мін на невеликій глибині під поверхню землі за ознаками теплових аномалій, що проявляються при добових змінах температур внаслідок відмінності теплофізичних характеристик вибухових речовин від ґрунтів. Відмінність теплофізичних характеристик мін та навколишнього ґрунту призводить до появи «теплого сліду» на поверхні, що може бути зафіксований тепловізійною камерою в діапазоні довжин хвиль 8–12 мкм.

Для перевірки гіпотези було виготовлено імітатор міни з теплофізичними характеристиками, подібним до теплофізичних характеристик тротилу, та проведено експеримент з визначення можливості детектування теплового сліду тепловізором з мікроболометричною матрицею та температурним еквівалентом шуму NETD=50 мК. Визначено, що за сприятливих умов різниця температур на поверхні Землі достатня для виявлення підповерхневого об'єкта, а також продемонстровано, що тонкостінні металеві конструкції (корпуси, уламки, сміття) не дають хибних спрацювань. Розроблено пропозиції щодо побудови системи виявлення мін на основі аналізу теплових знімків, отриманих з використанням БПЛА в якості носія тепловізора. Означені вимоги до технічних показників тепловізора та окреслені основні характеристики продуктивності запропонованої системи. *Ключові слова:* виявлення мін, тепловий слід, тепловізор, безпілотний літальний апарат

Assessment of the landmine detection possibility based on its thermal tracks. Larkov S., Vasylyshyn Yu., Shevchenko O., Marinoshenko O., Piskun O.

It was established that after the end of active hostilities, significant territories remained contaminated by explosive objects. The general global trend has become an increase in the area of mined territories: according to preliminary estimates, up to 100 million mines are undetected in 68 countries of the world. Taking into account the information about the cost of mining and demining, which differ by about an order of magnitude, a conclusion about the need for a cheap and highly efficient system for detecting the presence of mines was made. Since the main victims of the mines and unexploded ordnance are civilians, primarily children, and in the course of the unprovoked aggression of the Russian Federation, Ukraine became one of the most mined countries in the world, ahead of Syria and Afghanistan, a conclusion about the relevance of humanitarian demining and the importance of the task of finding explosive objects for post-war reconstruction of Ukraine was made.

The classification of mines and other explosive objects according to their origin is presented, the possibilities of technologies for identifying mines and other subsurface objects based on their physical characteristics are evaluated. It was concluded that there are no

technologies that provide the required probability of detecting mines with a satisfactory level of false positives. It is considered that computerized data processing of multiple sensors that work on different physical principles can provide the creation of inexpensive mine detection methods. The basic solutions for mine detection technologies and sensors were reviewed, and a conclusion was made about the need to integrate basic solutions to solve the problems of determining the locations of mines and the quality of delineation.

The main signs of mines were analyzed and a conclusion was made about the possibility of determining the places of laying mines at a shallow depth below the surface of the earth by signs of thermal anomalies, which are manifested during temperature changes due to the difference in thermophysical characteristics of explosives from soils. The difference in thermophysical characteristics of mines and the surrounding soil leads to the appearance of a «thermal trail» on the surface, which can be recorded by a thermal imaging camera in the wavelength range of 8–12 micrometers.

To test the hypothesis, a mine simulator with thermophysical characteristics similar to the thermophysical characteristics of TNT was manufactured, and an experiment was conducted to determine the possibility of detecting a thermal trace with a thermal imager with a microbolometric matrix and a temperature equivalent of noise NETD=50 mK. It was determined that, under favorable conditions, the temperature difference on the surface of the earth is sufficient to detect a subsurface object, and it was also demonstrated that thin-walled metal structures (hulls, debris, debris) do not give false positives. Proposals have been developed for the construction of a mine detection system based on the analysis of thermal images obtained using a UAV as a thermal imager carrier. The requirements for the characteristics of the thermal imager were determined and the main performance characteristics of the proposed system were evaluated. *Key words:* landmine detection, thermal track, thermal imager, unmanned aerial vehicle.

Постановка проблеми. Актуальність проблеми розмінування територій після закінчення бойових дій постійно підвищується, що обумовлено як розвитком засобів збройної боротьби, особливо в напрямках техніки дистанційного мінування, так і підвищенням інтенсивності бойових дій в ході збройних конфліктів.

За оцінками Міжнародного Комітету Червоного Хреста до 2010 року [1], кількість жертв щорічно від мін перевищує 26 000 осіб, з них щомісяця гине близько 800 осіб і 1200 отримує каліцтва різної тяжкості. Основними жертвами при цьому стають цивільні особи, серед яких особливо страждають діти. За оцінками Департаменту ООН з гуманітарних питань [2] станом на 2014 рік понад 100 мільйонів мін були розкидані в 68 країнах, при цьому щорічні темпи розмінування набагато повільніші утворення нових замінувань.

На теперішній час Україна стала найбільш замінованою країною в світі та випередила такі країни, як Сирія та Афганістан. Внаслідок високої інтенсивності бойових дій, широкому застосуванню засобів дистанційного мінування потенційно замінованими в Україні є близько 30% території держави [3] – близько 174 тисяч квадратних кілометрів, що більше площі території Греції або половини площі території Германії. Окрім загрози для життя та здоров'я людей, важливим наслідком замінування є позбавлення доступу до земельних ресурсів. Також суспільно важливими є медичні, соціальні та екологічні наслідки.

Актуальність дослідження. Варто зазначити, що більша частина вибухонебезпечних предметів виявляється в ході стандартизованих процедур по розмінуванню, які виконуються переважно ручним способом з використанням індукційних міношукачів та щупів [4]. Серед вибухонебезпечних предметів на територіях бойових дій найбільш поширеними є протипіхотні міни, адже вони є ефективним, легким у виготовленні та встановленні засобом запобігання пересування військових підрозділів. Собівартість протипіхотної міни становить від 3 до 30 дола-

рів США, а з урахуванням вартості знешкодження однієї міни, що коливається в межах 300–1000 доларів США (залежить від площі замінованої території і кількості хибних спрацювань обладнання по виявленню мін [1]) розмінування є на порядок більш вартісною процедурою, ніж встановлення мінних полів.

Таким чином, розмінування території України традиційними методами вимагає значних фінансових ресурсів та тривалого часу, а тому питання розвитку технологій виявлення підповерхневих об'єктів на різних фізичних принципах та забезпечення прискорення розмінування територій України є однією з пріоритетних науково-практичних задач.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Під час досліджень авторами закладені теоретичні основи виявлення мін за множиною їх ознак, що сприймаються сенсорами, що працюють на різних фізичних принципах. Проведено експериментальну перевірку можливості виявлення підповерхневих об'єктів та сформульовано вимоги до тепловізійної камери та її носія як складової частини системи виявлення мін та нерозірваних снарядів.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Після закінчення активної фази бойових дій та первинного розмінування військовими саперами на територіях залишається значна кількість вибухонебезпечних предметів та речовин, які за їх походженням можливо класифікувати як:

а) залишені або загублені боєприпаси, набої та вибухові пристрої. Як правило такі об'єкти знаходяться в транспортному стані на поверхні;

б) неспрацьовані боєприпаси (артилерійські снаряди та міни, бомби, суббоєприпаси), що знаходяться у зведеному стані на значній глибині (до декількох метрів);

в) міни (протитанкові та протипіхотні), що налаштовані на спрацювання від датчику цілі, що знаходиться у зведеному стані. Як правило, міни знаходяться на глибині декількох сантиметрів або на поверхні (при постановці засобами дистанційного мінування).

До окремої категорії можуть бути віднесені мініпастки, які формуються у вигляді замінованих предметів (цінні речі, труп солдат і т. ін.) або замінованих приміщень. З урахуванням того, що такі види мінування виявляються та знешкоджуються військовими саперами [4], в якості предмету такі види мінування в цій статті не розглядаються.

Таким чином, перспективні технології виявлення вибухонебезпечних предметів мають бути орієнтованими на їх пошук в приповерхневих та заглиблених шарах ґрунту, а також безпосередньо на поверхні за ознаками, що можуть бути класифіковано у вигляді:

а) спотворення природного фону (пожухла трава, порушення шару ґрунту і т.ін.) в місці установки мін;

б) спотворення фізичних полів природного або штучного походження (наприклад електромагнітного поля індукційного датчику) корпусом міни або її вибуховою речовиною;

в) витоки хімічних речовин, характерних для вибухівки (наприклад, оксиди азоту).

Враховуючи, що корпуси мін тривалий час виготовлялися зі сталі, широке застосування отримали індукційні металошукачі для пошуку мін. Індукційні металошукачі забезпечують якісне виявлення мін в металевому корпусі, але виявлення сучасних мін з пластиковим корпусом за допомогою металошукачів, як правило, ускладнено. Також міни можуть знаходитися на місці тривалий час, внаслідок чого корпус та детонатор може проіржавіти, просочитись вологою або брудом, що також знижує вірогідність їх виявлення металошукачем. Крім того, пошук мін за допомогою індукційних металошукачів дає велику кількість хибних спрацьовувань на уламках та металевих фрагментах, що сповільнює швидкість виявлення до неприйнятно низького рівня. Таким чином, портативні ручні міношукачі є повільними і небезпечними для саперів. Так, за 2022–2024 роки в Україні, близько 20% від загальної кількості загиблих працівників ДСНС – це саме піротехніки і близько 40% отримали поранення [5].

Для безпечного використання території необхідно мати щонайменше 99,6% (стандарт Департаменту ООН з гуманітарних питань) успішного виявлення і знешкодження мін, і 100% на певній глибині відповідно до Міжнародних стандартів протимінної діяльності (IMAS) [6].

Наразі відсутні рішення, що забезпечують високу вірогідність виявлення мін при низькому рівні хибних спрацьовувань при різних типах ґрунту, різних погоді, для різних типів мін. Привабливою є ідея синтезу мультисенсорних рішень на основі обробки інформації від датчиків на різних фізичних принципах в комп'ютерних системах з застосуванням передових методів обробки сигналів. Кінцевою метою є створення системи, яка забезпечує виявлення і розпізнавання підповерхневих об'єктів для задач знешкодження вибухонебезпечних предметів.

Критично важливою функцією мультисенсорної обробки для рішення задач розмінування є здатність розрізняти уламки, каміння або предмети штучного походження від об'єкту пошуку за комплексом ознак в режимі реального часу. Об'єднання сенсорів з використанням методів м'яких обчислень, таких як нечітка логіка, нейронні мережі і теорія грубих множин створює перспективи розробки недорогих в обчислювальному плані методів об'єднання сенсорних даних.

Таким чином, для задач пошуку вибухонебезпечних предметів можуть бути застосовані датчики, що працюють на різних фізичних принципах, серед яких можливо приділити увагу наступних технологіям: металодетектори на принципі електромагнітної індукції, радіолокаційне та акустичне зондування, інфрачервона візуалізація та газоаналізатори (електронний ніс).

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. В сучасних умовах під час розв'язання проблем розмінування території доводиться вирішувати декілька задач:

а) виявлення вибухонебезпечних об'єктів;

б) ідентифікація та класифікація вибухонебезпечних об'єктів;

в) знешкодження вибухонебезпечних об'єктів [7–11].

Кожна з цих задач вирішується принципово різними методами [11].

Для виявлення вибухонебезпечних об'єктів можуть бути використані наступні методи: метод електромагнітної індукції (металодетектори), метод рентгенівського випромінювання, метод гамма-випромінювання, газоаналітичний метод, магнітометричний метод, акустичний метод [9]. Слід зауважити, що магнітометричний та акустичний методи дозволяють не тільки виявляти вибухонебезпечні об'єкти, але й отримувати їхні зображення. Натомість ці зображення, як правило, є непридатними для чіткої ідентифікації типу боєприпасів внаслідок обмеженої роздільної здатності існуючих приладів. Крім того, магнітометричний метод не дозволяє виявляти боєприпаси з неметалевим корпусом. Такий же самий недолік притаманний методу електромагнітної індукції. Методи рентгенівського випромінювання та гамма-випромінювання дозволяють виявляти будь-які вибухонебезпечні об'єкти, але вони є малоефективними для виявлення мінних полів значної площини з використанням БПЛА [11]. Газоаналітичні методи відрізняються тим, що вони дозволяють встановлювати апаратуру для виявлення вибухівки (газові аналізатори) на компактні та малогабаритні БПЛА та виявляти за рахунок цього мінні поля значної площини. Сучасні газові аналізатори мають дуже високу чутливість та невелику вагу і здатні виявляти будь-який тип вибухівки [12].

Для ідентифікації та класифікації вибухонебезпечних об'єктів використовуються такі методи:

радіохвильовий метод, метод ультрафіолетового випромінювання, метод випромінювання у видимому спектрі, метод інфрачервоного випромінювання [7]. Радіохвильовий метод передбачає застосування георадарів, у тому числі мікрохвильових радарів, радіолокаторів підповерхневого зондування або підповерхневих радіолокаторів. Усі ці пристрої мають дуже невисоку дальність дії – не більше 1 метра, що унеможливило їхнє використання разом з БПЛА для ідентифікації боєприпасів на мінних полях значної площини [13], [14]. Метод реєстрації випромінювання в ультрафіолетовому та видимому спектрі дозволяє ідентифікувати лише ті вибухонебезпечні об'єкти, що знаходяться на поверхні ґрунту [7].

Керуючись рішеннями стосовно знешкодження вибухонебезпечних предметів, можна зробити висновок щодо необхідності тісної інтеграції систем виявлення вибухонебезпечних предметів як для виявлення місць розташування, так і для контролю якості розмінування.

Новизна. Використання реєстрації інфрачервоного випромінювання для ідентифікації вибухонебезпечних об'єктів базується на наявності різниці теплових характеристик між підповерхневими об'єктами та навколишнім ґрунтом, що призводить до різниці температур між підповерхневим об'єктом і ґрунтом. Цей температурний контраст вимірюється за допомогою термографічної камери, яка виявляє випромінювання в інфрачервоному діапазоні електромагнітного спектру. Перевагами методу є те, що він пасивний, отже, не впливає на системи керування вибухонебезпечних об'єктів, які можуть спричинити вибух; також цей метод дозволяє підвищувати швидкість обстеження за допомогою використання БПЛА [15]. За певних умов зображення вибухонебезпечних об'єктів в інфрачервоному спектрі можуть мати високу контрастність, що у більшості випадків дозволяє здійснювати їхню надійну ідентифікацію [15]. Враховуючи суттєво відмінні теплофізичні характеристики вибухівки [16] та ґрунту [17], виявлення потенційних місць розташування підповерхневих об'єктів може бути забезпечено шляхом детектування їх теплового сліду на поверхні Землі в умовах зміни температури навколишнього середовища за рахунок реєстрації зображення в дальній ІЧ частині спектру (діапазон 8–14 мкм) [15].

Методологічне та загальнонаукове значення. У пропонованій методиці виявлення підповерхневих об'єктів за їх тепловим слідом розглянуто поєднання інформації від сенсорів, що реєструють поля різної фізичної природи, з комп'ютеризованою обробкою масивів даних по виявленню замаскованих та прихованих вибухонебезпечних об'єктів.

Методика має рекомендаційний характер та пропонується для застосування з урахуванням діючих нормативно-методичних документів по виявленню та знешкодженню вибухонебезпечних об'єктів Міністерства з надзвичайних ситуацій України.

Викладення основного матеріалу. Фізичною основою цього методу є різниця в теплофізичних властивостях вибухових речовин, матеріалів корпусу мін та ґрунту. Оскільки більша частина маси та об'єму міни займає вибухова речовина (ВР), порівняння теплофізичних параметрів ґрунту доцільно здійснювати саме з ВР, а враховуючи, що найбільш застосованою ВР на сьогодні є тринітротолуол/тротил/ТНТ з густиною $\rho_{ВР}=1663 \text{ кг/м}^3$, теплопровідністю $\lambda_{ВР}=0.23...0.26 \text{ Вт/(м}\cdot\text{К)}$ та, відповідно, об'ємною теплоємністю $c_{ВР}=2.14...2.53 \text{ МДж/(К}\cdot\text{м}^3)$. Ці теплофізичні характеристики суттєво відрізняються від усереднених характеристик ґрунту: густиною $\rho_{Г}=1200 \text{ кг/м}^3$, теплопровідністю при вологості 20% буде дорівнювати $\lambda_{Г}=0.61 \text{ Вт/(м}\cdot\text{К)}$ та об'ємною теплоємністю приблизно $c_{Г}=1.7 \text{ МДж/(К}\cdot\text{м}^3)$. З аналізу теплофізичних характеристик видно, що об'ємна теплоємність тротилу є щонайменше на 25% більша, ніж ґрунту, а коефіцієнт теплопровідності приблизно на 50% менше, що свідчить про те, що об'єкти з наповненням тротилом та ґрунт будуть мати різні швидкості нагріву та охолодження протягом доби. Ця різниця температур підповерхневого об'єкту та ґрунту має бути проявлена при невеликих глибинах встановлення, що характерно для протипіхотних мін, що дозволить ідентифікувати місцезонашування міни за різницею температур за допомогою тепловізійної камери. Додатковою перевагою цього методу є можливість детектування розташування мін в пластмасовому корпусі або безкорпусних (тобто з мінімальним вмістом металу) що дозволить ефективно доповнювати існуючі методи виявлення мін.

Для створення високопродуктивної системи виявлення мін за їх тепловим слідом доцільно розташування тепловізійної камери на носії, що забезпечує політ на відносно невеликій висоті (до 30...50 м) з розміром пікселя на місцевості, достатнім для детектування підповерхневих об'єктів з розміром від 50...100 мм. В якості носія вбачається безпілотний літальний апарат (БПЛА) мультикоптерного типу з обробкою отриманих тепловізійних знімків в напівавтоматичному або автоматичному режимі для виявлення потенційних місць розташування вибухонебезпечних об'єктів.

Побудову системи можливо вести на основі:

а) комерційно доступного БПЛА з ручним керуванням та польотом на висоті 10...15 м з використанням тепловізійної камери з NETD близько 50 мК (типу DJI Mavic 3T вартістю ~5 тис. \$), ширина смуги захвату складе близько 5 м на місцевості;

б) спеціально розробленого БПЛА з можливістю польоту в автоматичному режимі на висоті >50 м. В якості корисного навантаження пропонується тепловізійна камера з NETD <10–15 мК (з охолоджуваною матрицею), при цьому забезпечується суттєвий зріст продуктивності системи завдяки полосі захвату на місцевості близько 30 м.

Виготовлення теплового імітатору протипіхотної міни та дослідження його теплового сліду. В якості прототипу була вибрана міна типу ПМН (рис. 1).



Рис. 1. Зовнішній вигляд міни ПМН

Міна має габаритні розміри $\varnothing 110$ мм та висоту 53 мм, загальна маса – 550 г, оснащена тротиловою шашкою вагою 200 г.

Об'ємна теплоємність матеріалу може бути визначена як:

$$c_v = C \cdot \rho$$

де C – питома теплоємність, кДж/кг*К;

ρ – питома вага, кг/м³.

Оцінка об'ємної теплоємності матеріалів дає:

Таблиця 1

Теплофізичні характеристики матеріалів

Назва	ρ , кг/м ³	C , кДж/кг*К	c_v , кДж/м ³ *К
Тротил [16]	1.663	1.372	2281
Ґрунт [17]	1.92	1.093	2098
Парафін [16]	0.786	2.89	2276
Сталь	7.8	0.46	3437

Таким чином, для імітації міни типу ПМН необхідно виготовлення імітатору з матеріалу, який має приблизно рівну об'ємну теплоємність з теплоємністю тротилової шашки. В якості матеріалу було вибрано парафін та виготовлено імітатор тротилової шашки:

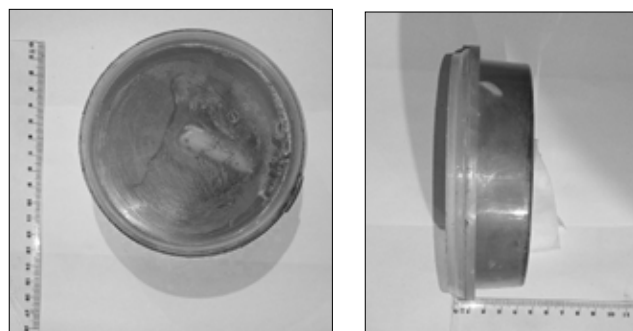


Рис. 2. Зовнішній вигляд імітатору

Для підтвердження теоретичних висновків щодо пошуку мін за їх тепловим слідом було здійснено експеримент з пошуком теплового сліду виготовленого імітатору міни шляхом використання тепловізійної камери Waveshare Thermal Imaging 80x62 USB Camera (рис. 3) з неохолоджуванним мікроболометричним сенсором.



Рис. 3. Тепловізійна камера Waveshare Thermal Imaging 80x62 USB Camera

Враховуючи невисокі параметри сенсору (шумовий еквівалент різниці температур NETD 150 мК RMS при частоті оновлення 1 Гц), а також приблизно в два рази меншу різницю в об'ємних теплоємностях пар «ґрунт-тротил» та «ґрунт-імітатор», експеримент проведено в часи найбільшого градієнту температур (близько 9:00 ранку та 20:00 ввечері).

Об'єкти заглиблені на глибину 1.5 см під поверхнею ґрунту, висота закріплення камери над поверхнею складала приблизно 0.5 м. Глибина об'єктів під землею дорівнює приблизно 1,5 см.

Для проведення експерименту використовувалися два об'єкти з різними тепловими характеристиками:

а) об'єкт № 1 – тонкостінний пустотілий сталевий об'єкт циліндричної форми з товщиною стінки 0.5 мм, діаметром 100 мм та висотою 50 мм.;

б) об'єкт № 2 – імітатор міни в пластмасовому корпусі з товщиною стінки 0.8 мм, заповнений парафіном, діаметром 140 мм та висотою 45 мм.

Результати зйомок об'єктів наведено на рис. 4 та рис. 5. Як видно з рисунків, запропонований метод забезпечує ефективне розрізнення підповерхневих об'єктів штучного походження з різних матеріалів, та демонструє нечутливість до сталевих зразків.

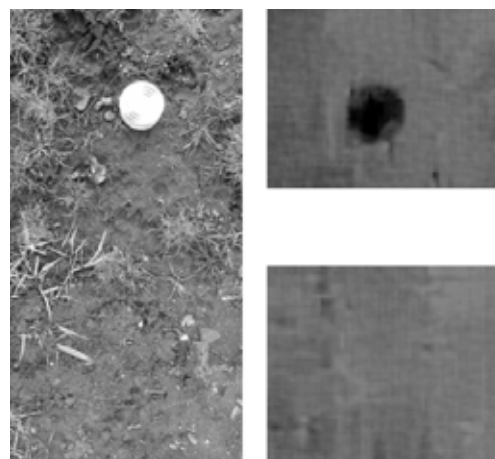


Рис. 4. Зйомки об'єкту № 1 (вверх – відкрите розташування, внизу – заглиблене)

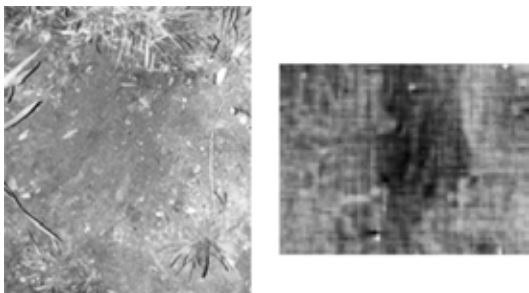


Рис. 5. Зйомки об'єкту № 2, заглиблене розташування

Проведений експеримент успішно підтвердив теоретичні висновки щодо можливості виявлення підповерхневих об'єктів за рахунок їх теплового сліду. На основі результатів проведеного експерименту можна зробити такі висновки:

а) в умовах добового перепаду температур тепловий слід від підповерхневих об'єктів типу шашок ВР

достатній для їх виявлення тепловізійними камерами з невисокими технічними характеристиками;

б) тонкостінні металеві об'єкти не заважають виявленню підповерхневих об'єктів;

в) завади від металевих поверхонь, що віддзеркалюють, в ІЧ та видимому діапазонах можуть бути відфільтровані при сумісній обробці зображень у видимому та ІЧ діапазонах.

Перспективи використання результатів дослідження. Проведена робота дає підстави для формування пропозицій щодо подальшого розвитку запропонованої технології у вигляді створення системи виявлення підповерхневих об'єктів з безпілотним літальним апаратом мультикоптерного типу, оснащеного тепловізором та високоточним навігаційним RTK (від англ. RTK (Real Time Kinematic – високоточне позиціонування у режимі реального часу) GNSS (англ. глобальні навігаційні супутникові системи) обладнанням, та засобів обробки зображень у видимому та ІЧ діапазоні.

Література

1. Landmine Monitor Report 2008 URL: <https://reliefweb.int/report/world/landmine-monitor-report-2008> (дата звернення 12/05/2024).
2. Habib MK. Humanitarian Demining: Reality and the Challenge of Technology – The State of the Arts. International Journal of Advanced Robotic Systems. 2007; 4(2). doi: 10.5772/5699.
3. US Department of State (1994). Hidden Killers: The Global Landmine Crisis. Report to Congress, Washington D. C., Publication 10225, December 1994.
4. СОП 09.10/ДСНС «Порядок проведення органами та підрозділами цивільного захисту очищення (розмінування) територій, забруднених вибухонебезпечними предметами, ручним способом»: Офіційний текст. Київ: ДСНС, 2019. 78 с.
5. В Україні заміновано 30% території, на розмінування підуть десятки років – ДСНС URL: <https://suspilne.media/366982-v-ukraini-zaminovano-30-teritorii-na-rozminuvannya-pidut-desatki-rokiv-dsns/> (дата звернення 12/05/2024).
6. The International Mine Action Standards URL: <https://www.mineactionstandards.org/standards/> (дата звернення 12/05/2024).
7. Молочко С. М., Башинський В. Г., Каламурза О. Г., Журахов В. А. Аналіз сучасного стану, характеристик та перспектив розвитку датчиків виявлення вибухонебезпечних предметів, встановлених на БпАК. Збірник наукових праць Державного науково-дослідного інституту випробувань і сертифікації озброєння та військової техніки. 2021. № 2 (8). С. 80–90. DOI: <https://doi.org/10.37701/dndivsovt.8.2021.09>.
8. Г. Федоренко, Г. Фесенко, В. Харченко. Аналіз методів і розроблення концепції гарантованого виявлення та розпізнавання вибухонебезпечних предметів. Innovative technologies and scientific solutions for industries. 2022. No. 4(22). С. 20–30. DOI: <https://doi.org/10.30837/ITSSI.2022.21.020>.
9. Filipi J., Stojnić V., Muštra M., Gillanders R. N., Jovanović V., Gajić S., Turnbull G. A., Babić Z., Kezić N., Risojević V. Honeybee-based biohybrid system for landmine detection. Science of The Total Environment. 2022. Vol. 803. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150041>.
10. Robledo L., Carrasco M., Mery D. A survey of land mine detection technology. International Journal of Remote Sensing. 2009. Vol. 30. Issue 9. P. 2399–2410. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431160802549435>.
11. Kasban H., Zahran O., Elaraby S. M., El-Kordy M., Abd El-Samie F. E. A comparative study of landmine detection techniques. Sensing and Imaging. 2010. Vol. 11. Issue 3. P. 89–112. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11220-010-0054-x>.
12. А.В. Іщенко, М.В. Кобець. Засоби і методи виявлення вибухових речовин та пристроїв у боротьбі з тероризмом. Навчально-практичний посібник. – К.: Національна академія внутрішніх справ України, 2005. 148 с.
13. Van Verre W., Podd F. J., Daniels D. J., Peyton A. J. A Review of Passive and Active Ultra-Wideband Baluns for Use in Ground Penetrating Radar. Remote Sensing. 2021. Vol. 13. Issue 10. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs13101899>.
14. Song X., Liu T., Xiang D., Su Y. GPR Antipersonnel Mine Detection Based on Tensor Robust Principal Analysis. Remote Sensing. 2019. Vol. 11. Issue 8. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs11080984>.
15. ЗСУ використовують тепловізори для виявлення мін, https://censor.net/ua/video_news/3437668/zsu_vykorystovuyut_teplovizory_dlya_vuyavlennya_min_cnn_video (дата звернення 12/05/2024).
16. Орлова Е. Ю. Химия и технология бризантных взрывчатых веществ: Учебник для вузов. 3-е изд., перераб. Л.: Химия, 1981. 312 с., ил.
17. Басок Б.І., Воробйов Л.Й., Михайлик В.А., Луніна А.О. «Теплофізичні Властивості Природного Ґрунту». *Пром. теплотехніка*, 2008, т. 30, № 4, с. 77–85.
18. Х.Р. Козак, В.М. Желих. Оцінка та аналіз характеристик теплових акумуляторів для повітряних геліосистем. Вентиляція, освітлення та теплогазопостачання. Вип. 19, 2016, с. 65–70.

АНАЛІТИЧНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ МЕТОДИК РОЗРАХУНКУ ЗБИТКІВ ДОВКІЛЛЮ ВІД ВОЄННИХ ДІЙ

Романенко М.М.¹, Крисінська Д.О.², Тимченко І.В.³

¹ Управління екології та природних ресурсів Миколаївської облдержадміністрації
пр. Центральний, 16, 54000, м. Миколаїв

² Чорноморський національний університет імені Петра Могили,
вул. 68 Десантників, 10, 54000, м. Миколаїв

³ Державний заклад «Луганський національний університет імені Тараса Шевченка»
Старосвітська вул., 52, 37600, м. Миргород

romanenko1marina@gmail.com, d_krysinaska@chmnu.edu.ua, inna.tymchenko@gw.necu.org.ua

Авторами проведено аналіз методик, затверджених Міністерством захисту довкілля та природних ресурсів України, щодо оцінки шкоди і збитків, завданих землі, ґрунтам, атмосферному повітрю, водним ресурсам, внутрішнім морським водам України в Азовському та Чорному морях, надрам, лісовому фонду, природно-заповідному фонду.

Виконано узагальнений SWOT-аналіз методик, що дозволило визначити їх сильні і слабкі сторони, встановити ті ключові аспекти існуючих нормативних документів, які потребують посилення та доопрацювання.

Встановлено, що до основних викликів пов'язаних з визнанням результатів зафіксованих злочинів російської федерації проти довкілля є не достатня мережа лабораторій з відповідними сертифікатами акредитації. Цей напрямок потребує доопрацювання, адже основним завданням щодо оцінювання впливу російської агресії на довкілля є відповідність міжнародним вимогам, зібраних матеріалів та інформаційної бази, для подальшого успішного для України рішення міжнародних судових процесів щодо стягнення репарацій. В існуючих методиках не прописаний механізм залучення спеціалізованих організацій, експертів. Хоча наразі існує гостра потреба у кваліфікованих кадрах, ресурсах для виїздів, застосуванні інструментально-лабораторного контролю тощо.

Авторами визначено, що для посилення існуючих українських методик, необхідно узгодити термінології, що мають відношення до тематики розрахунків збитків та шкоди військової агресії. Окрім того, узгодження обов'язковим має стати узгодження національної термінології з міжнародною, існує наразі різне розуміння в Україні та в Європейському Союзі понять «екологічна шкода», «екологічна відповідальність» і «екологічна відповідальність (зобов'язання) за відновлення» тощо.

Серед позитивних результатів аналізу та потенційних можливостей методиках встановлено наявність алгоритму розрахунків розміру шкоди та збитків для певних чинників, викликаних військовою агресією. Передбачена можливість застосування даних дистанційного зондування землі, що є надзвичайно важливим напрямком оцінювання збитків тих територій, які зазнають постійних обстрілів або є замінованими, про те поки що відсутнє розуміння щодо їх оформлення як доказової бази злочинів. *Ключові слова:* довкілля, природні комплекси, воєнні дії, збитки, втрати, шкода, методики, повоєнне відновлення.

Analytical research of the methods of calculating environmental damage from military actions. Romanenko M., Krysinaska D., Tymchenko I.

The authors conducted an analysis of the methods approved by the Ministry of Environmental Protection and Natural Resources of Ukraine for assessing damage and losses caused to land, soil, atmospheric air, water resources, internal sea waters of Ukraine in the Azov and Black Seas, subsoil, forest fund, nature reserve fund.

A generalized SWOT analysis of the methods was performed, which made it possible to determine their strengths and weaknesses, to establish those key aspects of the existing regulatory documents that require strengthening and refinement.

It was established that one of the main challenges related to the recognition of the results of recorded crimes of the Russian Federation against the environment is an insufficient network of laboratories with appropriate accreditation certificates. This direction needs to be refined, because the main task of assessing the impact of Russian aggression on the environment is compliance with international requirements, collected materials and information base, for a further successful decision for Ukraine in international legal proceedings regarding the recovery of reparations. The mechanism for involving specialized organizations and experts is not prescribed in the existing methods. Although there is currently an acute need for qualified personnel, resources for field trips, the use of instrumental and laboratory control, etc.

The authors determined that in order to strengthen the existing Ukrainian methods, it is necessary to agree on the terminology related to the subject of calculations of losses and damages of military aggression. In addition, harmonization of national terminology with international terminology should become mandatory, there is currently a different understanding of the concepts "environmental damage", "environmental responsibility" and "environmental responsibility (obligation) for restoration" etc. in Ukraine and in the European Union.

Among the positive results of the analysis and the potential opportunities of the methods, the presence of an algorithm for calculating the amount of damage and losses for certain factors caused by military aggression was established. The possibility of using the data of remote sensing of the earth is envisaged, which is an extremely important direction for assessing the damage of those territories that are subjected to constant shelling or are mined, but there is still no understanding regarding their registration as an evidence base for crimes. *Key words:* environment, natural complexes, military operations, damages, losses, damage, methods, post-war recovery.

Постановка проблеми та актуальність дослідження. Повномасштабне вторгнення військ російської федерації на територію України, призвело до численних катастрофічних наслідків для всіх складових довкілля. Природні та антропогенно змінені території в тих областях, населені пункти яких знаходяться під постійними або частковими обстрілами, зазнають жахливих руйнувань цілих екологічних систем або їх частин.

Питання обрахунків збитків та шкоди завданої військовою агресією є одним з найбільш актуальних питань, які озвучуються на численних конференціях та екологічних з'їздах. Фахівці відповідно уповноважених органів, до обов'язків яких належить формування інформаційно-матеріальної бази фіксації та розрахунку збитків від воєнних дій, спільно з громадськими організаціями неодноразово наголошують на необхідності перегляду та удосконалення існуючих методик розрахунків збитків довкілля. Громадські обговорення, фахові консультації з цього питання тривають від самого початку воєнних дій. Проте чіткого розуміння того, якими мають бути нормативно-правові документи для того, щоб результати розрахунків збитків стали в майбутньому частиною матеріалів доказової бази відшкодування порушень щодо довкілля та виплат репарацій, поки що не сформовано остаточно.

Новизна отриманих результатів дослідження полягає в проведеному SWOT-аналізі існуючих методик. З наведеного аналізу можемо бачити, що наразі слабкі сторони переважають в існуючих офіційних методиках оцінки шкоди та збитків. Особливого занепокоєння викликає ситуація щодо визнання доказової бази порушень довкілля внаслідок військової агресії РФ через відсутність даних до воєнного стану довкілля, системного моніторингу порушень під час воєнних дій, нестачі фахівців та лабораторного устаткування тощо.

Матеріалами дослідження стали матеріали методик розрахунку збитків довкілля від воєнних дій, повний перелік яких подано в статті.

Виклад основного матеріалу. Постановою Кабінету Міністрів України від 20 березня 2022 р. № 326 «Про затвердження Порядку визначення шкоди та збитків, завданих Україні внаслідок збройної агресії Російської Федерації» встановлено процедуру визначення шкоди та збитків, завданих Україні внаслідок збройної агресії Російської Федерації (далі – шкода та збитки), починаючи з 19 лютого 2014 року [1].

Визначення шкоди та збитків здійснюється окремо за 22 напрямками, з них 6 безпосередньо стосуються навколишнього середовища, а саме: 1) шкода, завдана земельним ресурсам, 2) втрати надр, 3) збитки, завдані водним ресурсам, 4) шкода, завдана атмосферному повітрю, 5) втрати лісового фонду, 6) збитки, завдані природно-заповідному фонду. Майже 27% напрямів шкоди та втрат є довкіллєвими.

Для визначення шкоди та збитків, завданих компонентам довкілля, використовуються такі методики, затверджені Міністерством захисту довкілля та природних ресурсів України (Міндовкілля):

1. Методика визначення розміру шкоди завданої землі, ґрунтам внаслідок надзвичайних ситуацій та/або збройної агресії та бойових дій під час дії воєнного стану, затверджена Наказом Міністерства довкілля та природних ресурсів України від 04.04.2022 № 167 [2].

2. Методика розрахунку неорганізованих викидів забруднюючих речовин або суміші таких речовин в атмосферне повітря внаслідок виникнення надзвичайних ситуацій та/або під час дії воєнного стану та визначення розмірів завданої шкоди, затверджена Наказом Міністерства довкілля та природних ресурсів України від 13.04.2022 № 175 [3]. Методика визначення збитків, заподіяних внаслідок забруднення та/або засмічення вод, самовільного користування водними ресурсами, затверджена Наказом Міністерства довкілля та природних ресурсів України від 21.07.2022 № 252 [4].

3. Методика визначення збитків, заподіяних навколишньому природному середовищу в межах територіального моря, виключної морської (економічної) зони та внутрішніх морських вод України в Азовському та Чорному морях, затверджена Наказом Міністерства довкілля та природних ресурсів України від 19.08.2022 № 309 [5].

4. Методика визначення розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок самовільного користування надрами, затверджена Наказом Міністерства довкілля та природних ресурсів України від 15.09.2022 № 366 [6].

5. Методика визначення шкоди та збитків, заподіяних лісовому фонду внаслідок збройної агресії Російської Федерації, затверджена Наказом Міністерства довкілля та природних ресурсів України від 05.10.2022 № 414 [7].

6. Методика визначення шкоди та збитків, завданих територіям та об'єктам природно-заповідного фонду внаслідок збройної агресії Російської Федерації, затверджена Наказом Міністерства довкілля та природних ресурсів України від 13.10.2022 № 424 [8].

Земля. Ґрунти. Наслідком російської воєнної агресії є те, що Україна стає найбільш замінованою країною у світі. Вибухи ракет, артилерійських снарядів, переміщення важкої військової техніки, зведення оборонних споруд, розлив паливно-мастильних матеріалів призводять до утворення воронок, порушення ґрунтового покриву, забруднення та ущільнення ґрунту. Знищується ґрунтова біота та рослинний покрив унаслідок пожеж.

Оцінка шкоди та збитків, завданих землі і ґрунтам обраховується відповідно до Методики визначення розміру шкоди завданої землі, ґрунтам внаслідок надзвичайних ситуацій та/або збройної агресії

та бойових дій під час дії воєнного стану, затвердженої Наказом Міністерства довкілля та природних ресурсів України від 04.04.2022 № 167 [2]. Чинною є Методика визначення розмірів шкоди, зумовленої забрудненням і засміченням земельних ресурсів через порушення природоохоронного законодавства, затверджена Наказом Міністерства охорони навколишнього природного середовища та ядерної безпеки України від 27 жовтня 1997 року № 171 [9].

Забруднення ґрунтів тлумачиться як накопичення в ґрунтах речовин, які негативно впливають на їх родючість та інші корисні властивості. Засмічення земель – наявність на земельній ділянці сторонніх предметів, матеріалів, відходів та/або інших речовин без відповідних дозволів.

ґрунти вважаються забрудненими за таких умов:

- поява в зоні аерації нових забруднюючих речовин, яких раніше не було;
- вміст небезпечних речовин, що перевищує їх гранично допустиму концентрацію.

Землі вважаються засміченими у випадках, якщо на земельній ділянці наявні сторонні предмети, матеріали, відходи та/або інші речовини без відповідних дозволів, які з'явилися на цій земельній ділянці внаслідок надзвичайних ситуацій та/або збройної агресії та бойових дій.

Факти забруднення ґрунтів та/або засмічення земель, а також їх масштаби можуть встановлюються шляхом огляду земельних ділянок, даних дистанційного зондування землі, досліджень отриманих зразків проб ґрунтів, опрацювань висновків будь-яких експертиз, пояснень, довідок, документів, матеріалів, відомостей, отриманих, зокрема, з будь-яких джерел, оперативних повідомлень фізичних та юридичних осіб тощо.

За наявності інформації про кількість (об'єм, маса) забруднюючої речовини, яка проникла у певний шар ґрунту, визначаються площа, глибина просочування, в інших випадках визначення обсягу забруднення ґрунтів здійснюється із застосуванням інструментально-лабораторного контролю, а у разі необхідності із залученням спеціалізованих організацій та на основі інших наявних матеріалів, включаючи дані дистанційного зондування землі.

Основою розрахунків розміру шкоди є нормативна грошова оцінка земельної ділянки, ґрунти якої зазнали забруднення або засмічення. Щодо земельних ділянок, грошова оцінка яких не проведена, або у випадку неможливості отримання даних вона розраховується як середня нормативна грошова оцінка площі ріллі по Автономній Республіці Крим або по області (для міста Києва використовується середня нормативна грошова оцінка площі ріллі по Київській області), помножена на коефіцієнт, що зумовив негативні екологічні наслідки для родючості ґрунтів, який дорівнює 300. Наприклад, нормативна грошова оцінка одиниці площі ріллі по Миколаївській області на 1 січня 2022 року становить 27038 грн.

Забруднюючі речовини, що спричинили забруднення земельної ділянки, поділені на 4 групи небезпечності, основою для визначення яких є величини гранично допустимих концентрацій (ГДК) та ориєнтовно допустимих концентрацій (ОДК) хімічних речовин в ґрунті.

Факт забруднення ґрунтів та/або засмічення земель, їх масштаби встановлюються уповноваженими особами, які здійснюють у межах повноважень, передбачених законом, державний нагляд (контроль) за додержанням вимог законодавства про охорону навколишнього природного середовища (Держгеоінспекція), фахівці якої також проводять розрахунок шкоди.

Щоб оформити справу з визначення розміру шкоди завданої землі, ґрунтам необхідно задокументувати факт забруднення/засмічення (скласти акт, провести вишукування), замовити витяг з технічної документації з нормативної грошової оцінки земельної ділянки, що зазнала забруднення/засмічення, який має видати територіальний орган Держгеокадастру за місцем розташування земельної ділянки через центри надання адміністративних послуг (висока ймовірність що такі центри у зоні бойових дій не працюють, документація не зберіглася), отримати у територіальному органі Держгеокадастру довідку про віднесення земельної ділянки, що зазнала забруднення, до категорій за цільовим призначенням, провести та оформити розрахунок.

Важливим етапом для об'єктивного визначення шкоди, завданої землі і ґрунтам, є порядок відбору проб ґрунтів та здійснення інструментально-лабораторного контролю. В Україні затверджено стандарт ДСТУ ГОСТ 17.4.3.01:2019 Охорона довкілля. Якість ґрунту. Загальні вимоги до відбирання проб [10]. В акті відбору проб необхідно зазначити місце відбору проб, прив'язку до місцевості, площу земельної ділянки та площу пробної площадки. Проби відбираються методом конверту – п'ять точкових та одна об'єднана проби. Вказується глибина відбору. Маса проби повинна перевищувати 1 кг. Залежно від характеру ураження території, типу розповсюдження забруднюючих речовин відбираються поверхневі (глибина відбору 0–20 см) та глибинні (глибина відбору більше 20 см) проби ґрунтів.

Припускаємо, що сертифікованих лабораторій для проведення аналізу проб ґрунтів в Україні недостатньо. Вони нерівномірно розподілені по території України.

Надра. Видання The Washington Post з посиланням на аналіз, проведений канадською компанією SecDev, повідомляло, що РФ захопила 63% вугільних родовищ України, 11% нафтових, 20% родовищ природного газу, 42% родовищ металів та 33% родовищ рідкісноземельних та інших важливих корисних копалин, включаючи літій. Частина цих родовищ

була захоплена ще 2014 року під час анексії Криму та початку війни на Донбасі [11].

Оцінка шкоди та збитків, завданих надрам на території України обраховується відповідно до Методики визначення розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок самовільного користування надрами, яка затверджена Наказом Міністерства довкілля та природних ресурсів України від 15.09.2022 № 366 [6].

Під самовільним користуванням надрами розуміється видобування корисних копалин або користування надрами у таких випадках:

- в цілях, не пов'язаних з видобуванням корисних копалин;
- за відсутності діючої дозвільної документації, або з перевищенням встановлених лімітів видобування;
- користування надрами на тимчасово окупованих територіях;
- збройна агресія російської федерації на інших територіях України.

Ця Методика поширюється на три цільові групи:

- 1) посадових осіб, уповноважених здійснювати заходи державного нагляду (контролю) за геологічним вивченням, використанням та охороною надр, розрахунок збитків, заподіяних державі внаслідок самовільного користування надрами, 2) правоохоронні органи під час проведення слідчих дій, 3) суб'єктів самовільного користування надрами.

До суб'єктів самовільного користування надрами віднесено підприємства, установи, організації, громадяни України, іноземці та особи без громадянства, іноземні юридичні особи, а також російська федерація як держава-агресор, що здійснюють самовільне користування надрами.

Показники, які оцінюються наведені у таблиці (табл. 1).

У методиці використовується 2 підходи до розрахунку розміру збитків: внаслідок самовільного користування надрами (окрім випадків, спричинених збройною агресією) та самовільне користування надрами на тимчасово окупованих територіях та на іншій території України внаслідок збройної агресії російської федерації.

Обсяг самовільного, в тому числі незаконного, користування надрами на тимчасово окупованих територіях та на іншій території України внаслідок збройної агресії російської федерації (рф) визначається шляхом встановлення об'єму (кількості)

самовільно видобутих запасів (ресурсів) корисних копалин або розміру площі користування надрами в цілях, не пов'язаних з видобуванням корисних копалин.

Формули розрахунку розміру збитків, заподіяних державі в результаті самовільного користування надрами, наводяться у розділах IV, V методики.

Для визначення розміру збитків використовуються такі характеристики:

- об'єм (кількість) самовільно видобутих корисних копалин (т; м³; кг, г, карат);
- вартість об'єму (кількості) корисних копалин (мінеральної сировини), видобутих у відповідних податкових періодах під час тимчасової окупації території Автономної Республіки Крим та міста Севастополя та деяких інших територій (грн за маси або об'єму)
- коригуючий коефіцієнт, який відповідає категорії ступеню геолого-економічної вивченості корисних копалин на відповідній ділянці надр.

Важлива увага приділяється факту фіксації періоду початку самовільного користування надрами.

Розрахунок проводять посадові особи, уповноважені здійснювати заходи державного нагляду (контролю) за геологічним вивченням, використанням та охороною надр, тобто представники Державної служби геології та надр України. Укладений розрахунок направляється до органів прокуратури.

Позитивними аспектами методики є те, що вона застосовується для визначення розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок самовільного користування надрами, як внаслідок збройної агресії рф, так і в мирний період. У документі розширено поняття «самовільне користування надрами», оскільки до прийняття цієї методики під самовільним користуванням надрами розумілось лише користування надрами за відсутності дозвільної документації на користування надрами. Передбачено, що можна проводити необмежену кількість розрахунків, варто вказувати наступний розрахунок періоду самовільного користування надрами.

Для проведення розрахунків з виїздом на місцевість на деокуповані території або ті, де велись активні бойові дії чи високий ризик мінувань, відібрати зразки (необхідний об'єм чи масу забору зразку, кількість необхідних проб для складання зразка з дотриманням порядку забору проби залежно від особливостей корисних копалин) не вбачається

Таблиця 1

Оцінка шкоди та збитків, завданих надрам

№ п/п	Показник	Одиниці вимірювання
1.	Об'єм видобутих корисних копалин під час самовільного користування надрами	т; м ³ ; кг, г, карат
2.	Розмір площі користування надрами в цілях, не пов'язаних з видобуванням корисних копалин	тис. куб. метрів активного об'єму, куб. м, кв. м ділянки надр

можливим, принаймні оперативно чи до розмінування територій. При цьому в методиці звертається увага, що достовірність результатів досліджень залежить від відповідності вимог відбору зразків сировини.

Збитки, заподіяні державі внаслідок самовільного користування надрами, підлягають відшкодуванню державі суб'єктами самовільного користування надрами.

За основний показник розрахунку розміру збитків, заподіяних державі в результаті самовільного користування надрами на тимчасово окупованих територіях та на іншій території України внаслідок збройної агресії російської федерації, визначено об'єм (кількість) самовільно видобутих запасів корисних копалин родовищ (ділянок надр). При цьому в методиці не враховані такі чинники, як забруднення атмосферного повітря під час видобутку корисних копалин, наявність нових чи інших стаціонарних або нестаціонарних джерел забруднення повітря, можливе забруднення водних ресурсів унаслідок ведення військових дій чи від порушення технологічних процесів під час користування надрами.

Визначити об'єм (кількість) самовільно видобутих надр, якщо площі вироблених твердих корисних копалин великі, досить складно без застосування дистанційних методів дослідження. Можливість використання даних аерофото- або космічної зйомки, квадрокоптерів, які мають функцію відеофіксації на зондування лазерним променем для створення 3D моделі лінійних розмірів, передбачена методикою. Є потреби у залученні високо кваліфікованих фахівців зі спеціальною технікою.

Атмосферне повітря. Для розрахунку збитків, завданих атмосферному повітрю, застосовується Методика розрахунку неорганізованих викидів забруднюючих речовин або суміші таких речовин в атмосферне повітря внаслідок виникнення надзвичайних ситуацій та/або під час дії воєнного стану та визначення розмірів завданої шкоди, затверджена Наказом Міністерства довкілля та природних ресурсів України від 13.04.2022 № 175 [3].

Фактичним забруднення атмосферного повітря вважається у разі, коли внаслідок надзвичайних ситуацій та/або під час дії воєнного стану, від джерела викиду в атмосферне повітря здійснено неорганізований викид забруднюючих речовин або сумішей таких речовин

Неорганізований викид – викид, який надходить в атмосферне повітря у вигляді ненаправлених потоків газопилової суміші від джерел забруднення, не оснащених спеціальними спорудами для відведення газів газоходами, трубами та іншими спорудами.

Факти неорганізованих викидів та їх масштаби встановлюються, зокрема, але не виключно, шляхом огляду місця події, даних дистанційного зондування землі, лабораторних досліджень атмосферного пові-

тря, опрацювань висновків будь-яких експертиз, пояснення, довідок, документів, матеріалів, відомостей, отриманих з будь-яких джерел, оперативних повідомлень фізичних та юридичних осіб тощо.

Важливими характеристиками, для проведення розрахунків шкоди, є маса неорганізованих викидів забруднюючих речовин, ставка податку за неорганізовані викиди забруднюючих речовин або суміші таких речовин в атмосферне повітря, коефіцієнти класу небезпеки забруднюючих речовин або їх суміші, впливу на довкілля в залежності від тривалості події, масштабу подій, характеру походження події. Тривалість події розглядається від початку до більше 24 годин, також є варіант у разі не визначення тривалості подій.

Фіксація фактів, масштабів та розрахунок неорганізованих викидів забруднюючих речовин або суміші таких речовин в атмосферне повітря здійснюється Державною екологічною інспекцією України (Держекоінспекцією).

Наразі незначна кількість випадків неорганізованих викидів забруднюючих речовин або суміші таких речовин в атмосферне повітря підлягає оцінці шкоди. Це переважно наслідки ракетних атак, артилерійських обстрілів, коли руйнуються об'єкти критичної та цивільної інфраструктури, виникають пожежі. Не враховуються викиди від нестаціонарних джерел забруднення – переміщення важкої військової техніки, перевезення залізничним транспортом, неорганізовані викиди в пошкоджених резервуарах, газопроводах, трубопроводах та інших мережах транспортування енергоносіїв, у випадках якщо не було пожеж.

Забруднюючі речовини розсіюються та переміщуються у повітрі. Кожного дня війни таких випадків різного характеру та масштабу виникає багато. Всі зафіксувати неможливо, а забруднення атмосферного повітря відбувається щодня. Важливо фіксувати випадки викидів у зоні ведення бойових дій, на лінії зіткнення, на окупованих територіях, тому необхідними є інструкції щодо механізму використання даних дистанційного зондування землі для фіксації надзвичайних ситуацій, що виникають.

При розрахунку маси неорганізованого викиду забруднюючих речовин, у разі встановлення факту загоряння лісових та інших насаджень, не враховано що згоріло (лише площа загоряння), згорів чи трав'яний покрив, чи лісовий настил або вікові дерева). Це призводить до розрахунків, які не враховують особливостей місцевості.

Відповідно до методики здійснюється розрахунок неорганізованих викидів лише певних забруднюючих речовин та їх сумішей, наприклад, діоксиду азоту, аміаку, сірчистого ангідриду, діоксиду вуглецю, пилу, сажі. Втім під час ракетних атак виділяються інші нетипові забруднюючі речовини від вибухів ракет, боеприпасів, ці викиди не зафіксовані регламентом і не відстежуються. Для розрахунків

таких викидів необхідним є залучення військових експертів, а в майбутньому військових екологів, бо вплив війни на довкілля має довгострокові наслідки.

Важливо розвивати систему моніторингу атмосферного повітря. В Україні паралельно діють державна та громадська системи моніторингу. Державна – це система пунктів спостережень Українського гідрометеорологічного центру.

Найбільшими громадськими мережами моніторингу є Save Dnipro, EcoCity, дані з яких інтегровані в ресурс Міндовкілля ЕкоЗагроза.

Водні ресурси. Водойми. Методика визначення збитків, заподіяних внаслідок забруднення та/або засмічення вод, самовільного користування водними ресурсами затверджена наказом Міндовкілля від 21.07.2022 № 252 [4].

Відповідно до методики визначення розміру збитків, заподіяних внаслідок забруднення та/або засмічення вод, самовільного користування водними ресурсами внаслідок збройної агресії російської федерації, проводиться на підставі матеріалів огляду місця події, інструментально-лабораторних вимірювань, даних візуальних спостережень, аерофотозйомки, дистанційного зондування Землі, державного моніторингу вод, первинного обліку водокористування, розрахункових методів, опрацювання експертних оцінок чи встановлених розслідуваннями або оцінених у результаті еколого-гідрологічних вишукувань, судових документів, документів дозвільного характеру, проектною документації, паспортів артезіанських свердловин, паспортних даних механізмів (засобів) для забору та використання вод, технологічних регламентів, індивідуальних норм водоспоживання та водовідведення, звіту про використання води за формою № 2ТП-водгосп (річна), звітності за формою № 7-гр (підземні води) (річна), податкової декларації екологічного податку, податкової декларації з рентної плати за спеціальне використання води, матеріалів, отриманих в ході проведення слідчих дій правоохоронними органами, опрацювань експертних висновків, пояснень, довідок, документів, матеріалів, відомостей, отриманих, зокрема, з будь-яких джерел, оперативних повідомлень фізичних та юридичних осіб тощо.

Уповноваженим органом визначати збитки, вести облік кількості та сум розрахованих збитків є Держекоінспекція. Розрахунок направляється до правоохоронних органів для долучення до матеріалів кримінального провадження.

Визначення збитків, заподіяних внаслідок забруднення та/або засмічення вод, самовільного користування водними ресурсами внаслідок збройної агресії російської федерації здійснюється у таких випадках:

- скид забруднюючих речовин у водний об'єкт (крім морських вод) зі зворотними водами;
- скид забруднюючих речовин у водний об'єкт (морські води) зі зворотними водами;

– забруднення речовинами у чистому вигляді у складі продукції чи сировини водним об'єктам (крім морських вод);

– забруднення речовинами у чистому вигляді у складі продукції чи сировини (морські води);

– засмічення сторонніми предметами, матеріалами, відходами та/або іншими речовинами;

– збитки, обумовлені самовільним користуванням водними ресурсами;

– забруднення підземних вод забруднюючими речовинами;

– забруднення підземних вод фільтратом сміттєзвалищ та полігонів твердих побутових та промислових відходів.

Водні об'єкти класифіковані на 3 категорії: поверхневі водні об'єкти господарсько-побутового використання, поверхневі водні об'єкти рибогосподарського використання, підземні води.

Спільними характеристиками, які використовуються для розрахунків збитків, є маса наднормативного скиду і-ї забруднюючої речовини у водний об'єкт, кількість забруднюючих речовин, питомий економічний збиток від забруднення водних ресурсів, віднесений до 1 тони умовної забруднюючої речовини (передбачена індексация) та різні коефіцієнти залежно від ситуації (наприклад, що враховують регіональну дефіцитність водних ресурсів поверхневих вод, ураженість водної екосистеми, цінність морської акваторії та ін.).

Унаслідок самовільного користування водними ресурсами основним параметром вимірювання є об'єм води, що забрана та/або використана самовільно, застосовується на дату виявлення порушення розмір, аналогічний ставці рентної плати за спеціальне використання води, встановленої статтею 255 Податкового кодексу України та коефіцієнт, що враховує збільшення шкоди водній екосистемі під час воєнного стану.

Для встановлення факту впливу, наприклад, сміттєзвалища або полігона твердих побутових та промислових відходів на підземні води, необхідним є безпосереднє перебування на території, що не у всіх випадках є допустим, враховуючи інтенсивність ведення бойових дій чи ризики замінування.

У методиці існує пряме посилання на використання Методики розрахунку розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок порушення законодавства про охорону та раціональне використання водних ресурсів, затвердженої наказом Міндовкілля від 20.07.2009 № 389 [12], що розширює формули розрахунків та коефіцієнти.

У методиці всі випадки завдання збитків прив'язані до збройної агресії російської федерації, при цьому не дається її визначення. Збройна агресія російської федерації проти України розпочалася 20 лютого 2014 року, коли були зафіксовані перші випадки порушення Збройними Силами російської федерації всупереч міжнародно-правовим зобов'яз-

занням російської федерації порядку перетину державного кордону України (Заява Верховної Ради України Про відсіч збройній агресії російської федерації та подолання її наслідків [13].

Важливо встановити причинно-наслідковий зв'язок завдання збитків та дій, спричинених російською агресією. Проведення розрахунків збитків потребує широкого застосування інструментально-лабораторних вимірювань.

Наявні методи оцінки шкоди водним ресурсам загалом не стосуються їхнього відновлення, хоча Водна Рамкова Директива ЄС передбачає відповідальність держави за відновлення навколишнього середовища.

Шкода, завдана водним ресурсам, оцінюється за величиною неотриманих еко-податків та ренти, а не за кількістю коштів, необхідних для відновлення [14].

Для оцінювання збитків, заподіяних навколишньому природному середовищу в межах територіального моря, виключної морської (економічної) зони та внутрішніх морських вод України в Азовському та Чорному морях застосовується методика, затверджена Наказом Міністерства довкілля та природних ресурсів України від 19.08.2022 № 309 (зі змінами) [5]. Вона застосовується спільно із таксами для обчислення розміру відшкодування збитків, заподіяних внаслідок забруднення із суден, кораблів та інших плаваючих засобів територіальних і внутрішніх морських вод України, затвердженими Постановою Кабінету Міністрів України від 3 липня 1995 р. № 484 [15]. Віднесення забруднюючих речовин до категорій токсичності (категорії забруднювачів) проводиться відповідно до Міжнародної конвенції по запобіганню забрудненню із суден 1973 року [16].

Дія методики поширюється на події завдання збитків в межах територіального моря, виключної морської (економічної) зони та внутрішніх морських вод України в Азовському та Чорному морях внаслідок збройної агресії російської федерації, зокрема у разі забруднення та/або засмічення морських вод від суден, кораблів та інших плаваючих засобів, у тому числі військових.

Під забрудненням морських вод розуміється надходження до морських вод забруднюючих речовин, під засмічення – привнесення у морські води сторонніх предметів, матеріалів, відходів та/або інших речовин.

Визначення розміру збитків, заподіяних навколишньому природному середовищу, проводиться на підставі матеріалів огляду місця події, інструментально-лабораторних вимірювань, даних візуальних спостережень, аерофотозйомки, дистанційного зондування Землі, державного моніторингу вод, розрахункових методів, опрацювання експертних оцінок чи встановлених розслідуваннями або оцінених у результаті еколого-гідрологічних вишукувань, судових документів, документів дозвільного характеру, проектної документації, технологічних регламентів,

індивідуальних норм водоспоживання та водовідведення, матеріалів, отриманих в ході проведення слідчих дій правоохоронними органами, опрацювання експертних висновків, пояснень, довідок, документів, матеріалів, відомостей, отриманих, зокрема, з будь-яких джерел, оперативних повідомлень фізичних та юридичних осіб тощо (далі – методи).

Розмір збитків, заподіяних внаслідок забруднення та/або засмічення морських вод від суден, обчислюється в доларах США на підставі кількості забруднюючих речовин, сторонніх предметів, матеріалів, відходів та/або інших речовин, об'єму господарсько-фекальних стічних вод

На практиці порахувати масу з кораблів агресора у більшості випадків неможливо, оскільки нема до них доступу.

Лісові ресурси. Методика визначення шкоди та збитків, заподіяних лісовому фонду внаслідок збройної агресії російської федерації затверджена Наказом Міністерства довкілля та природних ресурсів України від 05.10.2022 № 414 [7].

Втрати лісового фонду включають шкоду, заподіяну державі, та збитки, заподіяні постійним лісокористувачам та власникам лісів.

Об'єктами застосування методики є ділянки лісогосподарського призначення, захисні насадження лінійного типу, лісові розсадники, лісові культури, мисливські угіддя.

Втрати, які оцінюються відповідно до цієї методики, наведенні таблиці 2.

Факт та період втрати встановлюється посадовими особами органів державної влади у ході проведення заходів. Факт самовільного користування на тимчасово окупованих територіях встановлюється постійними лісокористувачами та власниками лісів, користувачами мисливських угідь з урахуванням положень законодавства.

Вартість переоціненої деревини, втраченої заготовленої деревини встановлюється комісією постійного лісокористувача за результатами проведеної інвентаризації лісопродукції.

Факти заподіяння шкоди та збитків, а також їх масштаби встановлюються комісіями, створеними місцевими державними адміністраціями (далі – Комісія), на період воєнного стану – військові адміністрації, шляхом огляду земельних ділянок, даних дистанційного зондування землі, опрацювань висновків експертиз, пояснень, довідок, документів, матеріалів, відомостей, отриманих, зокрема, з офіційних джерел інформації, оперативних повідомлень фізичних та юридичних осіб тощо. Результати роботи Комісії оформлюються відповідними актами, що затверджуються органами, які створили ці Комісії. Затверджені відповідні акти Комісії надаються до територіального органу Держлісагентства.

Розрахунок розміру шкоди та збитків, заподіяних земельним ділянкам лісогосподарського призначення, захисним насадженням лінійного типу, лісо-

Визначення шкоди та збитків, заподіяних лісовому фонду

№	Характеристики, що підлягають оцінюванню	Основа розрахунків розміру шкоди
1	2	3
1.	втрати лісогосподарського виробництва, спричинені обмеженням прав постійних лісокористувачів та власників лісів або погіршенням якості земель	Нормативи втрат лісогосподарського виробництва, визначені у додатку 1 до Порядку визначення втрат лісогосподарського виробництва, затвердженого постановою Кабінету Міністрів України від 09 червня 2023 року № 588; площа пошкодженої або замінованої ділянки
2.	збитки, заподіяні унаслідок втрат пошкодженої, або втраченої заготовленої лісопродукції	середня реалізаційна вартість 1 щільного куб. метра деревини лісових порід у розрізі сортиментів, заготовлених лісокористувачем
3.	неотримані доходи лісокористувачів, заподіяні тимчасовим зайняттям земельних ділянок, встановленням обмежень щодо не проведення рубок (вартість лісопродукції, рентна плата)	ринкова вартість наявного на час оцінювання та недоотриманого запасу деревостану у віці стиглості (компенсація упущеної вигоди)
4.	витрати у зв'язку із неможливістю проведення заготівлі другорядних лісових матеріалів і здійснення побічного користування та недотримання сплати рентної плати в місцевий бюджет	установлені ліміти використання лісових ресурсів при заготівлі другорядних лісових матеріалів і здійсненні побічних лісових користувань та на підставі виданого спеціального дозволу – лісового квитка
5.	витрати у зв'язку із неможливістю використання корисних властивостей лісів для культурно-оздоровчих, рекреаційних, спортивних, туристичних і освітньо-виховних цілей та проведення науково-дослідних робіт на умовах тимчасового користування лісами (довгострокове та короткострокове) та недоотримання сплати рентної плати в місцевий бюджет	рентна плата, на підставі виданого лісового квитка або укладеного договору між постійним та тимчасовим лісокористувачем
6.	витрати на підготовку ґрунту під створення лісових культур	витрати на підготовку ґрунту механізованим способом і вручну, загальновиробничі та адміністративні витрати
7.	шкода та збитки, завдані лісовим розсадникам та лісовим культурам шляхом пошкодження або знищення	витрати на вирощування садивного матеріалу та догляд за лісовими культурами, шкода, завдана лісу знищенням або пошкодженням сіянців, саджанців у лісових розсадниках та знищенням лісових культур (згідно з додатком 3 та додатком 4 до постанови Кабінету Міністрів України від 23 липня 2008 року № 665 «Про затвердження такс для обчислення розміру шкоди, заподіяної лісу»
8.	шкода завданаї мисливському господарству за знищення чи пошкодження солонців, годівниць, посівів кормових культур рослин, мисливських вишок, вольєрів, вказівних знаків, інших біотехнічних споруд	фактична вартість, збільшена в п'ять разів
9.	пряма шкода, завдана певному виду мисливських тварин	такси для обчислення розміру відшкодування збитків, завданих унаслідок порушення законодавства в галузі мисливського господарства та полювання (крім видів, занесених до Червоної книги України), затверджених наказом Міністерства аграрної політики та продовольства України, Міністерства екології та природних ресурсів України від 19 червня 2017 року № 301/222
10.	шкода за знищення чи пошкодження гнізда, нори, іншого житла тварин, а також бобрової загати	такси відповідно до наказу Міністерства аграрної політики та продовольства України, Міністерства екології та природних ресурсів України від 19 червня 2017 року № 301/222
11.	шкода за кожне пошкоджене яйце, а також за кожний виявлений ембріон у незаконно добутої (знищеної) мисливської тварини	вище зазначені такси

Продовження таблиці 2

1	2	3
12.	шкода за кожне знищене чи пошкоджене штучне гніздо мисливських птахів	фактична вартість, збільшена в десять разів
13.	обсяг самовільного, в тому числі незаконного, користування землями лісогосподарського призначення, захисними насадженнями лінійного типу на тимчасово окупованих територіях	неотриманий дохід, площа окупованих лісових ділянок, термін самовільного користування, середня зважена ринкова ціна деревної породи
14.	розмір недоотриманого доходу (вигоди) мисливського господарства під час дії обмежень на тимчасово окупованих територіях	розмір доходу згідно бухгалтерського обліку в звичайних умовах, термін дії обмежень,
15.	розмір шкоди та збитків завданих водно-болотним угіддям	підпункт 11 пункту 2 Порядку, затвердженого постановою Кабінету Міністрів України від 20 березня 2022 року № 326
16.	розмір шкоди та збитків завданих будівлям, спорудам, об'єктам незавершеного будівництва	порядок, затверджений постановою Кабінету Міністрів України від 19 квітня 2022 року № 473

вим розсадникам, лісовим культурам спричинені обмеження прав постійних лісокористувачів та власників лісів, для використання їх у цілях, не пов'язаних з веденням лісового господарства, внаслідок збройної агресії російської федерації, здійснюється державною лісовою охороною за поданням матеріалів від постійних лісокористувачів та власників лісів, у власності та користуванні яких перебувають земельні ділянки лісового фонду.

Визначення шкоди та збитків, заподіяних лісовому фонду внаслідок збройної агресії рф, базуються на основі розрахунку втрат лісогосподарського виробництва, компенсації упущеної вигоди та за порушення законодавства. Ліс не розглядається як екосистема, компенсаційні витрати на відновлення лісів, лісових насаджень за цією методикою не передбачені, відповідно не обраховуються.

Природно-заповідний фонд. Шкода та збитки, завдані територіям та об'єктам природно-заповідного фонду внаслідок збройної агресії рф, визначаються відповідно до методики, затвердженої Наказом Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України 13 жовтня 2022 року № 424 [8].

Визначення розмірів та обсягів шкоди та збитків здійснюється з метою прогнозування загальнодержавних та секторальних витрат на відновлення, визначення обсягів компенсації державі за шкоду, заподіяну довкіллю, а також національному надбанню держави, до якого належить ПЗФ, подання на цих підставах відповідних позовів на компенсацію до судових інстанцій, у тому числі – міжнародних.

Факти заподіяння шкоди та збитків ПЗФ, а також їх масштаби встановлюються комісіями, створеними місцевими державними адміністраціями, шляхом огляду територій ПЗФ, даних дистанційного зондування Землі, опрацювань висновків експертиз, експертів, пояснень, довідок, документів, матеріалів, відомостей, отриманих, з офіційних джерел інформації, повідомлень фізичних та юридичних осіб. Головою комісії визначається представник військо-

вої адміністрації. Результати роботи комісії оформлюються актом та підписуються всіма членами комісії.

Відшкодуванню підлягають:

- понесені або необхідні витрати на відновлення природних комплексів та об'єктів в межах територій та об'єктів ПЗФ в обсязі, еквівалентному втраченим (пошкодженим) природним ресурсам, які надавалися цими природними комплексами та об'єктами;
- виражені у грошовій формі відновлювані втрати ПЗФ за період від дати втрати (пошкодження) до відновлення до вихідного стану;
- виражені у грошовій формі безповоротні (невідновлювані) втрати ПЗФ;
- збитки, завдані в результаті забруднення атмосферного повітря, земель, вод, що визначаються за окремо встановленими методиками з урахуванням коефіцієнта 10, яким визначається особлива природоохоронна цінність територій та об'єктів природно-заповідного фонду;
- витрати на проведення оцінки завданої шкоди та збитків (на експертизу, експертне дослідження (експертне оцінювання), збирання та оброблення даних дистанційного зондування Землі).

Визначення шкоди та збитків здійснюється Держекоінспекцією.

Методика за концепцією наближена до міжнародної методики оцінки еквівалентності середовища проживання (Habitat Equivalence Assessment), але розрахунки витрат на відновлення природних комплексів та об'єктів в обсязі, еквівалентному втраченим (пошкодженим) природним ресурсам не розроблені. На практиці шкода розраховується переважно згідно із спеціальними таксами, які є зрозумілими для уповноважених осіб та не викликають недовіри до нових підходів оцінки.

Розрахунок збитків, завданих територіям та об'єктам ПЗФ внаслідок збройної агресії рф, проводиться на основі визначення обсягу відшкодувань на відновлення первинного стану екосистем заповідної

території чи об'єкта з використанням для розрахунків окремих методик або такс, розроблених та затверджених у відповідності до законодавства, зокрема, на практиці застосовується Постанова Кабінету Міністрів України від 10.05.2022 № 575 «Про затвердження спеціальних такс для обчислення розміру шкоди, заподіяної порушенням законодавства про природно-заповідний фонд» [17].

Є методологічні підходи щодо визначення втрат, завданих територіям та об'єктам ПЗФ внаслідок збройної агресії рф, втрат від недоотримання прибутків від рекреаційної, наукової, природоохоронної, туристично-екскурсійної та іншої діяльності на територіях та об'єктах ПЗФ, але як підраховувати витрати на відновлення природних комплексів не зазначається. Наслідки збройної агресії рф, що призводять до невідновних втрат (зазначається у методиці), оцінюються експертним шляхом через систему економічних та соціальних збитків.

Ускладнює оцінку збитків потреба рахувати кількість знищених рослин і тварин та окремих популяцій інших видів організмів, у тому числі, видів занесених до Червоної книги України. В умовах великих пошкоджених чи замінованих площ це важко або неможливо реалізувати, враховуючи потребу у вузькоспеціалізованих спеціалістах.

Також має оцінюватись відповідність стану типу біогеоценозу після збройної агресії рф його нормальному незмінному стану, але не запропоновано методології. Для багатьох територій ПЗФ відсутні сучасні дані щодо їх природоохоронної цінності, оскільки не налагоджена система моніторингу.

SWOT аналіз методик. SWOT-аналіз – це аналітичний метод, який використовується для оцінювання сильних і слабких сторін, а також можливостей і загроз, пов'язаних із конкуренцією, що впливають на людину або бізнес.

Матриця SWOT-аналізу має такий вигляд.

Абревіатура SWOT складається зі скорочень слів і означає наступне:

S (Strengths) – сильні сторони. Унікальні характеристики та переваги, які дають можливість виділятися бізнесу на тлі конкурентів. Завдяки їм підприємство може збільшити свій прибуток. Наприклад, досить великий вибір товару, хороший сервіс, більш доступні ціни, сучасне обладнання, лідер галузі.

W (Weaknesses) – слабкі сторони. Недоліки, які не дають належною мірою розвиватися компанії, гальмують зростання її прибутку і роблять більш вразливою по відношенню до конкурентів. Наприклад, недостатня кількість співробітників, зрив термінів доставки, невеликий асортимент, низька якість товару, старе обладнання.

O (Opportunities) – можливості. Компоненти оточення, які можуть поліпшити становище і стан бізнесу за умови їх використання. Наприклад, кваліфіковані співробітники, правильне розміщення виробництва, відсутність сильних конкурентів, спонсорство.

T (Threats) – загрози. Компоненти оточення, через які компанія може якось постраждати, втратити клієнтів або прибуток. Наприклад, велика конкуренція, фінансова криза, нестабільна ситуація в країні, поява сильного конкурента [19].

SWOT-аналіз використовують як один з методів наукового аналізу, метою якого є розуміння проблемних точок діяльності та існування різних компаній, організацій, управлінських структур тощо.

Для аналізу методик визначення шкоди та збитків, завданих довкіллю унаслідок збройної агресії рф, використано аналітичний метод SWOT-аналізу. Він надає можливість дізнатися про внутрішні сильні та слабкі сторони, а також про зовнішні можливості й загрози (табл. 3).

Таблиця 3

Результати SWOT-аналізу вищезгаданих методик

Позитивний вплив Strengths (сильні сторони)	Негативний вплив Weaknesses (слабкі сторони)
1	2
1. З'явилися методики, у яких визначено що фактором впливу є збройна агресія, країна-агресор 2. Є алгоритм розрахунків розміру шкоди та збитків для певних чинників, викликаних військовою агресією. 3. Передбачена індексація такс (наприклад, для обчислення розміру шкоди ПЗФ). 4. Є коефіцієнти, що враховують еколого-господарське значення території/акваторії, особливу природоохоронну цінність та ін.	1. Неузгодженість термінології, що має відношення до тематики розрахунків (наприклад, «надзвичайні ситуації», «надзвичайні ситуації воєнного характеру», «збройна агресія, «бойові дії», «окупація» та ін. 2. Не враховується комплексна шкода, завдана довкіллю, лише окремим компонентам у визначених випадках. Випадки, коли земельні ділянки можуть взагалі не підлягати рекультиватії не розглядаються. 3. Організаційні: не прописаний механізм залучення спеціалізованих організацій, експертів; потреба у кваліфікованих кадрах, ресурсах для виїздів, застосуванні інструментально-лабораторного контролю. 4. Методологія, що базується на обліку кількості знищених/пошкоджених особин (об'єктів ЧКУ, дерев та ін.) є неприйнятною в умовах мінуваль, великих площ територій, що зазнали впливу воєнних дій, або пройшов певний час від фактору впливу (наприклад, пожежі).

1 Opportunities (можливості)	2 Threats (загрози)
<p>1. Можливість проводити розрахунки впливу війни на довкілля з квітня 2022 р.</p> <p>2. Передбачена можливість застосування даних дистанційного зондування землі, але відсутні настанови щодо їх оформлення як доказової бази злочинів.</p> <p>3. Спроба оформити справи для подання до міжнародних інстанцій щодо відшкодування завданої шкоди довкілтю унаслідок збройної агресії РФ, залучити Міжнародну робочу групу щодо екологічних наслідків війни відповідно до Рамкового документа, де визначені три пріоритети її роботи: максимально повна оцінка завданої довкілтю шкоди, пошук найкращої стратегії визначення та забезпечення відповідальності й відшкодування за ці злочини, а також рекомендацій щодо післявоєнного переходу України до «зеленої» економіки.</p>	<p>1. Різні концептуальні підходи в національних та міжнародних методиках: в Україні – відповідальність за порушення законодавства, розрахунок збитків і шкоди, в ЄС, США – відповідальність за запобігання та усунення шкоди довкілтю, обрахунок компенсаційних витрат на відновлення стану, втрат екосистемних послуг – це може бути неприйнятним у міжнародних судах для стягнення репарацій.</p> <p>2. Неузгодженість національної термінології до міжнародної (різне розуміння в Україні і в ЄС понять «екологічна шкода», «екологічна відповідальність» і «екологічна відповідальність (зобов'язання) за відновлення»).</p> <p>3. Не встановлено порядок фіксації причинно-наслідкових зв'язків між діями агресора і заподіяною шкодою – впливає на якість доказової бази.</p> <p>3. Потреба у проведенні якісних лабораторно-інструментальних досліджень для виявлення та підтвердження фактів завдання шкоди довкілтю, у т.ч. забруднюючих речовин від ракетних атак, обстрілів різними видами зброї.</p> <p>4. Наявність/збереження даних щодо довоєнного стану довкілля, посилення значення результатів фонових моніторингу.</p>

Головні висновки та перспективи використання результатів дослідження. Національні методики оцінки збитків довкілтю, які діють на сьогодні в Україні не дають об'єктивної оцінки шкоди довкілтю.

Результат проведеного SWOT-аналізу вказує на те, що до основних викликів пов'язаних з визнанням результатів зафіксованих злочинів РФ проти довкілля є не достатня мережа лабораторій з відповідними сертифікатами акредитації, що дозволило би у майбутньому вважати зібрані матеріали базою документами для міжнародних судових процесів щодо стягнення репарацій.

Особливого занепокоєння викликає ситуація щодо визнання доказової бази порушень довкілля внаслідок військової агресії РФ через відсутність даних до воєнного стану довкілля, системного моніторингу порушень під час воєнних дій, нестачі фахівців та лабораторного устаткування тощо.

Ще одним важливим моментом, вартим уваги для посилення існуючих методик, має стати

узгодженість термінології, що має відношення до тематики розрахунків. Наприклад, «надзвичайні ситуації», «надзвичайні ситуації воєнного характеру», «збройна агресія, «бойові дії», «окупація» та тощо. Окрім того, узгодження національної термінології з міжнародною, адже маємо різне розуміння в Україні і в ЄС понять «екологічна шкода», «екологічна відповідальність» і «екологічна відповідальність (зобов'язання) за відновлення» тощо.

Щодо подальших перспектив та потреб в напрямку оцінювання шкоди завдано довкілтю, є розробка чітких та зрозумілих процедур оцінки матеріальних та фізичних ресурсів, які необхідні окремим громадам для відновлення компонентів довкілля, яким завдана шкода внаслідок воєнних дій та організації постійного моніторингу в зоні впливу, зокрема, моніторингу ґрунтів, підземних та поверхневих вод, де небезпечні наслідки воєнних дій будуть проявлятися ще багато років.

Література

1. Про затвердження Порядку визначення шкоди та збитків, завданих Україні внаслідок збройної агресії Російської Федерації : Постанова Кабінету Міністрів України від 20 бер. 2022 р. № 326 URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/326-2022-%D0%BF#Text> (дата звернення 25.10.2023).
2. Методика визначення розміру шкоди завданої землі, ґрунтам внаслідок надзвичайних ситуацій та/або збройної агресії та бойових дій під час дії воєнного стану : Наказ Міністерства довкілля та природних ресурсів України від 04 кв. 2022 р. № 167. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0406-22#Text> (дата звернення 25.10.2023).
3. Методика розрахунку неорганізованих викидів забруднюючих речовин або суміші таких речовин в атмосферне повітря внаслідок виникнення надзвичайних ситуацій та/або під час дії воєнного стану та визначення розмірів завданої шкоди : Наказ Міністерства довкілля та природних ресурсів України від 13 кв. 2022 р. № 175. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0433-22#Text> (дата звернення 25.10.2023).
4. Методика визначення збитків, заподіяних внаслідок забруднення та/або засмічення вод, самовільного користування водними ресурсами : Наказ Міністерства довкілля та природних ресурсів України від 21 лип. 2022 р. № 252. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0900-22#Text> (дата звернення 25.10.2023).

5. Методика визначення збитків, заподіяних навколишньому природному середовищу в межах територіального моря, виключної морської (економічної) зони та внутрішніх морських вод України в Азовському та Чорному морях : Наказ Міністерства довкілля та природних ресурсів України від 19 сер. 2022 р. № 309. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z1253-22#Text> (дата звернення 25.10.2023).
6. Методика визначення розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок самовільного користування надрами : Наказ Міністерства довкілля та природних ресурсів України від 15 вер. 2022 р. № 366. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z1337-22#Text> (дата звернення 25.10.2023).
7. Методика визначення шкоди та збитків, заподіяних лісовому фонду внаслідок збройної агресії Російської Федерації : Наказ Міністерства довкілля та природних ресурсів України від 05 жов. 2022 р. № 414. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z1308-22#Text> (дата звернення 25.10.2023).
8. Методика визначення шкоди та збитків, завданих територіям та об'єктам природно-заповідного фонду внаслідок збройної агресії Російської Федерації : Наказ Міністерства довкілля та природних ресурсів України від 13 жов. 2022 р. № 424. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z1416-22/print> (дата звернення 25.10.2023).
9. Методика визначення розмірів шкоди, зумовленої забрудненням і засміченням земельних ресурсів через порушення природоохоронного законодавства : Наказ Міністерства охорони навколишнього природного середовища та ядерної безпеки України від 27 жов. 1997 р. № 171. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0285-98#Text> (дата звернення 25.10.2023).
10. ДСТУ ГОСТ 17.4.3.01:2019 Загальні вимоги до відбирання проб ґрунту. https://dbn.co.ua/load/normativy/dstu/gost_17_4_3_01_2019/5-1-0-1844
11. Росія захопила в Україні території з корисними копалинами на 12,4 трлн доларів – WP БФ Сила Віри : веб-сайт URL: <https://www.slovoidilo.ua/2022/08/10/novyna/ekonomika/rosiya-zahopyla-ukrayini-terytoriyi-korysnymy-kopalynamy-124-trln-dollariv-wp>
12. Методика розрахунку розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок порушення законодавства про охорону та раціональне використання водних ресурсів : Наказ Міністерства охорони навколишнього природного середовища України 20 лип. 2009 р. № 389. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0767-09#Text> (дата звернення 25.10.2023).
13. Заява Верховної Ради України Про відсіч збройній агресії Російської Федерації та подолання її наслідків : Постанова Верховної Ради України від 21 кв. 2015 р. № 337-VIII. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/337-19#Text> (дата звернення 24.10.2023).
14. Євген Стахів, Андрій Демиденко Екоцид: катастрофічні наслідки руйнування дамби Каховського водосховища. Вокс Україна : веб-сайт. URL: <https://voxukraine.org/ekotsyd-katastrofichni-naslidky-rujnuvannya-damby-кахovskogo-vodoshovyshha> (дата звернення: 12.10.2023).
15. Про затвердження такс для обчислення розміру відшкодування збитків, заподіяних внаслідок забруднення із суден, кораблів та інших плаваючих засобів територіальних і внутрішніх морських вод України : Постанова Кабінету Міністрів України від 3 лип. 1995 р. № 484. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/484-95-%D0%BF#Text> (дата звернення: 23.10.2023).
16. Міжнародна конвенція по запобіганню забрудненню із суден 1973 року URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/896_009#Text (дата звернення: 20.10.2023).
17. Про затвердження спеціальних такс для обчислення розміру шкоди, заподіяної порушенням законодавства про природно-заповідний фонд : Постанова Кабінету Міністрів України від 10 тр. 2022 № 575. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/575-2022-%D0%BF#Text> (дата звернення: 21.10.2023).
18. Методика Habitat Equivalence Assessment для нарахування компенсаційних витрат на відновлення: загальний огляд. URL: http://epl.org.ua/wp-content/uploads/2022/05/Methodyka-Habitat-Equivalence_fin.pdf (дата звернення: 15.10.2023).
19. SWOT-аналіз: що це таке та приклади використання: стаття. URL: <https://wedex.com.ua/blog/swot-analiz-shho-tse-take-ta-prikladi-vikoristannya/> (дата звернення: 12.12.2023).

ДОСЛІДЖЕННЯ БІОРОЗКЛАДАННЯ ОДНОРАЗОВОГО ПАКУВАННЯ

Гадаєва Ю.С., Самойленко Н.М.

Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут»

вул. Кирпичова, 2, 61002, м. Харків

yuliia.hadaieva@mit.khpi.edu.ua, nataliia.samoilenko@khpi.edu.ua

В роботі досліджується розкладність поліетиленових пакетів з маркуванням «біорозкладаний» різних виробників, що використовуються у торговельних мережах. Для дослідження використовувались пакети на основі полієфірів і полісахаридних наповнювачів, таких як PBAT і PLA, що мали логотип «compost HOME», який вказує на придатність для розкладання у компостних ямах. Аналіз проводився за характеристиками втрати маси та фізичної цілісності пакетів, які пройшли розкладання, що слугувало загальною оцінкою їх здатності до розкладання. Термін дослідження становив 3 місяці.

Проведені в умовах теплиць та присадибних територій дослідження показали, що біорозкладні пакети мають досить високий рівень біодеградації у різному ґрунті та відмінних умовах проведення тестування. Втрати маси пакетів на протязі 3 місяців випробувань в умовах теплиць відповідали 23% для складу PBAT+ PLA та 32% для складу PBAT + PLA, кукурудзяний крохмаль в умовах теплиць, і відповідно 35% і 55% – на присадибних територіях. Встановлено, що процес деградації пакетів не впливає на квіткові рослини для ґрунту, багатого на поживні речовини, а також трав'яного покриву чорнозему місць озеленення. Поліетиленовий пакет низького тиску високої щільності (HDPE) зі вторинного матеріалу, що використовувався для порівняння результатів дослідження, як і очікувалось, не зазнав помітних змін та ознак біологічного руйнування.

Результати досліджень дозволять оцінити швидкість та ефективність деградації біорозкладних полімерних матеріалів в умовах знаходження у ґрунті присадибних ділянок, спрогнозувати наслідки надходження у нього мікропластику, що утворюється при біодеградації пакетів, та визначити можливість розкладання пакетів у ґрунті місць озеленення, що є доцільним при неможливості влаштувати у домогосподарствах компостної ями. Також показано, що внесення у багатого на поживні речовини ґрунту незначної кількості біорозкладного полімеру не впливає на ріст кімнатних рослин в умовах теплиць. *Ключові слова:* біорозкладні полімери, виробники пакетів, біодеградація, мікропластик, теплиці, присадибні ділянки, рослинність

Research on biodegradation of disposable packaging. Hadaieva Yu., Samoilenko N.

The paper investigates the biodegradability of plastic bags labelled «biodegradable» by different manufacturers used in trade networks. The bags used for the experiment were those based on polyesters and polysaccharide fillers, such as PBAT and PLA, which had the «compost HOME» logo, indicating their suitability for decomposition in compost pits. The analysis was based on the weight loss and physical integrity of the decomposed bags, which provided an overall assessment of their decomposability. The duration of the experiment was 3 months.

Research carried out in greenhouses and households has shown that biodegradable bags have a fairly high level of biodegradation in different soil and different testing conditions. The weight loss of the bags during 3 months of testing in a greenhouse corresponded to 23% for the PBAT+ PLA composition and 32% for the PBAT+ PLA composition, corn starch in a greenhouse, and 35% and 55%, respectively, in households. It was found that the degradation process of the bags does not affect flower plants for nutrient-rich soil and grass cover of black soil in landscaping areas. The low-pressure, high-density polyethylene (HDPE) bag made of recycled material used to compare the results of the experiment, as expected, did not show any noticeable changes or indications of biological degradation.

The results of the research allows to evaluate the rate and efficiency of degradation of biodegradable polymeric materials in the soil of household plots, predict the consequences of microplastics generated during the biodegradation of the bags, and determine the possibility of decomposition of the bags in the soil of landscaping areas, which is advisable if households cannot arrange a compost pit. It has also been shown that the introduction of a small amount of biodegradable polymer into nutrient-rich soil does not affect the growth of indoor plants in a greenhouse. *Key words:* biodegradable polymers, bag manufacturers, biodegradation, microplastic, greenhouses, household plots, vegetation.

Постановка проблеми у загальному вигляді та її зв'язок із важливими науковими чи практичними завданнями. З кожним роком обсяги відходів пакування невідомо збільшуються, здійснюючи негативний вплив на довкілля та поглинаючи велику кількість ресурсів. Рівень перероблення не встигає за зростанням і, наприклад, в Європі щорічні обсяги відходів досягли 84 млн т [1].

Поліетиленові пакети, що не піддаються біологічному розкладанню, наразі є одним з найбільш поширених видів одноразового пластику, який здійснює значний негативний вплив на довкілля і потребує виведення з обігу.

Одним із рішень даної проблеми є заміна нерозкладаних матеріалів на біорозкладні, тому вже у теперішній час на біопластик припадає близько

1% від загального обсягу виробництва пластмас у світі.

Використання біорозкладних матеріалів особливо актуально для одноразових виробів, таких як упаковка. На сьогодні біопластики найбільше застосовуються у сфері харчування у якості тари та упаковки продуктів харчування та починають набувати значного розповсюдження у торгівельній мережі.

Ефективність біодеградації даних полімерів залежить від багатьох чинників, включаючи кліматичні умови, властивості ґрунту, тип біополімеру та певним чином пов'язується з виробником продукції. Тому важливою науково-практичною задачею є вивчення розкладання біопластикових пакетів в умовах, що впливають на процес біодеструкції та розширення способів її використання.

Актуальність. Біорозкладні пластмаси можуть мати властивості, подібні до властивостей традиційних пластмас, а також додаткові переваги завдяки мінімальному впливу на довкілля. Біодеградабельні полімери можуть розкладатись до вуглекислого газу, води, метану та інших низькомолекулярних сполук. За наявності достатньої вологості, кисню і відповідної кількості мікроорганізмів такий процес має спроможність завершитись дуже швидко (за 20–45 днів) [2]. Даний факт може сприяти використанню однієї і тієї ж площі ґрунту для періодичної переробки біодеградабельного матеріалу.

Характерним чинником біодеградації пластичних мас є хімічний склад молекулярного ланцюга, який різниться у матеріалах виробників біорозкладних пакетів. Водночас деструкція полімеру включає процеси поглинання тепла і світла, дифузії компонентів середовища, обростання мікроорганізмами, ферменти яких сприяють розірванню хімічних зв'язків у макромолекулах [3]. Тому доцільними є дослідження деструкції пакетів різних виробників, що враховують знаходження біопластиків в різних умовах, які створює навколишнє середовище. Крім того, слід брати до уваги, що у воєнний період на території України можуть мати місце складні ситуації щодо обмеження вивезення сміття, тимчасового складування та ін. Зважаючи на це, становить інтерес утилізація біорозкладної упаковки у ґрунті домогосподарств як певний спосіб переробки пакетів при неможливості провести їх біодеградацію у компостних ямах.

Зв'язок авторського доробку із важливими та практичними завданнями. Незважаючи на прийняття Закону України «Про обмеження обігу пластикових пакетів на території України» у 2021 році [4], проблема переробки пластикових відходів залишається актуальною. В якості альтернативи традиційним полімерам виробники пакетів пакування почали активно використовувати біорозкладні полімери. На ринку з'являється все більше товарів, що відносяться до біорозкладного маркування, що свідчить про зростаючий попит на екологічні вироби

у сфері одноразового пакування. Водночас виникає проблема переробки біорозкладних пакетів, які в Україні через відсутність налагодженої системи сортування сміття не можуть бути використані для централізованого компостування. Зважаючи на це, нагальним є пошук доступних шляхів переробки пакетів, які можуть бути здійснені самими власниками використаної тари. У даному напрямку важливим аспектом є визначення термінів біодеградації пакетів, які залежать від багатьох чинників і потребують дослідження.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Питання біорозкладання полімерів вже давно знаходиться в центрі уваги дослідників. Здатність до біологічного розкладання досліджувалась за допомогою різних тестів на біорозпад трьох полімерних пакетів. Дослідники [5] оцінювали здатність біорозкладного пластику (BDP), виготовленого з крохмалю, полімолочної кислоти (PLA) і полібутиленадипатотерефталату (PBAT), в різних ґрунтах у системі *microcosm* протягом 360 днів. Було проаналізовано тимчасову динаміку асоційованих бактеріальних спільнот у відмінних ґрунтових нішах. Втрати маси у різних ґрунтах через 360 днів досягала від $42,0 \pm 1,2\%$ до $48,0 \pm 2,2\%$. Розкладання BDP у різних ґрунтах відбувалося за однією схемою. На першому етапі (0-30-й день) у BDP спостерігалася значна втрата ваги (35,8-41,9%), що збіглося з різким збільшенням вмісту розчиненого в ґрунті органічного вуглецю (в 1,53–2,25 рази порівняно з контрольною ґрунтом) і формуванням виразних бактеріальних спільнот в поверхневому пластиковому ґрунті.

Також дослідники [6] протягом 6 місяців в лабораторних умовах проводили тест на закопування в ґрунті біодеградабельної плівки і відстежували втрату її ваги, хімічні зміни і мікробіологічну активність ґрунту. Втрати ваги була найшвидшою для полігідроксibuтиратної плівки, за нею слідували картопляний термопластичний крохмаль-співполієфір і зернове борошно-співполієфір. Встановлено, що для розпаду термопластичного складного ефіру кукурудзяного крохмалю і полімолочної кислоти потрібно 5–6 місяців.

Інші автори [7] досліджували біодеградацію мультислойної плівки з лінійного поліетилену низької щільності (LLDPE) товщиною 20 мкм, що містить 2,5% комерційного проокислювача. За результатами було виявлено, що після ультрафіолетового опромінення відбувається фізична деградація плівки до дрібних мікрочастинок та без участі мікроорганізмів.

Слід зазначити, що на ринку України спостерігається зростання кількості виробників біопакування, які пропонують різноманітні матеріали з властивостями біорозкладання. Виробники акцентують увагу на придатності їхніх біопакетів для домашнього компостування [8, 9].

Наукові спостереження виявили, що деградація поліетиленових пакетів у ґрунті відбувається

повільно через їх стійкість до мікробного розкладання та впливу абіотичних факторів. Крім того, ґрунти та полігони твердих побутових відходів зазвичай не забезпечують оптимальних умов, таких як температура, мінеральна середа, вологість, рівень кисню і рН [10], необхідних для ефективної деструкції поліетилену та пластмас. Водночас, науковцями доведено, що матеріали на основі поліетилену можуть ставати біорозкладними при додаванні великої кількості біорозкладних наповнювачів [11]. Деякі біорозкладні пластмаси будуть фрагментуватися і повільно накопичуватися у навколишньому середовищі у вигляді мікропластику [12]. Саме на утворенні мікропластику – частинках полімеру розміром менше 5 мм в останній час дослідники і акцентують увагу. Мікропластик був виявлений у всіх матрицях навколишнього середовища: водному середовищі, розсіяний по всій товщі води, наземному середовищі, з проникненням в ґрунт, і в повітрі. У кожній з цих матриць мікропластик слугує транспортом для небезпечних забруднюючих сполук, таких як важкі метали, поліциклічні ароматичні вуглеводні та хлорорганічні пестициди. Крім того, мікропластик виявлено в організмі тварин і людей [13].

Наявність пластикових фрагментів у ґрунті має двояку характеристику. Пластикові фрагменти мають сильний негативний вплив на вміст води в ґрунті в умовах низької водності. Збільшення ж концентрації пластику позитивно впливало на ріст рослин, що може бути пов'язано зі збільшенням кількості і розміру ґрунтових пор, що сприяє втраті води, а також полегшує ріст коренів [14]. Ці ефекти залежать від виду рослин і типу пластику, а отже, можуть призвести до змін у складі рослинних угруповань [15]. Мікропластик впливає на мобільність інших забруднювачів у ґрунті, що потенційно може мати значні наслідки для функціональності ґрунтової екосистеми [16].

Аналіз утворення мікропластику при деградації біорозкладних пластмас є важливим питанням досліджень щодо поводження біорозкладного пакування у довкіллі та його впливу на ріст рослин.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття та новизна. На біорозкладання полімерних пакетів впливає багато чинників, які залежать від складу полімера, умов знаходження відходу у зовнішньому середовищі (тип ґрунту, вологість, кліматичні фактори, біота). У свою чергу утворені при розкладанні пакету часточки мікропластику можуть впливати на характеристики ґрунту та стан рослинності. Дослідження щодо цього напрямку, в основному, стосуються розгляду різних типів ґрунтів і мало направлені на поводження з відходами споживачів.

У теперішній час в Україні, в умовах військового стану може виникати проблема централізованого збирання відходів, тому, крім загальних проблем переробки твердих побутових відходів, досить акту-

альним є управління відходами упаковки на побутовому рівні. Можливість їх переробки на присадибних ділянках спрощує операції збирання, перевезення та обробки відходів, тому дослідження щодо даного питання є досить актуальними.

Дослідження біорозкладання одноразового пакування відзначається науковою новизною, оскільки у теперішній час випробування деградації біорозкладних пакетів різних виробників в умовах, придатних для переробки у побуті та присадибних ділянках у теперішній час комплексно не досліджувались.

Методологічне або загальнонаукове значення. Для дослідження було обрано пакети, які використовуються у торгівельній мережі супермаркетів м. Харків та області, а саме: біорозкладні пакети різних виробників з маркуванням «біорозкладаний» та поліетиленовий пакет, виготовлений з вторинної сировини. Біорозкладні пакети мали маркування:

Зразок № 1 – Виробник – ТОВ «БК ПЛАСТИК ПАК» compostHOME; склад: PBAT (полібутиратадипаттерефталат) – 75%, PLA (полімолочна кислота з кукурудзяного крохмалю) – 25%.

Зразок № 2 – Виробник – PROMATERISSA. TUVAUSTRIA OK compost HOME S0952; склад: PBAT (полібутират адипат терефталат), PLA (кислота полімолочна), кукурудзяний крохмаль.

Зразок № 3 – поліетиленовий пакет низького тиску високої щільності (HDPE) зі вторинного матеріалу; склад: поліетилен низького тиску високої щільності, поліетилен вторинний, концентрат для поліолефінів, крейдяна домішка, фарба для друку на поліетилені.

Для дослідження з кожного пакету вирізали прямокутні зразки розміром 250×250 мм. Маса пакетів визначалась на вагах з точністю зважування до 0,01, ґрунтовим середовищем для випробування був чорнозем з внесеним субстратом універсальним, з біогумусом. Склад ґрунту: високоякісний верховий, низинний і перехідний торф, біогумус, кварцовий пісок, агроперліт, рН 5,5–6,5. Ґрунт містить мікроелементи: N (загальний) 100–200 мг/л, P₂O₅ 140–260 мг/л, K₂O 120–200 мг/л. Під час дослідження вологість ґрунту підтримувалась на рівні 30–40%.

Також для дослідження використовувався чорнозем з рН 5,5–7,5.

Дослідження проводились в тепличних умовах з рослинністю і без неї, а також на присадибній території.

Пакети візуально аналізувались на зміну цілісності та втрату маси, що в комплексі надає необхідну інформацію про реальну здатність до біологічного розкладання матеріалів. Дослідження щодо матеріалів пакетів відмінного складу від різних виробників дозволяє оцінити їхню поведінку при деградації у довкіллі та визначити вплив на навколишнє середовище.

Викладення основного матеріалу. Протестовано два зразки поліетиленових пакетів із позначкою

«біорозкладаний» від різних виробників, які реалізуються у торгових мережах. Пакети мали полімерні матриці: PBAT+PLA, PBAT+PLA+кукурудзяний крохмаль.

Випробування у тепличних умовах. Дані випробування проводились у ґрунтовому середовищі чорнозему, в який був внесений субстрат універсальний з біогумусом. У ємність з ґрунтовим середовищем додавали зразки з кожного виду біорозкладних пакетів та висаджувались каланхое, що потребує вологого ґрунту, а також паперонію.

Для контролю у ємність з аналогічним ґрунтовим середовищем також були висаджені такі ж рослини. Випробування тривало 3 місяці (квітень-червень) із середньодобовою температурою 18 °С. Умови дослідження можна вважати контрольованими. Після витримки з ґрунту зразки обережно виймали, очищали від його залишків, промивали проточною водою та висушували на повітрі до постійної маси. Візуально спостерігалось розпадання зразків пакетів на частинки та їх потемніння, поверхня була покрита сіткою міцелію, а з ґрунту у тому числі вилучались часточки пластику розміром біля 5 мм.

У період дослідження не спостерігалось зменшення здатності рослин до розвитку у горщиках, що містили біорозкладний полімер, у порівнянні з контрольним. Певним чином цьому сприяла багата поживними речовинами торф'яна частина суміші, що забезпечувала покращення умов розвитку кореневої та надземної частин рослини. Можливо припустити, що шматки полімеру підвищували вологопроникність, вологомісткість і повітряність.

Дослідження у ґрунті присадибної території. Зразки пакетів поміщались у чорнозем разом з невеликою кількістю кухонних відходів. Експериментальне місце не виключало попадання на нього біоти, добрива не вносились. Випробування



Рис. 1. Рослинність на місці території експерименту

тривало 3 місяці (квітень-червень), середньодобова температура складала 18 °С. Як і у попередньому випадку, спостерігалось розпадання зразків на частинки, потемніння, покриття поверхні сіткою міцелію та наявність у ґрунті залишків мікропластику. На ділянці у ґрунті, де розміщувались зразки пакетів, було помічено дощових черв'яків та личинок комах. Рослинність у місці проведення експерименту не зазнала змін у порівнянні з іншими ділянками (рис. 1). Обидва зразки біопластикової плівки показали помітний ступінь біодеградації в ґрунтових умовах: втрата маси становила 34,9–55,3%. Після викопування ґрунт просіювався, з нього вилучалась невелика кількість мікропластикових частинок (рис. 3).

Після вилучення зразків спостерігалась відмінність у ступені зниження маси залежно від умов експерименту, рис. 3.

Дослідження зазначених зразків біодеградабельних пакетів продовжено до повного їх розкладу.

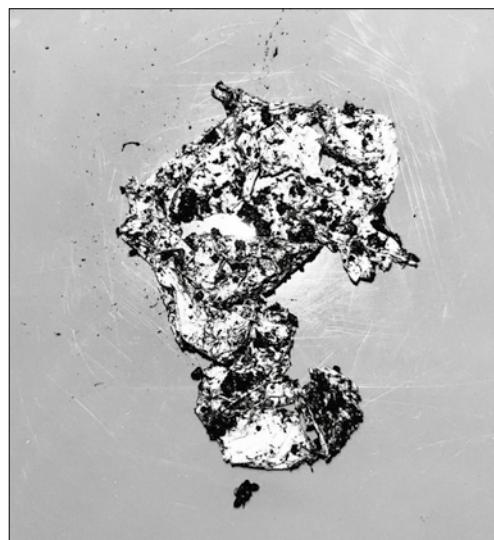


Рис. 2. Залишок відходу після біорозкладання

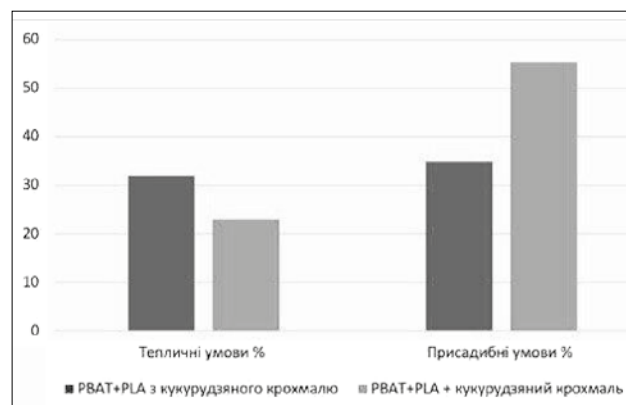


Рис. 3. Порівняння зміни маси зразків біопластикових пакетів в умовах теплиць та присадибних ділянок, %

Головні висновки. Дослідження показали, що пакети на основі поліефірів і полісахаридних наповнювачів, таких як PBAT і PLA, демонструють високий рівень біорозкладання в різних умовах. Визначено, що основні компоненти композитних сумішей PBAT+PLA та PBAT+PLA+кукурудзяний крохмаль вказують на значну здатність до гідролітичного розкладу, що призводить до утворення мономерів, які можуть бути метаболізовані мікроорганізмами. Втрата маси для обох видів пакетів різних виробників на протязі 3 місяців випробувань складала 23 та 32% в умовах теплиць та 35 і 55% на присадибній території. Можливо припустити, що збільшення ступеню розкладання матеріалу пакетів, на присадибній ділянці у порівнянні з тепличними умовами сприяло додавання у ґрунт кухонних відходів та наявності у місці експерименту додаткової біоти. Як і передбачалось, поліетиленовий пакет із вторинного матері-

алу (HDPE) після тестування не зазнав помітних змін. Процес деградації пакетів не впливає на ріст квіткових рослин на ґрунті, багатого на поживні речовини, а також трав'яного покриву чорнозему.

Біорозкладання зразків пакетів, що використовувались для даних досліджень продовжено до повного їх розкладу.

Перспективи використання результатів дослідження. Біорозкладання пакетів різних виробників, що використовуються у торгівельній мережі, не впливало на ріст квіткових рослин у багатому на поживні речовини ґрунті. Також даний ефект не спостерігався для трав'янистих рослин у дослідженнях, які проводились в умовах присадибних ділянок, що в цілому дозволяє рекомендувати проводити процеси переробки відходів біорозкладних пакетів у домогосподарствах, у тому числі на території, що відводиться для озеленення.

Література

1. Packaging waste statistics – Statistics Explained. *Language selection European Commission*: website. URL: https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Packaging_waste_statistics#Waste_generation_by_packaging_material5 (дата звернення: 23.06.2024).
2. Pooja N., Anjanappa R., Venkatesh P. et al. An insight on sources and biodegradation of bioplastics: a review. *3 biotech*. 2023. Vol. 13, no. 7. P. 1–18. DOI: 10.1007/s13205-023-03638-4.
3. Таланюк В. В. Основні характеристики та промислове застосування біополімерів на основі поліглідроксибутирату (огляд). *Екологічні науки*. 2020. № 1(28). С. 83–89. DOI: 10.32846/2306-9716/2020.eco.1-28.12.
4. Про обмеження обігу пластикових пакетів на території України : Закон України від 01.06.2021 р. № 1489-IX. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1489-20#Text> (дата звернення: 23.06.2024).
5. Meng K., Yu H., Shi X. et al. Degradation of commercial biodegradable plastics and temporal dynamics of associated bacterial communities in soils: A microcosm study. *Science of the Total Environment*. 2023. Vol. 865. P. 1–11. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.161207.
6. Barragán D. H., Pelacho A. M., Martín-Closas L. Degradation of agricultural biodegradable plastics in the soil under laboratory conditions. *Soil Research*. 2016. Vol. 54, no. 2. P. 216. DOI: 10.1071/sr15034.
7. Chatterjee A., Khobragade P. S., Mishra S. Physicomechanical properties of wollastonite (CaSiO₃)/styrene butadiene rubber (SBR) nanocomposites. *Journal of Applied Polymer Science*. 2015. Vol. 132, no. 47. P. 42811. DOI:10.1002/app.42811.
8. Виготовлення пакетів з логотипом: біорозкладні пакети. МПАК: веб-сайт. URL: <https://www.mpak.ua/ru/produksiya/izgotovlenie-paketov-s-logotipom/biorazlagaemye-pakety/> (дата звернення: 23.06.2024).
9. Виробництво біорозкладних пакетів. DNPA: веб-сайт. URL: <https://dnpa.com.ua/ru/production/biorozkladni-pakety> (дата звернення: 23.06.2024).
10. Burelo M., Martínez-Ruvalcaba A., Carranza A. et al. Recent developments in bio-based polyethylene: Degradation studies, waste management and recycling. *Heliyon*. 2023. Vol. 9, no. 11. P. e21374. DOI:10.1016/j.heliyon.2023.e21374.
11. Shamsuri A. A., Md. Jamil S. N. A., Abdan K. A Brief Review on the Influence of Ionic Liquids on the Mechanical, Thermal, and Chemical Properties of Biodegradable Polymer Composites. *Polymers*. 2021. Vol. 13, no. 16. P. 2597. DOI: 10.3390/polym13162597.
12. Nikpay M., Toorchi Roodsari S., Ghorbannezhad P. et al. Crafting a Scientific Framework to Mitigate Microplastic Impact on Ecosystems. *Microplastics*. 2024. Vol. 3, no. 1. P. 165–183. DOI:10.3390/microplastics3010010.
13. Aranda F. L., Rivas B. L., Mendoza A. et al. MICROPLASTICS: FORMATION, DISPOSITION, AND ASSOCIATED DANGERS. AN OVERVIEW. *Journal of the Chilean Chemical Society*. 2023. Vol. 68, no. 1. P. 5755–5761. DOI: 10.4067/s0717-97072023000105755.
14. Krehl A., Schaefer M., Rillig M. C., Keller L. Effects of plastic fragments on plant performance are mediated by soil properties and drought. *Scientific Reports*. 2022. Vol. 12, no. 1. P. 1–12. DOI:10.1038/s41598-022-22270-5.
15. Rillig M. C., Ziersch L., Hempel S. Microplastic effects on plants. *New phytologist*. 2019. Vol. 223, no. 3. P. 1066–1070. DOI: 10.1111/nph.15794.
16. Yu J., Wang W., Gao S., Huang H., Yang Z. Micro plastics in soil ecosystem – A review of sources, fate, and ecological impact. *Plant, Soil and Environment*. 2022. Vol. 68, No. 1. P. 1–17. DOI:10.17221/242/2021-pse.

АНАЛІЗ СПОСОБІВ ПОВОДЖЕННЯ З ВОЄННИМ БУДІВЕЛЬНИМ СМІТТЯМ

Долженкова О.В., Назаренко Д.Ю.

Дніпровський державний університет імені Олеся Гончара
пр. Науки, 72,49000, м. Дніпро
dolena2017@gmail.com, nazarenko@ftf.dnu.edu.ua

Атаки, прильоти, вибухи, пожежі нескінченні руйнування, сльози, горе, відчай – таким постає сьогоднішня Україна. Ті трагічні наслідки, які приносить кожний наступний день війни, неможливо виміряти тільки фінансово. В ці наслідки необхідно включити відібрані чи покалічені життя, зруйноване житло, надії, щоденні тривожні очікування, довгочасні психологічні впливи і скорочення тривалості життя. Руйнування об'єктів енергетики, цілеспрямоване знищенням ворогами інфраструктури, житлових споруд, транспортних магістралей, закладів освіти і культури породжує відходи від руйнування, кількість яких вже досягла 10–12 млн т. Найбільш постраждали від російської агресії житловий фонд та інфраструктура, збитки яких перевищили 60% загальних втрат. Проблеми поводження з відходами руйнування належить вирішувати негайно, навіть в умовах продовження воєнних дій. Розбирання утворених завалів необхідно проводити з урахуванням того, що до їх складу можуть входити небезпечні речовини. До таких речовин належать азбест, пінополістирол, меламіно-формальдегідні смоли, важкі метали. Такі відходи, в основному, вивозять на полігони, де вони в процесі зберігання перетворюються на загрозу для навколишнього середовища. Зважаючи на євроінтеграційне спрямування України і перехід до циркулярної економіки відходи руйнувань мають бути перетворені на вторинну сировину для подальшого застосування у будівництві. Також можливим варіантом утилізації є повторне використання окремих вцілілих частин будівлі. До циклу переробки відходів руйнування слід включити проведення їх аналізу в лабораторії й визначення придатних і непридатних матеріалів для майбутнього будівництва, підготовку необхідної документації, розбирання та сортування уламків вручну та з залученням техніки, попередню підготовку. Одним з матеріалів переробки будівельного лому є щебінь, який може стати повноцінним заміном гранітного щебню на 20-60%. Для вирішення розглянутих проблем запропоновано встановити надвисоку плату за вивезення відходів на полігони та додаткові пільги для компаній, які будуть вирішувати означені проблеми. *Ключові слова:* відходи руйнування, екологічний ризик, сортування, переробка, вторинний щебінь.

Analysis of the methods of behavior with the military construction waste. Dolzhenkova O., Nazarenko D.

Attacks, airstrikes, explosions, fires, endless destruction, tears, grief, despair – this is what Ukraine looks like today. The tragic consequences that each subsequent day of war brings cannot be measured only financially. These consequences must include lives taken or maimed, homes destroyed, hopes, daily anxious expectations, long-term psychological effects, and shortened life expectancy. The destruction of energy facilities, purposeful destruction by enemies of infrastructure, residential buildings, transport highways, educational and cultural institutions, generates waste from the destruction, the amount of which has already reached 10–12 million tons. The housing stock and infrastructure were the most affected by Russian aggression, the losses of which exceeded 60% of total losses. Problems of disposal of destruction waste must be solved immediately, even in the conditions of continued military operations. The disassembly of the formed piles must be carried out taking into account the fact that their composition may include dangerous substances. These substances include asbestos, expanded polystyrene, melamine-formaldehyde resins, and heavy metals. Such waste is mainly taken to landfills, where it becomes a threat to the environment during storage. Taking into account the direction of European integration of Ukraine and the transition to a circular economy, the waste of destruction must be transformed into secondary raw materials for further use in construction. Reuse of certain surviving parts of the building is also a possible disposal option. The cycle of processing demolition waste should include their analysis in the laboratory and determination of suitable and unsuitable materials for future construction, preparation of necessary documentation, manual and technical disassembly and sorting of debris, preliminary preparation. One of the materials for processing construction scrap is crushed stone, which can become a full-fledged substitute for granite crushed stone by 20-60%. In order to solve the considered problems, it is proposed to establish an extremely high fee for the removal of waste to landfills and additional benefits for companies that will solve the specified problems. *Key words:* demolition waste, environmental risk, sorting, processing, secondary crushed stone.

Постановка проблеми. Сьогоднішня Україна – це понівечені міста, які тільки-но були мальовничими та квітучими, а зараз дивляться на нас з фото порожніми очницями вікон і перетворюються на чорно-білі випалені мертві квартали та купи будівельного сміття. Низка міст зазнала таких сильних руйнувань, що мабуть їх подальше відновлення неможливе, принаймні тепер, поки йде війна. У десятках населених пунктів відновлення життя ще довгий час залишиться відкритим питанням, бо їх ще необхідно буде попередньо розмінувати. Тому до проблеми пово-

дження з розгромленими об'єктами на цих територіях країна обов'язково повернеться, але пізніше. Поки що необхідно вирішувати питання, пов'язані з руйнацією будівель та об'єктів інфраструктури в тих містах, де в основному, зосереджено населення країни.

Актуальність дослідження. Кожний наступний день ставить перед державою нові виклики, зокрема, пов'язані з руйнуванням об'єктів енергетики, цілеспрямованим знищенням ворогами інфраструктури, житлових споруд, транспортних магістралей, закла-

дів освіти і культури, наслідками яких стає утворення величезної кількості відходів від руйнувань, їх кількість на сьогодні оцінена у 10–12 млн. тонн [1].

Відходи від руйнувань – це частини пошкоджених чи зруйнованих об'єктів, а також матеріали, предмети, які були всередині або поряд з такими об'єктами у момент пошкодження (руйнування) та/або виконання робіт з демонтажу та які повністю або частково втратили свої споживчі властивості й не можуть у подальшому бути використані за місцем їх утворення чи виявлення [2].

Ситуація поводження з відходами руйнування в нашій країні ускладнюється тим, що за умов вибуху чи пожежі будівельних об'єктів від прильотів ворожих снарядів утворюється складна суміш різно-рідних матеріалів, яка містить азбест, свинець, важкі метали та інші небезпечні хімічні речовини [3–9]. Тому найбільш складним постає етап демонтажу понівечених конструкцій через наявність у будівельних матеріалах таких речовин, які можуть впливати на здоров'я тих, хто буде розбирати руйнування.

Наступним етапом є використання таких відходів для отримання нових матеріалів, які можна повторно залучати у будівельний обіг. Тому практичне впровадження безпечного демонтажу та подальше застосування відходів руйнування на сьогоднішній день є найактуальнішою проблемою, вирішення якої потребує нових підходів.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. На основі кількісного та якісного аналізу даних та їх систематизації, застосування методу компонентного аналізу встановлені небезпеки, які виникають у поводженні з відходами руйнування, наведено їх детальний розгляд. Це стало теоретичною передумовою для визначення подальших шляхів безпечної переробки таких відходів. Незважаючи на важкий для країни час слід невідкладно вирішувати питання щодо використання відходів руйнування для подальшої відбудови країни, щоб тільки невелику їх частку розміщувати на полігонах, ресурс яких йде до вичерпання. В роботі запропоновано способи поводження з такими відходами.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. До проблематики переробки відходів воєнного часу звертається багато науковців, таких як І. Коссе І.Т. Боярчук, О.Р. В.М. Атанасов, О.Р. Попович Я.М. Захарко [1, 7, 8, 9].

В аналітичному центрі «Вокс Україна» проаналізовано екологічні ризики від розміщення й неконтрольованого зберігання відходів руйнування на тимчасових звалищах [2].

Міністерство відновлення разом з громадською організацією ReThink розробляє методичні рекомендації щодо визначення прогнозованих обсягів відходів з урахуванням закордонного досвіду, зокрема Японії, для розрахунку витрат на демонтаж, подрібнення та переробку відходів від руйнувань [3].

Зважаючи на те, що у світовій практиці близько 90% відходів будівельного виробництва піддають переробці і повторному використанню [9] доцільно перейняти їх досвід, але з належною корекцією через особливості клімату, використання типових для регіону будівельних матеріалів та масштаби руйнувань.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Головним завданням дослідження є виявлення оптимального варіанту поводження з відходами руйнування задля недопущення їх вивозу на полігони та мінімізації шкідливого впливу на довкілля.

Новизна. В країнах Євросоюзу вже давно запроваджують кругову економіку, яка прийшла на заміну лінійній. Відмінності між цими економіками проілюстровані на рис. 1. Результати даного дослідження можуть стати підтвердженням переходу України на європейські принципи циркулярної економіки, в яких відходи вважають цінною сировиною для продовження «життєвого циклу» матеріалів.

Методологічне або загальнонаукове значення. Під час проведення дослідження були враховані особливості поводження з відходами від руйнувань під час розчищення території, викладені в «Порядку поводження з відходами, що утворились у зв'язку з пошкодженням (руйнуванням) будівель та споруд внаслідок бойових дій, терористичних актів, диверсій або проведенням робіт з ліквідації їх наслідків» від 27 вересня 2022 р. № 1073 [2].

У розгляді питань, пов'язаних з безпечним проведенням робіт з розбору пошкоджених будівель, дотримувались правил, встановлених у «Порядку виконання робіт з демонтажу об'єктів, пошкоджених або зруйнованих внаслідок надзвичайних ситуацій, воєнних дій або терористичних актів» від 19 квітня 2022 р. № 474.

Виклад основного матеріалу. За даними Київської школи економіки (KSE) сума прямих збитків, нанесених інфраструктурі України в ході війни, станом на січень 2024 року досягла майже \$155 млрд [7]. У табл. 1 наведено загальну оцінку збитку інфраструктурі за галузями у грошовому та відсотковому вимірі станом на січень 2024 р. Найбільше постраждали від російської агресії житловий фонд та інфраструктура. Цей факт показує, що ті домовленості, які були досягнуті міжнародною спільнотою ще з часів започаткування міжнародного гуманітарного права (з XIX століття) перестали діяти і гуманітарні об'єкти в сучасній війні перетворилися на воєнні цілі.

У січні 2024 р. в Україні було зафіксовано 250 тисяч пошкоджених та зруйнованих внаслідок бойових дій та регулярних обстрілів житлових будинків, ця кількість щодня збільшується [7].

Постає питання визначення найефективнішого варіанту поводження зі зруйнованими будівлями. Вивозити відходи від руйнувань на полігони, які вже



Рис. 1. Порівняння лінійної та циркулярної економік

Таблиця 1

Втрати від руйнування об'єктів у різних галузях

Тип майна	Оцінка прямих втрат, млрд \$	Частка від загальних втрат, %
Житлові будівлі	58,9	38,02
Інфраструктура	36,8	23,75
Промисловість	13,1	8,45
Енергетика	9	5,81
АПК та земельні ресурси	8,7	5,61
Освіта	6,8	4,38
Житлово-комунальне господарство	4,5	2,9
Лісовий фонд	4,5	2,9
Транспортні засоби	3,1	2,0
Охорона здоров'я	3,1	2,0
Інші сфери	6,24	4,02
Разом	154,9	100,0

заповнені на 90%, неможливо і екологічно небезпечно з вищерозглянутих причин, до того ж дорого.

Слід враховувати, що не всі відходи можна залучати у переробку, оскільки вони можуть містити небезпечні речовини.

В першу чергу небезпеку спричиняють матеріали, що містять азбест. Такі властивості азбесту як вогнестійкість, стійкість до хімічного впливу, еластичність, а також високі електро- та термоізоляційні поряд з невисокою вартістю роблять його незамінним у виробництві стінових та покрівельних (шифер) виробів, фасадних плит, теплоізоляційних матеріалів.

Починаючи з 1 жовтня 2023 в Україні з введенням в дію Закону «Про систему громадського здоров'я» під час виконання будівельно-монтажних робіт забо-

ронено виробництво і використання азбестовмісних виробів та матеріалів, але ж до прийняття цього закону азбест був присутнім майже у кожному будівельному об'єкті.

Матеріали з вмістом азбесту взагалі не проявляють шкідливої дії до тих пір, поки вони не вивільняють пил чи волокна в повітря та не можуть потрапляти у дихальні шляхи людей. Якщо матеріал не чіпати та не порушувати його цілісність, він не виділяє волокон та не загрожує здоров'ю. Але ж в умовах розбирання завалів будинків чи інших споруд азбест надходить у повітря, може потрапляти в органи дихання рятувальників та спричинити такі захворювання як азбестоз, рак легенів, мезотеліма. Міжнародне агентство з вивчення раку при ВООЗ віднесло азбест до першої, найбільш небезпечної

категорії сполук зі списку речовин-канцерогенів, для яких існують достовірні відомості про їх шкідливість для людини [4].

За реалізації багатьох програм підвищення енергоефективності будинків під час облаштування теплоізоляції приміщень використовують пінополістирол або поліуретан. Ці матеріали прекрасно зберігають тепло всередині будівель, мають низьку вартість, однак містять високотоксичний стирол. Це дуже небезпечний компонент, який негативно впливає не тільки на здоров'я людей, але і на навколишнє середовище. Полімери мають властивість окислюватися і розкладатися під впливом багатьох факторів: сонячного світла, тепла, рідини, повітря. Навіть за стандартної кімнатної температури простий пінопласт може виділяти токсичні речовини, які надають вплив на весь організм людини. Токсичність теплоізоляційних матеріалів підвищується в десятки разів при горінні. У разі пожежі токсичний дим миттєво заповнює все приміщення, а це може привести не просто до негативних, але навіть і трагічних наслідків [5].

У житлових та виробничих приміщеннях як підлогове покриття використовують ламінат, який виготовляють з тирси і натуральної деревної стружки. В той же час ламінат є композитним виробом, до якого додають акрил або меламіно-формальдегідні смоли. У дешевих марках ламінату кількість таких смол може в декілька разів перевищувати безпечні значення.

Від залишків старої фарби, яку часто використовували у покрівельних матеріалах раніше, за умов руйнування надходить свинцевий пил, який за впливу на людину може спричинити головні болі, різкі зміни настрою, розлади у нервовій, шлунково-кишкової та серцево-судинній системах, а також нирках. З залишків електроніки, освітлювальних приладів, ізоляції, а також з самих ракет, що спричинили руйнування будівлі, в повітря потрапляють інші важкі метали.

Такі будівельні матеріали як скловолокно, фосфогіпс, силікатна цегла можуть містити радіоактивні речовини як і бетон, до складу якого входить велика кількість гранітного щебню, що виділяє небезпечний газ – радон.

Таким чином, ті будівельні матеріали, які були застосовані у різних конструкціях з дотриманням заходів щодо їх безпечної експлуатації, за умов руйнування перетворюються на велику загрозу комбінованого характеру, бо речовини, які з них виділяються, можуть вступати у взаємодію і як варіант, проявляти синергізм й перетворюватись на токсичні сполуки. Вивозити такі відходи на полігони чи звалища – наражати на небезпеку оточуюче середовище, бо токсичні компоненти створюють високі ризики його забруднення.

Ще в довоєнні часи демонтаж будівель був складною справою, але ж дозволяв вилучати окремі ком-

поненти відносно екологічно безпечно. В умовах розбирання воєнних відходів ситуація набагато ускладнилася, тому що матеріали ушкоджені вибухами, пожежами, перемішані і розділяти їх необхідно часто вручну з забезпеченням заходів комплексної безпеки [6].

Відкладати вирішення проблеми з відходами руйнування немає часу, заходи необхідно приймати зараз, тому варто скористатись тим досвідом, що накопичили країни, які стикнулись з аналогічними викликами.

Процес демонтажу будівельних конструкцій та переробки будівельного сміття в країнах ЄС зуміли перетворити у вигідний бізнес. Понад тридцять років у Європі діє Асоціація, яка має на меті обмін досвідом у сфері знесення будівель, переробки будівельного сміття та донесення проблем та можливостей технології переробки до уряду та громадськості [8]. У Нідерландах у повторне використання йде близько 90% будівельних відходів, в Бельгії – 87%, в Данії – 81%, у Великобританії – 45%, у Фінляндії – 43%, в Австрії – 41%.

Утилізацію відходів будівництва можна здійснювати у двох напрямках: це повторне використання окремих вцілілих частин будівлі (фундаменти, стіни) чи її окремих конструкцій (балки, плити, колони) за прямим призначенням у новому будівництві або рециклінг для їх використання як вторинних сировинних матеріалів. Залишки, які не можуть бути перероблені, відправляють у відвали [8].

Загалом усі будівельні відходи складаються, в основному, з таких продуктів, які представлені на рис. 2 [9].

Дані табл. 2, дозволяють порівняти утворення різних компонентів від руйнування двох- та п'ятиповерхової будівлі, з яких видно, що в першу чергу слід піддавати переробці цеглу, залізобетон та бетон як найчисельніші.

Узагальнення світового досвіду свідчить, що в Україні цикл переробки необхідно розпочинати з огляду пошкоджених будівель та взяття проб мате-

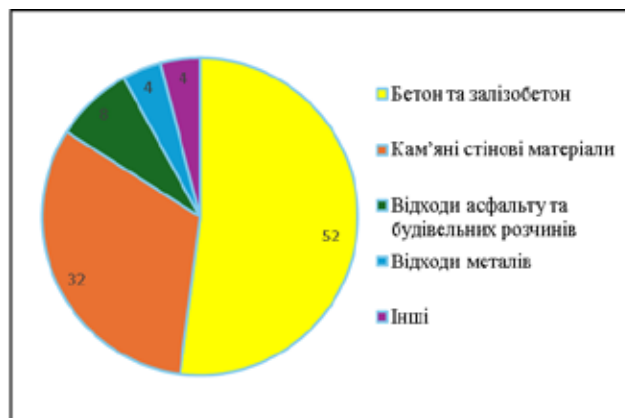


Рис. 2. Основні складники будівельних відходів

Компонентний склад відходів від руйнування двох- та п'ятиповерхової будівлі

Площа опалювання, м ²	Матеріал, %					
	Цегла	Залізобетон	Бетон	Метал	Деревина	Скло
180	66,9	14,9	17,1	1,01	0,05	0,04
4368	43	48	6,9	0,3	0,22	0,23

ріалів уламків для проведення їх аналізу в лабораторії й визначення придатних і непридатних матеріалів для майбутнього будівництва. Потім слід підготувати техніку, людей, ресурси та потрібні документи для старту будівельних робіт.

Розбирання та сортування уламків будинку необхідно проводити вручну чи з використанням техніки. Уламки слід ретельно розділяти за видом матеріалів: на цеглу, бетон, скло, метал, деревину, азбестові плити та інші. Далі потрібно відділити непошкоджені матеріали, які є придатними для повторного використання (цегла, блоки, плити перекриття, металеві крани, ручки), і ті, які є потенційно небезпечними матеріалами та не можуть бути використані у будівництві.

У подальшому будівельні відходи очищують та готують для повторного використання. З цегляних та бетонних матеріалів видаляють залишки штукатурки, фарби, бруду та інші зайві складники. Обробляють та обрізають деревину для видалення пошкоджених ділянок. Металеві конструкції, вирізають і очищують від корозії та іржі. Бетон, цеглу та інші схожі матеріали подрібнюють на різні фракції щебню, для їх майбутнього використання в якості наповнювача. З дерева та інших горючих відходів, можуть бути виготовлені паливні брикети [10]. Металобрухт відправляють для повторного використання під час виплавки металу. Що стосується небезпечних будівельних відходів, їх передають спеціальним компаніям, які займаються їх утилізацією та мають для цього спеціальну документацію, або вивозять на спеціальні полігони для зберігання токсичних відходів.

Під час розбору будівлі застосовують технічне обладнання та апарати, які полегшують та прискорюють роботу, а також забезпечують безпеку працівників. Навантажувачі, екскаватори та іншу спеціалізовану будівельну техніку, використовують для розбирання та транспортування уламків по робочому об'єкту. Бетон і цеглу подрібнюють на щебінь та відсів у різних типах дробарок. Сортування будівельного сміття і подрібнених матеріалів за фракціями проводять у інерційних, вібраційних чи барабанних гуркотах. Матеріали переміщують між обладнанням за допомогою стрічкових або пластинчатих транспортерів. Для створення паливних брикетів з деревини та інших горючих матеріалів використовують спеціальні пересувні установки. На дробарних вузлах, для уловлювання пилу використовують

газоочисне обладнання, таке як фільтри і циклони. Видалення старої штукатурки, фарби та інших домішок проводять на установках для піскоструминного, дробоструминного або водоструминного очищення поверхонь. Під час обробки металобрухту від корозії та іржі, використовують установки для гідроочищення та знезараження.

Всі операції можуть бути проведені безпосередньо на місці руйнування за допомогою сучасних мобільних комплексів на гусеничній базі. Це високопродуктивне обладнання дозволяє виробляти від 100 до 450 т вторинної продукції за годину [11]. Така переробка економічно вигідна, бо виключає витрати на транспортування відходів, тому що зазвичай на місці знесеної будівлі зводять нову і виникає велика потреба у будівельних матеріалах.

Після переробки будівельного лому переважно отримують матеріали у такому відсотковому співвідношенні: щебінь, фракційний бетон, гранітний відсів ~70%; уламки цегли і каменю ~25%; металевий лом ~5% [9].

Вторинний щебінь може повноцінно замінити від 20 до 60% від загального обсягу гранітного щебню, залежно від типу проекту будівництва.

Вторинні матеріали часто поступаються первинним за якістю, але можна знайти багато напрямків для їх застосування. Так, щебінь, отриманий із переробленого бетону, слугує для засипки боліт і котлованів, а також для створення тимчасових доріг. Асфальт повторно застосовують у будівництві доріг після термічної обробки за дуже високої температури. Арматуру так само повторно використовують у будівництві й у багатьох інших випадках [12].

Таким чином, комплексний підхід із застосуванням сучасних методів переробки та утилізації будівельних відходів, а також впровадження «зелених» технологій дозволить ефективно і безпечно відновити будівництво на місці зруйнованої споруди з мінімальним впливом на довкілля. Для реалізації означених заходів Україна має залучити іноземних інвесторів, тому що її фінансові можливості не дозволяють повноцінно вирішувати проблеми.

Висновки. Безумовно, на шляху впровадження запропонованої утилізації постає дуже велика кількість перешкод, в першу чергу, нестача фінансування на організацію процесу, тому що потрібно дороге устаткування, а крім того небажання багатьох керівних організацій докладати додаткових зусиль,

якщо можна просто позбавитись відходів за рахунок вивезення на полігони. Тому необхідно буквально до кожної людини доводити екологічні знання, щоб змінити хижацьке відношення до навколишнього середовища на усвідомлене.

Можливо, для вирішення проблеми слід прийняти непопулярні, але дієві заходи, такі як встановлення надвисокої плати за вивезення відходів на полігони та додаткові пільги для стимулювання компаній, які будуть вирішувати означені проблеми.

Література

1. Коссе І. Ukrinform. Перероблення будівельних відходів: виклики та можливості для України. Укрінформ – актуальні новини України та світу. URL: <https://www.ukrinform.ua/rubric-technology/3826490-pereroblenna-budivelnih-vidhodiv-vikliki-ta-mozlivosti-dla-ukraini.html> (дата звернення: 14.05.2024).
2. Порядок поводження з відходами, що утворились у зв'язку з пошкодженням (руйнуванням) будівель та споруд внаслідок бойових дій, терористичних актів, диверсій або проведенням робіт з ліквідації їх наслідків. Постанова Кабінету Міністрів України № 1073. 27.09.2022. <https://zakon.rada.gov.ua/laws/card/1073-2022-%D0%BF>
3. Відходи від руйнувань можуть стати сировиною для відновлення України -UST Ukraine Support Team. UST Ukraine Support Team. URL: <https://ustcoalition.com.ua/vidhody-vid-rujnuvan-mozhut-staty-syrovynoyu-dlya-vidnovlennya-ukrayiny/> (дата звернення: 14.05.2024).
4. У Житомирі експерти розповіли про те, у чому полягає небезпека азбесту | Житомирська Міська Рада. Житомирська Міська Рада. URL: <https://zt-rada.gov.ua/?pages=1777> (дата звернення: 14.05.2024).
5. Небезпечні та токсичні будівельні матеріали: що важливо знати! Експертна оцінка. URL: <https://realexpert.ua/nebezpechni-ta-toksichni-budivelni-materialy-shho-vazhlyvo-znaty-chastyna-1/> (дата звернення: 14.05.2024).
6. Про затвердження Порядку виконання робіт з демонтажу об'єктів, пошкоджених або зруйнованих внаслідок надзвичайних ситуацій, воєнних дій або терористичних актів : Постанова КМУ від 19.04.2022 р. № 474 : станом на 1 жовт. 2022 р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/474-2022-p#Text> (дата звернення: 14.05.2024).
7. Боярчук Т. Росія завдала збитків інфраструктурі України на майже 155 мільярдів доларів. LB.ua. URL: https://lb.ua/society/2024/02/12/598044_rosiya_zavdala_zbitkiv.html (дата звернення: 14.05.2024).
8. Утилізація будівельних відходів. Продаж сільськогосподарської техніки з Європи. URL: https://atagos.com.ua/art/stroitelnye_otkhody/ (дата звернення: 14.05.2024).
9. О.Р. Попович, Я.М. Захарко, М.С. Мальований. Проблеми утилізації та переробки будівельних відходів. Academic Journals and Conferences. URL: <https://science.lpnu.ua/sites/default/files/journal-paper/2017/jun/4723/59-321-324.pdf> (дата звернення: 14.05.2024).
10. Interfax-Ukraine. Військовий «TRASH». Як очистити Україну від руїн «руського міра». Інтерфакс-Україна. URL: <https://interfax.com.ua/news/blog/879105.html> (дата звернення: 14.05.2024).
11. Про користь переробки будівельного сміття URL:<https://bio.ukr.bio/ua/articles/2467/>(дата звернення: 22.06.2024).
12. С. Кучеренко. Підняти з руїн: що робити із залишками розбомблених будинків? URL: <https://mind.ua/publications/20242694-pidnyati-z-ruyin-shcho-robiti-iz-zalishkami-rozbomblenih-budinkiv> (дата звернення: 23.06.2024).

ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОЛОГІЧНОГО ТА ЛАНДШАФТНОГО РІЗНОМАНІТТЯ

УДК 582.632.1:581.144.4

DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2024.eco.3-54.22>

ВПЛИВ УРБОГЕННИХ УМОВ ЗРОСТАННЯ *CATALPA BIGNONIOIDES* НА МОРФОМЕТРИЧНІ ПОКАЗНИКИ ЛИСТКІВ І ВМІСТ У НИХ ПЛАСТИДНИХ ПІГМЕНТІВ

Бессонова В.П.¹, Гунько С.О.²

¹ Дніпровський державний аграрно-економічний університет
вул. Сергія Єфремова, 25, 49000, м. Дніпро

² Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара
пр. Науки, 72, 49010, м. Дніпро
valentinabessonova492@gmail.com, goonko@gmail.com

Інтродукований вид деревних рослин *C. bignonioides* характеризується високою декоративністю, але ще мало використовується в озелененні промислових міст степової зони України через не вивченість впливу на нього специфічний екологічних урбогенних умов. У даній роботі досліджена дія урботехногенних умов зростання на життєвий стан, морфометричні показники пагонів і листків та вміст пластидних пігментів (хлорофіл і каротиноїди) в них. Контрольні рослини (ділянка 1) зростали у парку смт. Обухівка, що на відстані 26 км від м. Дніпро. Рослини ділянки 2 зазнають дію викидів автотранспорту (пр. О. Поля), ділянки 3 – комплексного забруднення (сполуки промислових та автомобільних викидів – пр. Б. Хмельницького), ділянка 4 розташована у внутрішньоквартальній зеленій зоні ж/м Тополя-3. Встановлено, що довжина однорічних пагонів рослин дослідних ділянок коротша, ніж у контролі. Найсуттєвіше цей показник змінюється у рослин, які зростають в умовах сумісної дії на них автомобільних і промислових викидів, найменше – у дерев в насадженнях ж/м Тополя-3. У всіх дослідних варіантах не змінюється довжина міжвузлів, але зменшується їх кількість, що свідчить про переважний вплив забруднювачів на внутрішньобруньковий морфогенез – етап закладання метamerів пагона. Ступінь зменшення діаметру однорічних пагонів близький до такої зміни їх довжини. Визначено, що в дослідних варіантах пагони мають меншу кількість листків, ріст яких пригнічується. Це призводить до значного скорочення асиміляційної поверхні однорічних пагонів. За ступенем негативної дії на ці показники дослідні ділянки можна розташувати в такому порядку: пр. Б. Хмельницького > пр. О. Поля > ж/м Тополя-3. З'ясовано, що кількість листків на модельній гілці статистично не змінюється порівняно з контролем. Це можна пояснити більшим галузненням деяких гілок внаслідок підмерзання їх верхівок (зняття апікального домінування), що суттєвіше проявляється в умовах більшого забруднення. Виявлено, що дія автотранспортного (пр. О. Поля) та полікомпонентного забруднення (пр. Б. Хмельницького) на рослини *C. bignonioides* призводить до зменшення вмісту зелених пігментів у листках порівняно з контролем, переважно за рахунок зміни концентрації хлорофілу *a*. У листках дерев внутрішньоквартальних зелених насаджень ж/м Тополя-3 у кількості хлорофілу достовірної відміни від контрольних значень не виявлено. Це ж стосується і вмісту каротиноїдів у листках рослин цього варіанту. Встановлено, що в листках *C. bignonioides* за умов впливу автотранспорту (пр. О. Поля) та сумісної дії як промислового, так і автотранспортного забруднення (пр. Б. Хмельницького) кількість жовтих пігментів менша, ніж у контролі. Аналіз життєвого стану дерев у насадженнях різних дослідних ділянок, ступінь змін морфометричних показників та вмісту пластидних пігментів (хлорофіл, каротиноїди) свідчить про можливість більш широкого застосування дерев *Catalpa bignonioides* в різного типу насадженнях промислових міст північного степу України навіть в умовах специфічного клімату цієї зони. *Ключові слова*: промислове місто, катальпа бігніонієвидна, площа листка, видовженість листка, флуктуюча асиметрія, хлорофіл, каротиноїди.

The Influence of Urbogenic Growth Conditions of *Catalpa bignonioides* on the Morphometric Indicators of Leaves and the Content of Plastid Pigments in them. Bessonova V., Hunko S.

The introduced species of woody plants *C. bignonioides* is characterised by high decorative value, but is still little used in landscaping of industrial cities of the steppe zone of Ukraine due to the lack of study of the influence of specific environmental urban conditions on it. The effect of urban growth conditions on the vital state, morphometric parameters of shoots and leaves and the content of plastid pigments (chlorophyll and carotenoids) in them were investigated in this study. The control plants (plot 1) grew in the park of Obukhivka village, which is located 26 km from Dnipro city.

Plants in plot 2 are exposed to vehicle emissions (O. Polia Ave.), plot 3 to complex pollution (compounds of industrial and automobile emissions – B. Khmelnytsky Ave.), plot 4 is located in the intra-quarter green zone of the residential complex Topolia-3. It was found that the length of annual shoots of plants in the experimental plots is shorter than in the control. This indicator changes most significantly in plants growing under conditions of combined action of automobile and industrial emissions, and least in trees in the plantations of the residential complex Topolia-3.

In all experimental variants, the length of internodes does not change, but their number decreases, which indicates the predominant effect of pollutants on intrabud morphogenesis – the stage of laying shoot metamers. The degree of reduction in the diameter

of annual shoots is close to the change in their length. It was determined that in the experimental variants' shoots have a smaller number of leaves, the growth of which is inhibited. This leads to a significant reduction in the assimilation surface of annual shoots. According to the degree of negative impact on these indicators, the experimental plots can be arranged in the following order: B. Khmelnsky Ave. > O. Polia Ave. > Topolia-3. It was found that the number of leaves on the model branch did not change statistically compared to the control.

This can be explained by the greater branching of some branches due to freezing of their tops (removal of apical dominance), which is more pronounced in conditions of greater pollution. It was found that the effect of automobile transport (O. Polia Ave.) and multi-component pollution (B. Khmelnsky Ave.) on *C. bignonioides* plants leads to a decrease in the content of green pigments in the leaves compared to the control, mainly due to changes in the concentration of chlorophyll *a*. No significant difference from the control values in the amount of chlorophyll *a* was found in the leaves of trees of the intra-quarter green spaces of Topolia-3. The same applies to the content of carotenoids in the leaves of plants of this variant. It was found that in the leaves of *C. bignonioides* under the influence of automobile transport (O. Polia Ave.) and the combined effect of both industrial and motor vehicle pollution (B. Khmelnsky Ave.) the amount of yellow pigments is lower than in the control. The analysis of the vital state of trees in the plantations of different experimental plots, the degree of changes in morphometric parameters and the content of plastid pigments (chlorophyll, carotenoids) indicates the possibility of wider use of *Catalpa bignonioides* trees in various types of plantations of industrial cities of the northern steppe of Ukraine, even in the conditions of the specific climate of this zone. *Key words*: industrial city, *Catalpa bignonioides*, leaf lamina area, leaf elongation, fluctuating asymmetry, chlorophyll, carotenoids.

Постановка проблеми. Значна щільність забудов, інтенсивний рух автомобілів та висока концентрація населення у містах наносять шкоду оточуючому середовищу, здоров'ю людини, знижують комфортність життя [1]. Озеленення відіграє вагомую роль у регулюванні мікроклімату, зменшує рівень шуму, перегрів ґрунту, швидкість вітру, а також вміст в атмосферному повітрі токсичних викидів автотранспорту та промислових підприємств [2]. Зелені насадження не лише створюють кращі умови для життя та відпочинку жителів, але й сприятливо діють на їх здоров'я, пом'якшуючи негативний вплив урбосередовища [3–5], знижують стрес. Композиції гарноквітучих і декоративно-листяних дерев надають можливість створити значний художній ефект, що позитивно впливає на психо-фізіологічний стан людини.

Важлива роль у виконанні всіх цих функцій належить не тільки аборигенним, але й інтродукованим рослинам, частка яких у зелених насадженнях міст інколи більша, ніж місцевих видів. Більшість з них характеризуються високою декоративністю і значним адаптивним потенціалом, але застосування в озелененні ряду дерев-екзотів ще досить обмежене через недостатнє вивчення дії на їх морфо-фізіологічні показники та стійкість комплексу негативних чинників урботехногенних умов. Сумарний ефект впливу може не співпадати з результатом, викликаним кожним фактором окремо [6]. Отже, необхідно враховувати стійкість до комплексу несприятливих техногенних факторів, а також нових для них кліматичних умов. Це особливо важливо на фоні глобального потепління.

Актуальність дослідження. Для рекомендації введення інтродуцентів у зелені насадження різного типу важливо мати відомості про ступінь їх стійкості у місцях зростання з різним рівнем антропогенного забруднення. Це надасть можливість зробити висновок про те, при яких показниках забруднення бажано обмежити їх культивування, а при яких воно вже недоцільне.

Серед високодекоративних рослин, які заслуговують на більш широке застосування в різного типу

зелених насадженнях міст слід виділити *Catalpa bignonioides*.

Фахівці ландшафтного мистецтва рослинам роду *Catalpa Scop.* віддають одне з провідних місць серед дерев-екзотів, відмічаючи їх високі декоративні якості, які визначаються рясним цвітінням, мальовничими квітками, що зібрані в ошатні суцвіття, великими насичено-зеленими декоративними листками [7]. Надають рослинам надзвичайного вигляду і дуже довгі стручкоподібні плоди (коробочки), які всю зиму залишаються на рослині [8,9].

Аналіз останніх наукових досліджень і публікацій. Дослідженням успішності інтродукції *C. speciosa*, *C. bignonioides*, *C. ovata* Правобережного лісостепу України присвячена робота В.Л. Кульбицького [23]. Встановлена добра регенерація пагонів цих рослин після часткового їх пошкодження пізньовесняними заморозками або морозами взимку. Це вказує на перспективність досліджуваних видів роду *Catalpa* для використання в зелених насадженнях даного регіону.

В.А. Кухарська, О.І. Китаєв [24] аналізували морозостійкість тканин пагонів *C. bignonioides*, *C. hybrida*, *C. speciosa* методом штучного проморожування. За порівнянням процесів утворення льоду в них було виявлено, що за потенційною морозостійкістю види цих рослин можна розташувати таким чином: *C. hybrida* > *C. bignonioides* > *C. speciosa*.

В.О. Голуб і С.М. Голуб [25] досліджували особливості розвитку рослин *C. speciosa*, *C. bignonioides*, *C. hybrida* у Волинській області. У вуличних насадженнях м. Луцьк в умовах значної інтенсивності автомобільного руху у *C. speciosa* відбувалося пригнічення формування асиміляційної площі стосовно контролю на 64%, а у *C. bignonioides*, навпаки, фоліарна площа зросла. Автори вважають, що це відбувається через підмерзання верхівок пагонів і відростання пагонів другого порядку, на яких формується листя збільшених розмірів.

Вивчення ритмів розвитку деревних рослин соціологічного статусу, в тому числі *C. speciosa* і *C. Bignonioides*, у степовій зоні України (парк «Асканія Нова») дозволило Н.О. Гавриленко [26]

зробити висновок про успішність проходження цими видами роду *Catalpa* річного циклу. Відмічається, що на освітлених ділянках приріст пагонів був більш інтенсивний ніж на тінистих.

За даними М.В. Немченко, В.П. Бессонової [27] несприятливі умови зростання дерев *C. bignonioides* і *C. speciosa* у придорожній лісосмузі вздовж автотраси між містами Дніпро і Запоріжжя погіршували їх життєвий стан, особливо *C. bignonioides*. На дослідній ділянці дерева мали менші діаметри штамбу і крони, висоту, ніж у рослин такого ж вікового стану у парку м. Дніпро. Заслужують на увагу результати досліджень особливостей росту *C. bignonioides* та зміни життєвого стану за дії антропогенних забруднювачів на територіях промислових підприємств – ПрАТ «Південкокс» м. Кам'янське, ПАТ «Інтерпайп Новомосковський трубний завод» м. Новомосковськ, ПАТ «Інтерпайп Нижньодніпровський трубопрокатний завод» м. Дніпро [28]. Автори не рекомендують використовувати цю рослину в озелененні території заводу «Південкокс» через втрату декоративності, зрідження крони, усихання гілок. Спостерігалися деформація і гофрованість листків, їх некротичні пошкодження і хлоротичність. На територіях інших заводів рослини зберігали добрий декоративний вигляд.

А.В. Складенко, В.П. Бессоною [29] визначено вміст водорозчинних фенолів у листках дерев *C. bignonioides*, що зростають у санітарно-захисних насадженнях промислових підприємств м. Запоріжжя. Виявлено більше накопичення цих сполук в органах асиміляції, порівняно з контролем, особливо у рослин в захисних лісосмугах ПрАТ «Запоріжкокс», АТ «Запорізький завод феросплавів», ПАТ «Запоріжсталь». Катальпу бігніонієвидну віднесено до групи рослин з високим коефіцієнтом відносного накопичення водорозчинних фенолів у листках, що дозволяє рекомендувати її в якості біоіндикатора забруднення довкілля фенолами.

Для швидкого розмноження посадкового матеріалу суттєвий інтерес мають роботи з вивчення вегетативної репродукції рослин роду *Catalpa*. За даними В.Л. Кульбицького зі спів. [30] розмноження зеленими живцями не є досить успішним, частка укорінення становить 19–23%. Для стимуляції ризогенезу рекомендується обробка розчинами гетероауксину та ІМК. Набагато кращою є коренетвірна здатність здерев'янілих живців [31]. Виявлено найбільш сприятливий період заготівлі живців, оптимальні їх розміри у п'яти видів роду *Catalpa*: *C. speciosa*, *C. hybrida*, *C. bignonioides*, *C. ovata*, *C. fargesii*. Кількість вкорінених живців коливалась від 78,2% у *C. bignonioides* до 86,3% у *C. fargesii*. Успішність ризогенезу автори оцінювали за середньою та сумарною кількістю коренів у одного живця та глибиною їх поширення у субстраті, а також за приростом пагонів.

Китайські вчені [32] розглядали особливості росту, фізіологічний метаболізм і біоаккумуляцію

Cd і мінеральних елементів у міських насадженнях дерев роду *Catalpa* за умов забруднення тропосферним озоном і ґрунту кадмієм. Відмічається, що одночасне забруднення важким металом та тропосферним озоном (O_3), яке зазвичай відбувається у міських районах, де розташовані джерела важкої промисловості, має негативний вплив на стан міських зелених насаджень цього виду. У цьому ж дослідженні однорічні саджанці *Catalpa ovata* G. Don зростали на ґрунті, що був штучно забруднений цим токсикантом у концентрації 0, 100, 500 мг/кг ґрунту. Результати показали, що додавання важкого металу до ґрунту у концентрації 500 мг/кг знижує інтенсивність фотосинтезу, а також збільшує окисні пошкодження на листі *C. ovata*. Крім того, забруднення ґрунту кадмієм знижувало біомасу листя, стебел, коренів і загальну біомасу та впливало на вміст Cd, Mg, Fe і Zn у листках ($P < 0,01$), але не змінювало кількість Mg, Fe й Zn у коренях. Не виявлено негативної дії O_3 на ріст, швидкість фотосинтезу, накопичення Cd та вміст мінеральних речовин у *C. ovata*. Адитивного токсичного впливу Cd і O_3 на ростові процеси, окисне пошкодження листків, інтенсивність фотосинтезу та вміст Cd, Mn, Fe і Zn у тканинах рослин не встановлено. За результатами проведених досліджень вчені стверджують, що *C. ovata* є прийнятною породою дерев для озеленення міст і заліснення міських районів з високим рівнем забруднення повітря.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Добрими індикаторами стану рослин в урботехногенних умовах та показниками їх адаптаційних можливостей є морфометричні параметри вегетативних органів [10–13]. Найчастіше використовується індекс флуктуючої асиметрії листків [14–17]. Дуже чутлива до повітряних полутантів пігментна система рослин [18–20], особливо вміст хлорофілу. Цей показник можна використовувати не тільки для біоіндикації забруднення довкілля [21, 22], але він також є діагностичною ознакою їх стійкості в таких умовах.

Новизна. Виходячи із вищезазначеного, морфо-фізіологічні дослідження рослин *C. bignonioides* в урбогенних насадженнях з різним рівнем аерогеного забруднення в умовах степової зони України є актуальним.

Об'єкт дослідження – дерева *Catalpa bignonioides* Walter, що зростають у зелених насадженнях міста Дніпро.

Предмет дослідження – морфометричні показники пагонів і листків, зміни вмісту пластидних пігментів в залежності від рівня аерогеного забруднення.

Мета даної роботи – визначити вплив урботехногенних умов зростання на приріст пагонів, розвиток асиміляційного апарату та вміст пластидних пігментів у листках.

Об'єкти і методи досліджень. Як об'єкти досліджень використовували рослини *C. bignonioides*

des одного вікового стану – III клас (21–30 років). Контрольні рослини зростали у парку відпочинку смт Обухівка (ділянка 1), яке знаходиться в умовно чистому районі (26 км від м. Дніпро). Дослідні дерева зростали у м. Дніпро: біля найнавантажених автотрас міста пр. О. Поля (ділянка 2) і пр. Б. Хмельницького (ділянка 3), а також у внутрішньоквартальній зеленій зоні житлового масиву Тополя-3 (ділянка 4) (рис. 1). Ділянка 2 розташована у верхній частині пр. О. Поля, ділянка 3 – у частині пр. Б. Хмельницького, що знаходиться в ареалі дії емісій ВАТ «Дніпрошина» (відноситься до п'яти промислових підприємств, що

найбільше забруднюють повітря м. Дніпро) та ПрАТ «Дніпрополімермаш». На обох ділянках 2 і 3 рослини зростають у безпосередній близькості до автошляху – на відстані 1,5 м. У зелених насадженнях ділянки 4 рослини *C. Bignonioides* знаходяться на відстані близько 25 м від автошляху, але вони закрановані багатопверховими будівлями і масивами дерев.

Приріст річних пагонів і довжину міжвузлів визначали загальновідомими методами [33]. Товщину пагонів вимірювали електронним штангенциркулем VerkeV8600. Площу листків встановлювали ваговим методом [34].



Ділянка 1 (парк відпочинку смт. Обухівка)



Ділянка 2 (пр. О. Поля)



Ділянка 3 (пр. Б. Хмельницького)



Ділянка 4 (ж/м Тополя-3)

Рис. 1. Рослини *C. bignonioides* дослідних ділянок

Життєвий стан рослин визначали за 10 – бальною шкалою. Для цього оцінювали такі показники: P_1 – кількість живих гілок у кронах дерев; P_2 – ступінь облистеності крон; P_3 – кількість живих листків в кронах (без некрозів); P_4 – середня кількість живої площі листка. Визначали сумарну оцінку стану дерев (максимально 40 балів). Здійснювали розподіл дерев за шкалою категорій: 39–40 балів – добрий стан; 35–38 – задовільний; менше ніж 35 балів – ослаблені рослини [35].

Розраховували такі морфометричні показники: коефіцієнти видовженості і форми листка [10].

Коефіцієнт видовженості листка розраховували за відношенням його довжини до ширини:

$$K_{BL} = L/B$$

Коефіцієнт форми листка визначали як відношення площі його верхньої частини до нижньої, при цьому листкову пластину на рівні половини її довжини ділили поперечним перерізом на дві частини:

$$K_{FL} = S_t/S_b,$$

де S_t – площа верхньої частини листка, см²; S_b – площа нижньої частини листка, см².

Коефіцієнт флюктуючої асиметрії листків визначали після здійснення вимірів п'яти показників з лівої та правої сторін листка: 1 – ширина половини листка; 2 – довжина жилки другого порядку; 3 – відстань між основою другої і першої жилки; 4 – відстань між кінцями другої і першої жилок; 5 – величина кута між другою головною жилкою від основи листка [15]:

$$X = \sum z/n = (z_1 + z_2 + \dots + z_n)/n$$

$$Z = (y_1 + y_2 + \dots + y_n)/N$$

$$Y = |L - R|/(L + R),$$

де X – інтегральний показник асиметрії; n – кількість листків; z – середня різниця між параметрами для кожного листка; Y – показник, розрахований для кожного вимірюваного параметру – різниця в значеннях ознак між правою та лівою частинами листка.

Вміст пігментів визначали як описано [36] у 100% ацетонової витяжці на фотометрі КФК–3–01–«ЗОМЗ» при довжині хвилі 665, 649 і 440,5. Концентрацію пігментів розраховували за рівнянням Ветштейна у мг/л з наступним обчисленням у мг/г сирової маси листків з урахуванням наважки й розведення. Біометричні показники визначали у 50-кратній повторюваності, вміст пігментів – у 5-разовій.

Виклад основного матеріалу. Ріст визначається не тільки генотипом, але й динамікою екологічних чинників. Приріст пагонів відбиває як процеси життєдіяльності, так і накопичує дію оточуючого середовища. Особливості їх щорічного росту та його тривалість мають суттєве значення у адаптації рослин до умов життя, особливо інтродукованих [37].

Порівняння однорічного приросту пагонів *C. bignonioides* контрольних рослин, які зростають у парку відпочинку смт Обухівка, і дослідних свідчить про його зменшення в урбогенних умовах, особливо за одночасної дії на рослини як викидів автотранспорту, так і промислових емісій на пр. Б. Хмельницького. У меншій мірі пригнічується ріст пагонів у дерев придорожного насадження на пр. О. Поля. Мало відрізняється цей показник від контрольних значень у рослин зелених насаджень житлового масиву Тополя-3.

Приріст деревних рослин – один з найбільш чутливих параметрів і дозволяє судити про ступінь антропогенного забруднення [38]. За даними ряду дослідників спостерігається інгібування цього процесу в урботехногенних умовах. Однак слід відмітити, що у деяких видів відносно стійких деревних рослин навіть за значного рівня забруднення повітря пригнічення росту пагонів не відбувається. У деяких видів дерев навіть може спостерігатись стимулювання росту пагонів [39, 40].

Менша довжина пагонів у *C. bignonioides* в урботехногенних умовах визначається скороченням числа міжвузлів на пагоні (табл. 1). Так їх кількість у рослин на пр. Б. Хмельницького становить 65,33% від контролю, на пр. О. Поля – 79,74%, а в насадженнях житлового масиву Тополя-3 майже не змінюється відносно даних в умовно чистій зоні.

Статистично достовірний негативний вплив урботехногенних умов на довжину міжвузлів однорічних пагонів *C. bignonioides* не виявлений. Це узгоджується з результатами, що були отримані при вивченні росту пагонів *Platanus orientalis* і *Platanus acerifolia* в урботехногенних умовах [41]. У цих видів дерев за дії викидів автотранспорту і промислових емісій пригнічення росту пагонів обумовлене зменшенням числа міжвузлів, в той час як значної несприятливої дії на їх довжину не визначили. За даними Andre [42] та Vinogradova [43], у пагонів *Acer negundo* в насадженнях заводської території КХЗ і примагістральній посадці також спостерігається зменшення кількості метамерів. У дослідях В.М. Гришка [40] зміна довжини однорічних пагонів в умовах забруднення довкілля як при інтенсифікації росту, так і пригніченні відбувається у більшості досліджуваних деревних видів рослин відповідно за рахунок збільшення або скорочення довжини міжвузлів. Проте у пагонів *Betula pendula* при високому рівні забруднення зниження приросту пагонів відбувалося за рахунок скорочення кількості міжвузлів. Зменшення довжини міжвузлів в умовах забруднення спостерігається у інтродукованих видів тополь *Populus italica*, *P. Simonii*, *P. deltoides*, *P. candicans*, хоча у деяких міжвузлів показник може збільшуватися [44].

Встановлено, що під час внутрішньобрунькового морфогенезу на першому етапі формуються примордії листків, потім розвиваються зачатки листків

Таблиця 1

Зміни показників росту однорічних пагонів *Catalpa bignonioides* в урботехногенних умовах

Показник	Контроль (парк смт Обухівка)	Перспект О. Поля	Перспект Б. Хмельницького	Тополя-3
Приріст пагона, см	21,31±0,42	15,64±0,65	12,47±0,68	18,96±0,51
% до контролю		73,39	58,52	88,97
Діаметр пагона, мм	3,92±0,09	3,21±0,05	2,73±0,07	3,35±0,04
% до контролю		81,88	69,64	85,46
Кількість міжвузлів, шт.	7,00±0,21	5,02±0,39	4,10±0,36	6,19±0,24
% до контролю		71,71	58,57	88,42
Довжина міжвузля, см	3,04±0,06	3,11±0,07	3,39±0,21	3,08±0,12
% до контролю		102,30	111,51	101,31

(другий етап) і розростання зачатків проходить на третьому етапі [45, 46]. Отже, закладання метамерів пагона відбувається всередині бруньки в період скритого внутрішньобрунькового росту, а подовження міжвузлів спостерігається під час видимого росту, починаючи з розпускання бруньок. Ймовірно, що характер дії на той чи інший етап росту визначається як видовими особливостями рослин, так і відмінами у складі забруднювачів, що на них діють. Таким чином, можна вважати, що вплив забруднювачів довкілля на ростові процеси пагонів може здійснюватися як внаслідок зміни внутрішньобрунькового морфогенезу, так і безпосереднього пригнічення ростових процесів.

Таким чином, за дії на рослини *C. bignonioides* зменшення однорічного приросту пагонів відбувається за рахунок впливу на закладання його метамерів під час внутрішньобрунькового морфогенезу. Найбільша різниця у довжині пагонів з контрольним варіантом спостерігалася в умовах більш сильного аерогенного забруднення.

Зростання в урбогенних умовах змінює і товщину річних пагонів *C. bignonioides*. Як видно з даних, представлених у таблиці 1, на дослідних ділянках цей показник зменшується відносно контролю, при цьому рівень негативного впливу близький до дії на довжину пагона, про що можна судити за значенням відносно контролю.

Листок – найбільш поліфункціональний орган, який визначає численні процеси від яких залежить активна життєдіяльність рослин. Цей орган зіграв першочергову роль у адаптації рослин у процесі еволюції [47] і продовжує залишатись ведучим органом пристосування до вкрай різноманітних умов довкілля, у тому числі і техногенних [36, 48].

Асиміляційний апарат рослин (площа і чисельність листків) відображає потенціал засвоєння енергії світла і вуглекислого газу, необхідних для процесу фотосинтезу, так і віддзеркалює дію оточуючих чинників [36, 48]. З іншого боку середовищездоров'я роль рослин в урботехногенному середовищі також визначається ступенем розвитку листкової поверхні (осадження пилу, поглинання шкідливих газів, зни-

ження рівня шуму тощо) [39, 50]. Отже, ступінь розвитку листкової поверхні деревними рослинами зелених насаджень визначає їх цінність не тільки з естетичної точки зору, але й санітарно-гігієнічної.

Як видно з таблиці 2 середня площа листка рослин у придорожніх насадженнях на пр. О. Поля і Б. Хмельницького становить 80,42% і 73,61% до контролю відповідно. Зміни цього показника у дерев, що зростають у внутрішньоквартальних зелених зонах (ж/м Тополя-3) не відбувається. Кількість листків на однорічному пагоні зменшується у рослин всіх дослідних варіантів: на 33,75% на пр. О. Поля, на 45,63% на пр. Б. Хмельницького і на 19,38% на ж/м Тополя-3. Для порівняння вкажемо, що площа листків у рослин вуличних насаджень і скверу у місті Львів [49] була меншою порівняно з рослинами парку на 7–38%. Автор визначив пряму залежність між цими показниками та зміною буферної властивості клітин, рН і ΔрН [51]. Зазвичай листки мають велику площу і першими зазнають дії повітряних поллютантів і накопичують їх у своїх клітинах.

Зменшення середньої площі листків і їх кількості призводить до суттєвої зміни загальної асиміляційної поверхні однорічного пагону у рослин насаджень ділянок 2 і 3 відносно значень у парку смт. Обухівка., проте у дерев, що зростають у зелених групах ж/м Тополя-3 (ділянка 4), ці зміни набагато менші (15,96%)

Підрахування кількості листків на модельній гілці, показує що відміни у дерев урбогенних насаджень, на які діють викиди автотранспорту (пр. О. Поля) і полікомпонентне забруднення (пр. Б. Хмельницького) та внутрішньоквартальних зелених зон (ж/м Тополя-3) статистично не достовірні з контролем. Це можна пояснити тим, що у дослідних варіантах 2 і 3 спостерігається більший відсоток підмерзання і підсихання однорічних приростів або верхівкової частини їх гілок, внаслідок чого активніше формуються бічні пагони із сплячих бруньок, відбувається більше їх розгалуження. Проте загальна асиміляційна поверхня модельної гілки скорочується порівняно з такою у рослин заміського парку внаслідок меншої площі листків у рослин дослідних варіантів.

Зміни показників асиміляційного апарату *Catalpa bignonioides* в урботехногенних умовах

Показник	Контроль (парк смт Обухівка)	Проспект О. Поля	Проспект Б. Хмельницького	Тополя-3
Площа листка, см ²	149,63±7,85	120,34±5,40	110,25±3,37	135,16±2,14
% до контролю		80,42	73,68	90,32
Кількість листків на однорічному пагоні, шт.	8,00±0,42	5,30±0,36	4,35±0,37	6,45±0,21
% до контролю		66,25	54,37	80,62
Площа листків на однорічному пагоні, см ²	1197,04±22,17	637±28,51	479,58±18,34	871,78±18,21
% до контролю		53,21	40,06	72,83
Кількість листків на модельній гілці, шт.	135,84±5,74	130,31±10,13	125,60±8,76	125,40±4,20
% до контролю		95,93	92,46	92,31
Асиміляційна поверхня модельної гілки, см ²	20733,59±101,5	15681,50±70,38	13847,40±65,11	16949,06±9,32
% до контролю		75,63	66,79	81,75

Визначено життєвий стан дерев *C. bignonioides*, що зростають на дослідних ділянках. Найвищим балом оцінені рослини контрольного варіанту – смт Обухівка (39,1 балів), найменшим – на пр. Б. Хмельницького (35,7 балів). Древа дослідної ділянки 2 (пр. О. Поля) отримали 38,1, а ж/м Тополя-3 – 38,9 балів. Отже, *Catalpa bignonioides* перебуває у доброму стані у контрольному варіанті і внутрішньоквартальних насадженнях ж/м Тополя-3, у доброму стані знаходяться дерева також на пр. О. Поля, але на межі із задовільним станом. На ділянці 3 (пр. Б. Хмельницького) життєвий стан рослин оцінено як задовільний. Однак, в цілому дерева зберігають декоративність на всіх дослідних

ділянках. І хоча крона у рослин ділянок 2, в більшій мірі 3 дещо зріджена, проте великі зелені листки з практично повною відсутністю будь-яких ушкоджень маскують наявність невеликих сухих гілок. Слід зазначити, що незначні ушкодження листків з'являються в кінці вегетації.

Коефіцієнт видовженості листкової пластинки має найбільшу величину у контролі і на дослідній ділянці з найменшим антропогенним впливом (насадження ж/м Тополя-3). Мінімальні його значення встановлені за сумісної дії на рослини автомобільних і промислових викидів (табл. 3). Слід зазначити, що великої різниці у величинах коефіцієнту видовженості листків за варіантами не визначено.

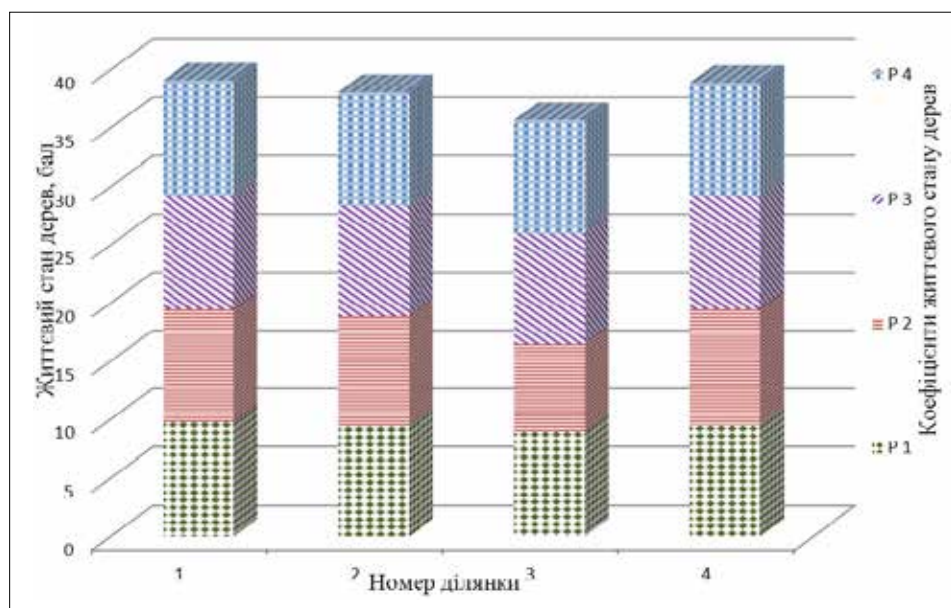


Рис. 2. Життєвий стан дерев *C. bignonioides* в різних умовах зростання 1 – контроль; 2 – пр. О. Поля; 3 – пр. Б. Хмельницького; 4 – ж/м Тополя-3

Таблиця 3

Значення морфометричних коефіцієнтів листків *C. bignonioides* у різних умовах зростання

Показник	Ділянка			
	1	2	3	4
Коефіцієнт видовженості листка	1,42±0,01	1,36±0,01	1,27±0,02	1,40±0,005
Коефіцієнт форми листка	0,64±0,01	0,62±0,02	0,61±0,01	0,63±0,01
Коефіцієнт флюктуючої асиметрії	0,034±0,002	0,045±0,002	0,048±0,001	0,036±0,002

Коефіцієнт форми листка практично однаковий незалежно від місця зростання дерев *C. bignonioides*.

Стабільність розвитку рослин відображає коефіцієнт флюктуючої асиметрії листкових пластинок. Цей показник, на відміну від попереднього індексу, відрізняється за умовами різного рівня несприятливого впливу забруднення довкілля на рослини. У рослин, що зростають у зелених насадженнях ж/м Тополя-3, його величина за шкалою відхиленя стану організму від умовної норми [15] відповідає оцінці 2 – незначне відхилення від норми. На ділянках зі значним антропогенним пресингом 2 і 3 коефіцієнт флюктуючої асиметрії листкових пластинок виражається числами, які відповідають середньому рівню відхилення від норми.

Вміст фотосинтетичних пігментів в листках – показник, що чутливо реагує на повітряні полутанти [36, 48, 52]. Негативна дія на вміст пігментів інгібує фотосинтетичні процеси, що викликає зниження процесів росту і розвитку та погіршення естетичного вигляду рослин. Тому важливе визначення впливу урбогенних умов зростання на кількісні показники пластидних пігментів.

Встановлено, що в листках *C. bignonioides*, що зростає у придорожньому насадженні на пр. О. Поля і за сумісної дії на рослини цього виду промислових і автомобільних викидів (пр. Б. Хмельницького) вміст суми хлорофілів ($a+v$) у листках менший порівняно з контролем (табл. 4).

Різниця між значеннями кількості зелених пігментів (хлорофіл $a+v$) у листках контрольного й дослідних варіантів (ділянки 2 і 3) збільшується в міру верегатації і найсуттєвіша вона в серпні – 22,62 і 29,35% відповідно. Зменшення цього показника відбувається переважно за рахунок хлорофілу a .

У рослин *C. bignonioides*, які зростають на ж/м Тополя-3, у вмісті суми зелених пігментів у листках у всі місяці досліджень статистично достовірної різниці з контролем не виявлено.

Рівень падіння кількості хлорофілу a в листках порівняно з контролем найбільший в серпні, він становить на пр. О. Поля на 28,83%, на пр. Б. Хмельницького – 33,48 (табл. 5).

У дерев зростаючих на ж/м Тополя-3, відміни у вмісті цієї форми зелених пігментів невеликі. Що стосується хлорофілу v , то суттєвої різниці за ступенем зменшення його концентрації стосовно контрольних значень за місяцями досліджень не спостерігається. У листках рослин на пр. О. Поля у червні достовірна різниця з контролем у вмісті цієї форми хлорофілу відсутня, а у липні і серпні рівень зниження майже однаковий. У листках рослин на пр. Б. Хмельницького кількість хлорофілу v нижча, ніж у контролі (у черні на 14,71, липні – 20,52, серпні – 19,11%), але кількісні зміни менші порівняно з хлорофілом a .

Зміни вмісту хлорофілу v в листках дерев, зростаючих у зелених насадженнях ж/м Тополя-3, порівняно з контролем у всі місяці досліджень статистично не достовірні. Отже, в умовах слабого забруднення повітря пігментний апарат листків *C. bignonioides* проявляє стійкість, в той час як на ділянках 2 і 3 з більш високим рівнем забруднення вміст зелених пігментів менший, ніж у листках контрольних дерев.

Щодо ступеня негативного впливу забруднювачів довкілля на вміст цієї чи іншої форми хлорофілу, немає єдиної закономірності. В дослідженнях одних авторів визначена більш суттєва дія на вміст хлорофілу a [48, 53] в досліді інших – v [39, 49, 54]. Це можна пояснюється специфікою реакції різних видів

Таблиця 4

Вміст суми хлорофілів ($a+v$) у листках *C. bignonioides* за різних умов зростання, мг·г⁻¹ сирової маси

Варіант	Червень	% до контролю	Липень	% до контролю	Серпень	% до контролю
Контроль	3,13±0,08		4,01±0,12		3,14±0,07	
Пр. О. Поля	2,79±0,06	89,13	3,25±0,10	81,05	2,43±0,08	77,38
Проспект Б. Хмельницького	2,60±0,09	83,06	3,23±0,09	80,54	2,25±0,12	71,65
Тополя-3	2,92±0,06*	93,29	3,57±0,08*	89,02	2,87±0,09*	91,40

Примітка: * – різниця з контролем статистично не достовірна.

Таблиця 5

Вміст хлорофілів *a* і *b* у листках *C. bignonioides* за різних умов зростання, мг·г⁻¹ сирової маси

Варіант	Хлорофіл <i>a</i>			Хлорофіл <i>b</i>		
	червень	липень	серпень	червень	липень	серпень
Контроль	2,15±0,04	2,84±0,08	2,30±0,06	1,02±0,03	1,17±0,04	0,89±0,02
Пр. О. Поля	1,83±0,09	2,27±0,07	1,66±0,07	0,92±0,03	0,98±0,02	0,77±0,03
% до контролю	85,11	79,92	72,17	90,19	83,76	86,52
Проспект Б. Хмельницького	1,73±0,07	2,03±0,11	1,53±0,08	0,87±0,02	0,93±0,03	0,72±0,03
% до контролю	80,46	71,47	66,52	85,29	79,48	80,89
Тополя-3	2,01±0,06*	2,48±0,07	1,95±0,05	0,91±0,04*	1,09±0,04*	0,92±0,04*
% до контролю	93,48	87,32	84,78	89,21	93,16	103,37

Примітка: * – різниця з контролем статистично не достовірна на 0,05% рівні значущості.

рослин на неоднаковий характер забруднюючих речовин.

Кількість каротиноїдів у всі місяці досліджень менша порівняно з контрольними значеннями у листках дерев *C. bignonioides*, що зростають на пр. Б. Хмельницького, а в липні і серпні – у листках рослин насаджень на пр. О. Поля (табл. 6).

Такий характер змін вмісту жовтих пігментів несприятливо позначається на фотосинтезі, враховуючи важливу їх роль у цьому процесі. Каротиноїди розширюють світловий діапазон, що використовується при фотосинтезі. Значна їх роль як фотопротекторів фотосинтетичного апарату [55, 56]. Вони також усувають надлишок активних форм кисню, захищають пігменти і ненасичені жирні кислоти ліпідів від окислювального пошкодження [57]. У рослин внутрішньоквартальних насаджень ж/м Тополя-3 статистично достовірної різниці з контролем у кількості каротиноїдів не спостерігали.

Таким чином, слід констатувати помірну негативну дію урботехногенних умов зростання (ділянки 2 і 3) на морфометричні показники пагонів і листків, вміст у них пластидних пігментів (хлорофіл і каротиноїди) дерев *C. bignonioides*, за винятком змін концентрації хлорофілу *a*, зниження якої перевищує 20,0 і 28,5% у липні і 27,8 і 33,4% у серпні відповідно, стосовно контрольних значень. В урботехногенних умовах за відсутності близького розташування джерел забруднення (внутрішньоквартальні наса-

дження ж/м Тополя-3) величини деяких морфометричних показників і вміст пластидних пігментів не відрізняються від контролю. Рослини *C. bignonioides* на дослідних ділянках 2 і 4 зберігають досить добрий життєвий стан, при полікомпонентному забрудненні довкілля (ділянка 3) – задовільний. Проте, слід відзначити доволі високий рівень декоративності дерев на всіх ділянках, який обумовлений яскраво-зеленим великим листям, майже повною відсутністю їх ушкодження, яке з'являється у кінці вегетації, рясним цвітінням. Доцільно ширше використовувати рослину екзот *C. bignonioides* в різного типу зелених насадженнях промислових міст північного степу України.

Головні висновки:

1. В урботехногенних умовах зростання дерев *C. bignonioides* довжина річного приросту пагонів коротша, ніж у контрольному варіанті. За ступенем зменшення цього показника, порівняно з рослинами контролю, дослідні ділянки можна розташувати таким чином: пр.Б. Хмельницького (промислові та автомобільні викиди) > пр.О. Поля (автомобільні викиди) > ж/м Тополя-3. Зменшення приросту відбувається внаслідок скорочення числа міжвузлів, а не їх довжини, що свідчить про суттєвіший негативний вплив аерогенних забруднювачів на закладання метамерів пагонів під час внутрішньобрунькового морфогенезу.

2. Несприятлива дія забруднювачів на дослідних ділянках на ріст однорічних пагонів в тов-

Таблиця 6

Вміст каротиноїдів у листках *C. bignonioides* за різних умов зростання

Варіант	Червень	% до контролю	Липень	% до контролю	Серпень	% до контролю
Контроль	0,35±0,012		0,40±0,007		0,37±0,006	
Пр. О. Поля	0,34±0,010	97,14	0,35±0,005	87,50	0,30±0,008	81,08
Проспект Б. Хмельницького	0,30±0,009	85,71	0,31±0,011	77,50	0,26±0,010	70,27
Тополя-3	0,36±0,011*	102,86	0,39±0,001*	97,50	0,34±0,005*	91,89

Примітка: * – різниця з контролем статистично не достовірна.

щину близька до впливу на довжину пагона (% до контролю).

3. Середня площа листків дерев *C. bignonioides*, на які діють як комплекс забруднювачів (промислові і автомобільні викиди – пр. Б. Хмельницького), так і автомобільні вихлопи (пр. О. Поля), менша стосовно контрольних значень. На ділянці, що розташована на значній відстані від джерел забруднення (ж/м Тополя-3), статистично достовірних змін площі листка, порівняно з контролем, не відбувається. Кількість листків на однорічному прирості зменшується у всіх дослідних варіантах, що свідчить про інгібування їх закладання.

4. Урбогенні умови зростання практично не впливають на чисельність листків на модельній гілці рослин *C. bignonioides* порівняно з контролем. Це пояснюється більш інтенсивним галушенням гілок внаслідок суттєвішого обмерзання верхівок пагонів на ділянках з більшим рівнем забруднення (зняття апікального домінування). Проте загальна асиміляційна поверхня модельних гілок скорочується через зменшення площі листків.

5. У листках рослин *C. bignonioides* на дослідних ділянках із забрудненням довкілля автомобільними викидами (пр. О. Поля) і поллютантами полікомпонентного складу (пр. Б. Хмельницького) визначено менший вміст зелених пігментів, переважно хлорофілу *a*, ніж у контролі. Ця різниця зростає в міру вегетації. Вміст каротиноїдів у листках рослин цих ділянок також знижений стосовно контрольних значень, окрім показників у червні у рослин ділянки 2 (пр. О. Поля).

6. Аналіз життєвого стану дерев *C. bignonioides* та рівня негативного впливу викидів автотранспорту (ділянка 2) та комплексного забруднення (автотранспортні та промислові викиди – ділянка 3) на морфометричні показники пагонів і листків та вміст в останніх пластидних пігментів (хлорофіл, каротиноїди) свідчить про достатню стійкість дерев даного виду за цих умов зростання. Ще кращими показниками характеризуються рослини внутрішньоквартального озеленення ж/м Тополя-3. Це вказує на можливість більш широкого застосування екзота-інтродуцента *C. bignonioides* у насадженнях різного типу промислового міста в північному степу України.

Література

1. Stolberg Y. Environmental Governance for Cities, Municipalities and Communities / [editors: M. Kozova, F. Stolberg, Y. Vergeles, A. Scrgan; V. Babayev, D. Dyadin, J. Jilková and oth.]. – Bratislava : Comenius University in Bratislava, 2014. 322 p.
2. Левон Ф.М. Зелені насадження в антропогенно трансформованому середовищі. Київ: ННЦ ІАЕ, 2008. 364 с.
3. Stratu A., Costica N., Costica M. Wooden species in the urban green areas and their role in improving the quality of the environment. *Present Environment and Sustainable Development*. 2016. 10 (2). P. 173–184. DOI:10.1515/pesd-2016-0035
4. Salmond J.A., Tadaki M., Vardoulakis S., Arbuthnott K., Coutts A., Demuzere M., Dirks K.N., Heaviside C., Lim S., Macintyre H., McInnes R. N., Wheeler B. W. Health and climate related ecosystem services provided by street trees in the urban environment. *Environmental Health*. 2016. 15 (Suppl 1). P. 36. DOI: 10.1186/s12940-016-0103-6
5. Nowak David J., Hirabayashi S., Doyle M., McGovern M. (2018). Air pollution removal by urban forests in Canada and its effect on air quality and human health. *Urban Forestry & Urban Greening*. 29. P. 40–48. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.019>
6. Собко В.Г., Гапоненко М.Б. Інтродукція рідкісних і зникаючих рослин флори України. Київ: Наукова думка, 1996. 284 с.
7. Dong W., Liu Y., Li E., Xu C., Sun J., Li W., Zhou S., Zhang Z., Suo, Z. Phylogenomics and biogeography of *Catalpa* (Bignoniaceae) reveal incomplete lineage sorting and three dispersal events. *Mol Phylogenet Evol*. 2022. 166:107330 DOI: 10.1016/j.ympev.2021.107330
8. Кухарська М. О. Представники роду *Catalpa* Scop. у зелених насадженнях міста Києва. *Наук. вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України*. 2010. 147. С. 34–41.
9. Xiao W., Gong D., Li X., Guo P., Sun, G. Quality grade evaluation and related antioxidant activity research of different medicinal parts of *Catalpa* fruit. *Anal Methods*. 2022. 14(32). P. 3134–3144. DOI: 10.1039/d2ay00919f
10. Ганжа Д. Морфологічна реакція листків тополі в різних умовах урботехногенного навантаження. *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 2012. 60. С. 163–170.
11. Савосько В.М., Домшина К.М., Савосько В.В. Морфологічні особливості листків берези повислої культурдендропарків степу в умовах промислового міста. *Питання біоіндикації та екології*. 2013. 18 (2). С. 121–133.
12. Rodriguez-Santamaria K., Zafra-Mejia C.A., Rondon-Quintana H.A. Macro-Morphological Traits of Leaves for Urban Tree Selection for Air Pollution Biomonitoring. *A Review. Biosensors (Basel)*. 2022. 12(10). P. 812. DOI: 10.3390/bios12100812
13. Бессонова В.П., Чонгова А.С. Морфометричні показники деревних рослин в індикації забруднення довкілля. *Екологічні науки*. 2023. 1 (46). С. 102–108. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.1-46.18>
14. Freemar D.C., Graham J.H., Emlen J.M. Developmental stability in plants: symmetries, stress and epigenesis developmental instability: its origins and evolutionary implications/ D.C. Freemar. Kluwer Academic Publishing. 1994. P. 99–121.
15. Легета У.В., Ситнікова І.О. Оцінка екологічного стану територій Чернівецької області за інтегральним показником флуктуючої асиметрії (на прикладі *Tussilago farfara* L.). *Природничий альманах*. 2009. 13. С. 98–104.
16. Петрушкевич Ю. М. Вплив промислових умов на величину флуктуючої асиметрії листкової пластинки *Betula pendula*. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Сер. Біологія*. 2018. 1 (72). С. 82–89.
17. Складенко А.В. Оцінювання впливу промислових умов на величину флуктуючої асиметрії листкової пластинки *Betula pendula*. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2019. 29 (6). С. 54–57. DOI:10.15421/40290611
18. Юсипів Т. І., Самко О. В. Вплив SO₂ та NO₂ на динаміку хлорофілу в листках самосіву деревних рослин. *Вісн. Миколаїв. ун-ту. Сер. біол. науки*. 2009. Вип. 24. № 4 (1). С. 282–287.

19. Голуб В. О., Волошинська С. С., Голуб С. М. Адаптаційні зміни пігментного комплексу рослин приавтомагістральних смуг дороги М-07 Київ – Ковель – Ягодин за дії іонів важких металів. *Природа Західного Полісся та прилеглих територій* : зб. наук. пр. / за заг. ред. Ф. В. Зузука. Луцьк, 2017. Т. II. Біологія. 14. С. 50–55.
20. Bessonova V. P., Chongova A. S., Sklyarenko A. V. Influence of multicomponent contamination on the content of photosynthetic pigments in the leaves of woody plants commonly planted for greening of cities *Biosyst. Divers.* 2020. 28(2). P. 203–208 doi: 10.15421/012026
21. Sen A., Khan I., Kundu D., Das K., Datta, J.K. Ecophysiological evaluation of tree species for biomonitoring of air quality and identification of air pollution-tolerant species. *Environmental Monitoring and Assessment.* 2017. 186 (6). P. 262. DOI: 10.1007/s10661-017-5955-x
22. Масікевич А. Ю. Фотосинтетичні індикатори стану забруднення атмосферного повітря Покутсько-Буковинських Карпат. *Науковий вісник НЛТУ України.* 2019. т. 29. № 9. С. 87–91. DOI: <https://doi.org/10.36930/40290915>
23. Кульбіцький В. Л. Оцінка успішності інтродукції катальпи в умовах культури Правобережного Лісостепу України. *Науковий вісник УкрДЛТУ України.* 2006. 16.3. С. 21–25.
24. Кухарська В.А., Китаєв О.І. Оцінка морозостійкості представників роду *Catalpa scop.* методом диференційного термічного аналізу. *Науковий вісник НЛТУ України.* 2009. 9 (15). С. 50–56.
25. Голуб В.О., Голуб С.М. Оцінка біологічних особливостей видів роду *Catalpa scop.*, інтродукованих у Волинській області. *Вивчення і збереження біорізноманіття біоценозів України.* 2021. С. 17–19.
26. Гавриленко Н.О. Особливості перебігу життєвого циклу деревних рослин соціологічного статусу в умовах зрошуваної культури дендропарку «Асканія-Нова». *Екологічні науки.* 2022. 2 (41). С. 84–88. DOI: 10.32846/2306-9716/2022.eco.2-41.14
27. Немченко М.В., Бессонова В.П. Оцінка стану рослин *Catalpa bignonioides* Walt. та *C. speciosa* Ward. в умовах придорожньої лісосмуги. *Інтродукція рослин.* 2009. 2. С. 85–89.
28. Лепік М.В., Бессонова В.П. Ріст пагонів та пошкодження листків *Catalpa bignonioides* Walt. в умовах техногенного навантаження. *Інтродукція рослин.* 2008. 1. С. 71–76.
29. Скляренко А.В., Бессонова В.П. Вміст водорозчинних фенолів в листках деревних рослин санітарно-захисних зон заводів промислової зони Запоріжжя. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна.* Серія «Біологія». 2020. 34. С. 175–184. DOI: 10.26565/2075-5457-2020-34-18
30. Кульбіцький В.Л., Шлапак В.П., Маслова С.А. Регенераційна здатність зелених живців видів роду *Catalpa Scop.* у Правобережному Лісостепу України. *Науковий вісник НЛТУ України.* 2018. 28 (10). С. 9–12. DOI: 10.15421/40281001
31. Кульбіцький В.Л., Шлапак В.П. Коренетворна здатність здерев'янілих живців видів роду *Catalpa scop.* в умовах Правобережного Лісостепу України. *Науковий вісник НЛТУ України.* 2015. 25. 6. С. 58–64.
32. Xu S., He X.Y., Du Z., Chen W., Li B., Li Y., Li M.H., Schaub M. Tropospheric ozone and cadmium do not have interactive effects on growth, photosynthesis and mineral nutrients of *Catalpa ovata* seedlings in the urban areas of Northeast China. *Sci Total Environ.* 2020. 704, P. 135307. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135307
33. Методика кваліфікаційної (технічної) експертизи сортів рослин з визначення показників придатності до поширення в Україні. Київ: ТОВ «Алефа», 2011. 103 с.
34. Величко Л. Н. Практикум з фізіології рослин. Умань, 2006. 76 с.
35. Vitenko V. A., Vayra O. M., Kozachenko I. V. Methodology for the Comprehensive Assessment of the State of Decorative Plants on the Example of Decorative Forms of *Morus alba* L. *Scientific Bulletin of UNFU.* 2019. 29(7). P. 13–16. <https://doi.org/10.15421/40290702>
36. Бессонова В.П. Практикум з фізіології рослин. Дніпропетровськ: РВВ ДДАУ. 2006. 316 с.
37. Роговський С.В. Основні завдання та методи дослідження етапів інтродукції рослин. *Науковий вісник НЛТУ України.* 2011.21.12. С. 72–87.
38. Гришко В.Н., Сищиков Д.В., Піскова О.М., Данільчук О.В., Машталер Н.В. Важкі метали: надходження в ґрунт, транслокація у рослинах та екологічна безпека. Донецьк. 2012. 303 с.
39. Бессонова В.П. Фітоіндикація та фітомоніторинг. Навчальний посібник. Дніпровський державний аграрно-економічний університет. Дніпро: Герда 2024. 206 с.
40. Григорюк І. П., Яворовський П. П. Оцінка стійкості видів дерев і газонних трав до урбогенних стресових чинників. Роль ботанічних садів і дендропарків у збереженні та збагаченні біологічного різноманіття урбанізованих територій: Матеріали міжнародної наукової конференції (Київ, 28–31 травня 2013 р.) / Гол. ред. В. Г. Радченко. – Київ: НЦЕБМ НАН України, ПАТ «Віпол», 2013. С. 65–66.
41. Капелюш Н.В., Бессонова В.П. Біологія платанів в урботехногенних умовах степової зони України. Запоріжжя: Дике Поле, 2010. 195 с.
42. Andre O., Vollenweider P., Günthardt-Goerg M.S. Foliage response to heavy metal contamination in Sycamore Maple (*Acer pseudoplatanus* L.) *For. Snow Landsc. Res.* 2006. 80. P. 275–288.
43. Vinogradova E. N. Morphometric analysis of the annual shoot of the *Acer negundo* L. plants, growing in conditions of exposure to technogenic pollution of Donbass. *Sam. Journal of Science.* 2016. 5 (3). С. 13–17.
44. Данільчук О.В., Гришко В.М. Оцінка стану насаджень тополь на промислових майданчиках гірничорудних підприємств. *Агробіологія.* 2012. 8. С. 57–61.
45. Вітенко В.А. Особливості індивідуального розвитку (онтогенезу) *Morus Alba* L. та її декоративних форм в умовах національного дендропарку «Софіївка» НАН України. *Науковий вісник НЛТУ України.* 2011. 21. 4. С. 39–46.
46. Герц. Н.В. Особливості морфогенезу бруньок і пагонів у видів роду *Acer l.* *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол.* 2013. 3 (56). С. 10–17.
47. Довідник з біології / Т.Л. Богданова [та ін.]; ред. К. М. Ситник. Київ: Наукова думка. 1998. 683 с.

48. Коршиков І.І. Адаптація рослин за умов техногенно забрудненого середовища: Автреф. дис. ... д-ра біол. Київ. 1994. 58 с.
49. Гнатів П.С. Функціональна діагностика в дендроекології. Львів: Камула, 2014. 336 с
50. Зайцева І. О., Долгова Л. Г. Фізіолого-біохімічні основи інтродукції деревних рослин у степовому Придніпров'ї. Д.: Вид-во ДНУ, 2010. 388 с.
51. Гнатів П.С., Мазепа М.Г., Артемовська Д.В., Ган Т.В. Буферні властивості та морфо-анатомічні ознаки листків у техногенних умовах зростання дерев. *Науковий вісник УКРДЛТУ*. 2000. Вип. 10.2. С. 87–90.
52. Nagajyoti P.C., Lee K.D., Sreekanth T.V.M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants. *A review. Environ. Chem. Lett.* 2010. 8. P. 199–216. doi: 10.1007/s10311-010-0297-8. – DOI
53. Bessonova V. P., Ponomaryova O. A. Morphometric characteristics and the content of plastid pigments of the needles of *Picea pungens* depending on the distance from the highways. *Biosystems Diversity*. 2017. 25 (2). P. 96–101. doi:10.15421/011714
54. Капелюш Н.В. Динаміка хлорофілу у листках *Platanus Orientalis l.* та *P. Acerifolia willd.* за умов забруднення середовища. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія*. 2006. 14 (1). P. 76–80. DOI: <https://doi.org/10.15421/010615>
55. Kajama Y. Structures and function of carotenoids in photosynthetic systems. *Photochem. Photobiol. Ser. Biol.* 9. 1991. P.265–280.
56. Frank H.A. Incorporation of carotenoids into reaction center and light-harvesting pigment-protein complex. /Eds Frank H.A. et al. *Dordrecht Kluwer Acad. Publ.* 1999. P. 235–244.
57. Edge R., McGarvey D.J., Truscott T.G. The carotenoids as antioxidants – a Review. *Photochem. Photobiol. Ser. Biol.* 1997. 41. P. 41–47.

БІОЛОГО-МОРФОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ТА ВИКОРИСТАННЯ РОСЛИН МОЛОЧАЮ ТИРУКАЛЛІ (*EUPHORBIA TIRUCALLI* L.) У ЗВ'ЯЗКУ ІЗ ПОЄДНАННЯМ C₃- ТА САМ-ТИПІВ ФОТОСИНТЕЗУ

Левчик Н.Я.¹, Заїменко Н.В.¹, Горбенко Н.Є.², Скрипка Г.І.¹, Левон В.Ф.¹

¹Національний ботанічний сад імені М.М. Гришка Національної академії наук України
вул. Садово-Ботанічна, 1, 01014, м. Київ

²Національний лісотехнічний університет України
вул. Генерала Чупринки, 103, 79057 м. Львів

levchik.n@ukr.net, zaimenkonv@ukr.net, nata.horbenko@gmail.com,
anna.skrypka777@gmail.com, vflevon@gmail.com

У статті подано літературний огляд наукових досліджень багаторічних деревоподібних стеблових сукулентів *E. tirucalli* (*Euphorbiaceae*), які викликають науковий інтерес своїми стійкістю, пристосувальницькими стратегіями, біологічною та господарською продуктивністю, мають переваги в порівнянні із важливими сільськогосподарськими C₃-культурами, поєднують C₃- та САМ-тип фотосинтезу, що сприяє розширенню ареалу, колонізації нових територій та робить рослини цінним модельним науковим об'єктом для дослідження умов, механізму та фізіології зміни типу фотосинтезу. Розглядається систематика, особливості морфології, анатомії, фотосинтезу рослин виду. Доведено, що рослини *E. tirucalli* не мають кранц-анатомії в стеблі, а слідує за C₃- фотосинтезом у несуккулентних листках і шляхом САМ-фотосинтезу у сукулентних стеблах. Рослини *E. tirucalli* характеризуються наявністю вторинних метаболітів, а саме флавоноїдів, терпенів, стероїдів, алкалоїдів та дубильних речовин, які надають рослинам отруйності, стійкості, пластичності обмінних процесів та цінних лікувальних властивостей, що має широкі перспективи застосування як в народній, так і в офіційній медицині. Набувають розвитку біотехнологічні методи мікроклонального розмноження *E. tirucalli*, оздоровлення посадкового матеріалу від патогенних мікроорганізмів, створюються трансгенні рослини для виробництва біологічно-активних сполук, фітостеролів, сквалену, ди- та тритерпеноїдів, стероїдів, формуються банки сортів та видів. Рослини *E. tirucalli* внаслідок своєї багатofункціональності, пластичності обмінних процесів та посухостійкості внаслідок поєднання C₃- та САМ- фотосинтезу мають великі перспективи на майбутнє як модельна культура, як рослинна сировина в медицині та побуті, сільському господарстві, виробництві біопалива та полімерів, декоруванні приміщень та ландшафтному дизайні. *Ключові слова*: *E. tirucalli*, молочай, посухостійкість, C₃- та САМ-типи фотосинтезу, фітохімічний вміст, протираковий засіб, мікроклональне розмноження, трансформація, застосування, розмноження, латекс, біодизель.

Biological and morphological peculiarities and use of indian tree spurge plants (*Euphorbia tirucalli* L.) related to the combination of C₃ and CAM types of photosynthesis. Levchik N., Zaimenko N., Horbenko N., Skrypka H., Levon V.

The article presents a literature review of the research studies of perennial tree-like stem succulents *E. tirucalli* (*Euphorbiaceae*), which are of scientific interest due to their resistance, adaptive strategies, biological and economic productivity, advantages compared to important agricultural C₃-crops, and combination of C₃ and CAM types of photosynthesis, which contributes to range expansion and colonization of new territories and makes these plants a valuable model object for studying the conditions, mechanism, and physiology of the photosynthesis type change. The article considers the systematics and peculiarities of the species morphology, anatomy, and photosynthesis. It proves that *E. tirucalli* plants do not have kranz anatomy in the stem but use C₃ photosynthesis in its non-succulent leaves and CAM photosynthesis in its succulent stems. The characteristic feature of *E. tirucalli* plants is the presence of secondary metabolites, namely flavonoids, terpenes, steroids, alkaloids, and tannins, which give them toxicity, stability, metabolic processes plasticity, and valuable medicinal properties having wide prospects for use in both folk and official medicine. The biotechnological methods of *E. Tirucalli* micropropagation and planting material treatment of pathogenic microorganisms are developed, transgenic plants are created for the production of biologically active compounds, phytosterols, squalene, di- and triterpenoids, and steroids, and varieties and species banks are formed. *E. tirucalli* plants, due to their multifunctionality, metabolic processes plasticity, and drought tolerance resulting from the combination of C₃ and CAM photosynthesis, are highly promising as a model crop and plant raw material in medicine and everyday life, agriculture, biofuels and polymers production, interior decoration, and landscaping design. *Key words*: *E. tirucalli*, spurge, drought tolerance, C₃ and CAM types of photosynthesis, phytochemical content, anticancer agent, micropropagation, transformation, application, propagation, latex, biodiesel.

Постановка проблеми. Сьогодні в ситуації зміни клімату та глобального потепління на планеті Земля отримують шанс на виживання лише найбільш пластичні види рослин, ефективність утилізації CO₂ яких буде продуктивнішою, швидкість нетто-фотосинтезу буде вищою в змінених умовах довкілля за відсут-

ності необхідної кількості вологи, наявності засолення, високих температур. Рослини для успішного зростання, виживання та конкурентоспроможності у фітоценозах в певних екологічних умовах мають цілий ряд пристосовань, серед яких на першому місці посідає тип фотосинтезу. Такими є рослини

з C_4 - та САМ-типом фотосинтезу. Вони, в порівнянні із C_3 -типом, мають більший шанс на виживання та спроможні у майбутньому зайняти панівне місце серед рослинного різноманіття Землі.

Серед рослин, які викликають науковий інтерес своїми пристосувальними стратегіями, стійкістю, пластичністю, космополітністю слід виділити види родини *Euphorbiaceae* Juss., в якій є представники як C_3 - (*Euphorbia corollata* L.), C_4 - (*Euphorbia maculata* L.) C_2 -типу фотосинтезу (*E. johnstonii* Mayfield, *E. acuta* Engelm.) та САМ-шляху асиміляції карбону (*E. tirucalli* L.) [1–2]. Особливо цікавою для дослідників є можливість певних видів одночасно поєднувати різні типи фотосинтезу, що робить їх витривалішими, як у локальних динамічних погодно-кліматичних змінах, так і в глобальних. Одним із видів, який поєднує C_3 - та САМ-типи вуглецевого метаболізму, є *E. tirucalli*.

Актуальність дослідження. Глибоке теоретичне вивчення та розуміння механізмів реалізації процесів, пов'язаних із перетворенням неорганічного карбону в органічні сполуки нададуть можливості керувати цими процесами з внесенням елементів C_4 -фотосинтезу в традиційні важливі сільськогосподарські культури, внаслідок чого підвищиться їх стійкість, біологічна та господарська продуктивності. Тому, дослідження природного механізму зміни типу фотосинтезу у рослин природної флори вважаємо актуальними та перспективними.

Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями. Статтю написано в рамках виконання докторської дисертації Левчик Н.Я. на тему «Індукція імунітету рослин в умовах ізольованої культури», яка виконується у відділі аделопатії Національного ботанічного саду імені М.М. Гришка НАН України під керівництвом директора, д.б.н., професора, чл.-кор. НАНУ Заїменко Н.В.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Незважаючи на ряд досліджень рослин родини *Euphorbiaceae*, певну кількість наукових здобутків, наявність численних представників родини у колекціях ботанічних установ України, недостатньо вивченими залишаються особливості біохімії, фізіології, фотосинтезу та механізму використання рослинами різних типів фотосинтезу. Це стосується і яскравого представника родини *E. tirucalli*, який є перспективним видом у виробничій та побутовій сферах суспільства, є модельним видом для дослідження особливостей фотосинтезу. Тому виникла потреба теоретичного підґрунтя, збору та узагальнення результатів проведених досліджень, актуалізації знань про систематику та морфолого-біологічні особливості, наявність рослин *E. tirucalli* у колекціях ботанічних садів України, що стане матеріальною базою для досліджень.

Мета роботи – здійснити літературний скринінг наукових досліджень в області систематики, морфо-

логії, анатомії, біохімії, фотосинтезу та біотехнології рослин *E. tirucalli*, оцінити їх ксероморфні пристосування та стратегії виживання, серед яких поєднання C_3 - та САМ-типу фотосинтезу. Дати оцінку сфер використання вирівини *E. tirucalli* сьогодні та з перспективою на майбутнє. Теоретично з'ясувати модель механізму та аспектів трансформації карбонового метаболізму досліджуваних рослин із застосуванням її на C_3 - цінних сільськогосподарських культурах.

Наукова новизна. Вперше зібрано та проаналізовано інформацію із закордонних та вітчизняних наукових літературних джерел про систематику, морфолого-біологічні, біохімічні особливості рослин *E. tirucalli* родини *Euphorbiaceae*, особливості розмноження та культивування, можливості та перспективи застосування рослин *E. tirucalli* в різних сферах життя людини.

Виклад основного матеріалу. Родина *Euphorbiaceae* Juss. включає майже 322 роди та 8910 видів, багато з яких мають економічну цінність і є частиною флористичного багатства тропіків та субтропіків країн світу. Родина включає ендеміки і таксони, які зникають [3–4].

Космополітний рід *Euphorbia* L. (Молочай) належить до родини *Euphorbiaceae* і нараховує близько 1836 видів та є одним із найбільших серед квіткових рослин, які є складовою світової природної флори або культивованими рослинами оселі та присадибних територій. Близько половини видів є **сукулентами**, найпоширенішими в Південній, Південно-Східній Африці та на о. Мадагаскар [5–6]. Трапляються вони також майже по всій території Африки, на Канарських островах, о. Сокотра, Аравійському півострові, в Індії, Середземномор'ї та в Центральній Америці. Загалом представники роду розповсюджені на всіх континентах, крім Антарктиди, від тропіків до північного та південного полярного кола [7–8].

Представники роду *Euphorbia* L. надзвичайно відрізняються за морфологічними ознаками та життєвими формами. В межах роду зустрічаються багаторічні та однорічні трав'янисті рослини, кущі, дерева, сукуленти. Велика кількість видів є суттєвою сировинною базою для людини, важливими у практичному використанні та потребують охорони на міжнародному рівні [3, 5, 9].

Оскільки більшість рослин роду *Euphorbia* є стебловими сукулентами, представниками аридних та напіваридних територій, вони в умовах високих температур, сонячної інсоляції та дефіциту вологи у повітрі та в ґрунті мають ряд індивідуальних адаптивних стратегій, численні ксероморфні пристосування, одним з яких є зелене фотосинтезуюче стебло. Це дозволяє економно використовувати ресурси середовища, акумулюючи отруйні сполуки, розвиваючи вегетативні та генеративні структури залежно від рівня екологічного стресу та від ступеню аридності територій зростання [10–11]. Найбільш перспек-

тивними представниками роду *Euphorbia* названі види *E. milii* Des Moul., *E. tirucalli* L. [11–12]. Аналіз таксономічного складу виявив, що серед лідерів за видовим різноманіттям у всіх типах інтер'єрів є родина *Euphorbiaceae* Juss. [13].

Рослини *E. tirucalli*, яскраві представники роду *Euphorbia*, зростають в Африці та Америці, є аборигенним видом Анголи, Еритреї, Ефіопії, Кенії, Малаві, Маврикію, Руанди, Сенегалу, Судану, Танзанії, Уганди, Ефіопії, Занзібару. Але, крім того, успішно акліматизувались і широко розповсюджені в усіх частинах Індії, особливо в більш сухих частинах Бенгалії та Південної Індії, Бразилії, в Індонезії, Малайзії, В'єтнамі, на Філіппінах, на Мадагаскарі (рис. 1) [14–16].

Зазвичай вид зустрічається в сухих чагарникових заростах і легко натуралізується в чагарниках, відкритих лісах і луках на висоті до 2000 м н. р. м. Росте на ґрунті практично будь-якого типу. Оскільки вид толерантний до різноманітних умов довкілля, як культуру його можна вирощувати в різних областях континентів. Проте, внаслідок того, що рослини *E. tirucalli* є інвазивними, необхідно дотримуватись правил біобезпеки під час їх висаджування та поширення [15–16].

Рослини *E. tirucalli* можна зустріти в екологічно абсолютно різних місцях зростання, починаючи від трав'янистих пагорбів, хребтів і виходів кам'янистих порід, вздовж річкових течій, Бушвельду (великі, зарослі травною рівнини із острівцями дерев і чагарників.) та відкритої савани. Рослини зростають густими заростями, а на вельдах (полях та луках Південної Африки) утворюють бар'єри, схожі на живопліт [17]. У тропічних районах рослини *E. tirucalli* дико ростуть на покинутих місцях садіб та краалей – поселень у формі кола, де іноді можуть утворювати хащі, схожі на ліс [3, 16].

Ареал розповсюдження рослин – це умови, в яких більшість сільськогосподарських та плодових культур існувати не можуть, це тропічні посушливі райони з низьким рівнем опадів, бідні еродовані та засолені ґрунти та великі висоти до 2000 м н. р. м. Але морозів рослини не витримують, що є обмежуючим фактором для їх розповсюдження в природних умовах країн помірною та холодного клімату, в тому числі і України [3, 14, 16].

Але рослини *E. tirucalli* є прикрасою та невід'ємною складовою колекцій ботанічних садів, які є осередками інтродукції тропічних та субтропічних рослин у захищений ґрунт та об'єктами природно-заповідного фонду України [18]. Серед ботанічних установ це Національний ботанічний сад імені М.М. Гришка НАН України, Ботанічний сад імені академіка Олександра Фоміна КНУ імені Тараса Шевченка, до колекції сукулентних рослин якого *E. tirucalli* було інтродуковано у 1965 р. На жаль, як повідомляється, в оранжерейних умовах це вид не плодоносить (рис. 2-А) [5, 11, 19]. Дендрозооекзотом названий віковий *E. tirucalli* БС ХНУ ім. В.Н. Каразіна, який за оцінками фахівців, і сьогодні має добрий життєвий стан та достатньо високу декоративність [18].

Крім того, рослини *E. tirucalli* можна побачити в колекціях ботанічних установ Європи. Наприклад, в колекції Ботанічного саду Латвійського університету (м. Рига) [20], Королівського ботанічного саду Мейзе (Jardin botanique de Meise) м. Брюссель, Бельгія (рис. 2-В).

E. tirucalli (молочай тірукаллі) – багаторічна деревоподібна рослина, відома також під назвою «каучуконосний молочай» (рис. 2) [17]. Питання систематики *E. tirucalli*, як в межах родини, так і роду, носить і на сучасний момент неоднозначний характер, оскільки залежить від підходу до основних критеріїв

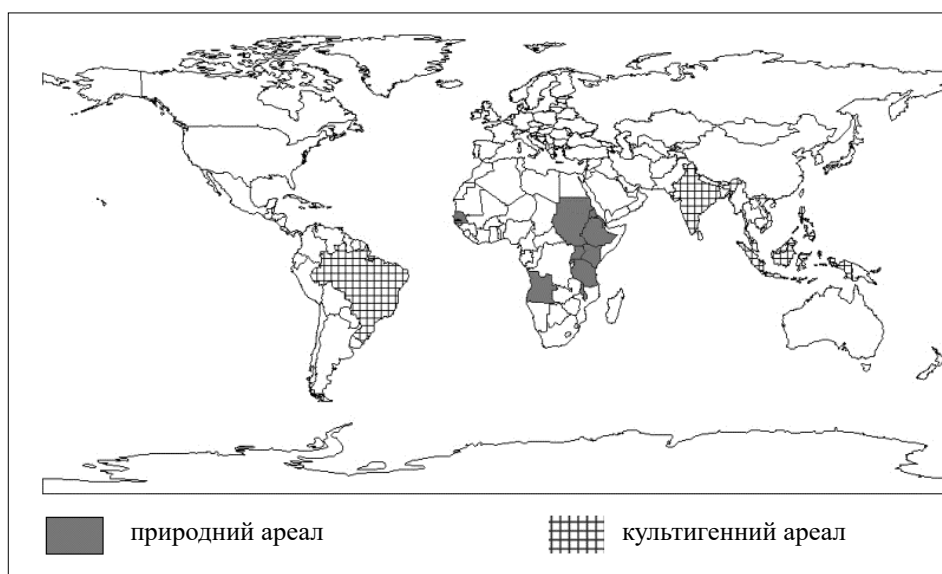


Рис. 1. Карта розповсюдження рослин *E. tirucalli* [15]

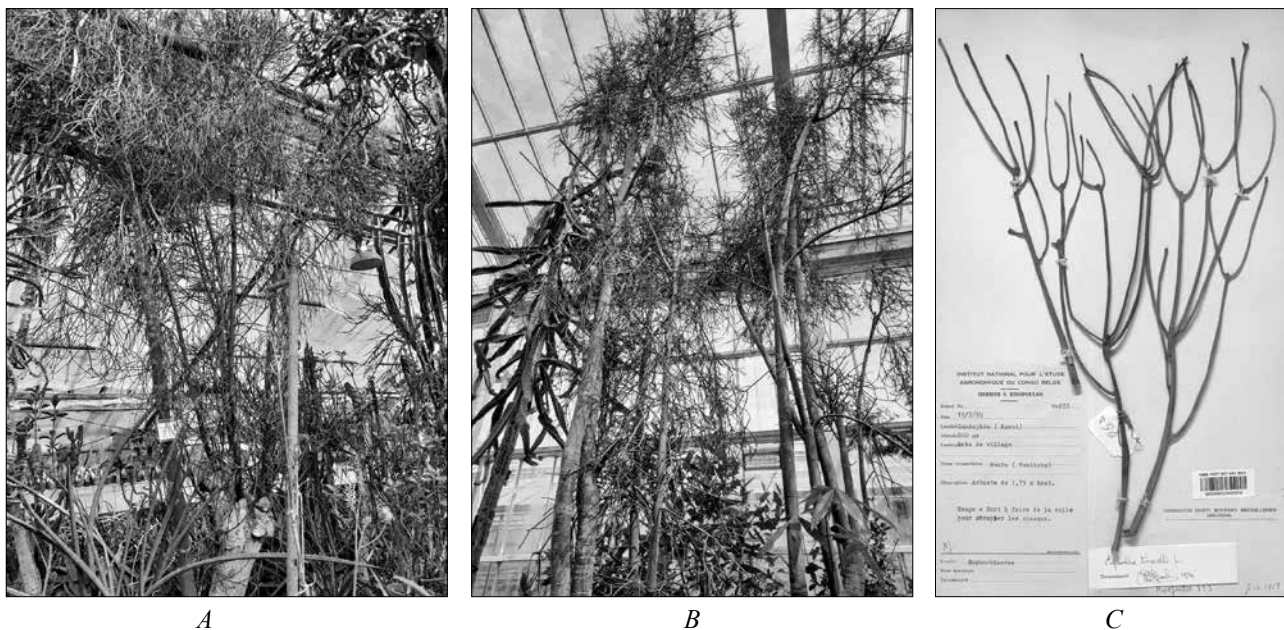


Рис. 2. *Euphorbia tirucalli* L. А – колекції Ботанічного саду імені академіка Олександра Фоміна КНУ імені Тараса Шевченка (фото Левчик Н.); В – колекції Королівського ботанічного саду Меїзе (*Jardin botanique de Meise*) м. Брюссель, Бельгія (фото Левчик Н.); С – гербарної колекції Королівського ботанічного саду Меїзе (*Jardin botanique de Meise*) м. Брюссель, Бельгія [22]

систематики класичних та сучасних авторів. За рядом ознак примітивні представники Молочаєцвітих виявляють зв'язок між Мальвоцвітими (*Malvales*), особливо з родиною Стеркулієвих (*Sterculiaceae*), а також з Фіалковими (*Violaceae*). Існує думка, що Молочаєцвіті походять від якоїсь давньої групи, проміжної між Фіалкоцвітими і Мальвоцвітими [9, 23].

У сучасних систематиках [24], згідно з біноміальною системою (дані про рослини USDA на сайті <https://plants.usda.gov/home>) та в сучасних класифікаціях (Angiosperm phylogeny group) APG II (2003) [25–26], які врахували філогенію рослин, родина *Euphorbiaceae* віднесена до об'ємного порядку *Malpighiales*. Згідно із останньою системою APG IV (2016) молекулярної філогенії покритонасінних родина *Euphorbiaceae* належить до *Malpighiales*, але повідомляється про певні зміни в межах родини після APG III (2009) [27]. Молекулярно-генетичні дослідження свідчать про те, що систематика роду має бути переглянута та узгоджена з урахуванням як класичних, так і молекулярно-генетичних підходів [3, 7].

Назву родині *Euphorbiaceae* та роду *Euphorbia* було надано Карлом Ліннеєм (1707–1778 рр.) на честь лікаря в 1 ст. короля Мавританії Джуби на ім'я *Euphorbus*. Вважається, що той використовував рослини цього роду як ліки. Видову ж назву «*tirucalli*» К. Лінней надав у 1753 р. внаслідок того, що цю назву використовували вихідці із Малабару – південного регіону Індії (*tiry*-означає «добро» та *kalli* – стосується лікувальних властивостей рослин роду) [17, 28–29]. Наявність гербарних зразків у світових гербарних колекціях свідчать про велику зацікавленість рослинами *E. tirucalli* в минулому (рис. 2-С).

Під час перевезення в давнину торговцями та моряками рослин *E. tirucalli* із Південної Африки в Індію та на Далекий Схід всі рослини витримували та приживались, що свідчить про їх витривалість. Зразки ж *E. tirucalli*, зібрані у флорі країн різних континентів, показали, що залежно від місця зростання існують певні відмінності у морфологічній структурі рослин з точки зору відносних розмірів стебла, листків, загального габітусу та швидкості росту рослин, забарвлення гілок від яскраво-жовто-червоного до зеленого [30].

E. tirucalli – надзвичайно розгалужений деревopodobний сукулентний незахищений кущ або невелике дерево від 4 до 12 м, інколи до 15 м висотою, 15–20 см у діаметрі стовбура із ламкими соковитими циліндричними гладенькими яскраво-зеленими сукулентними гілочками 5–7 мм завтовшки, з білим або жовтуватим латексом. Гілочки зазвичай закінчуються мутівками із відгалуженнями 2–6 менших гілочок, подібних на олівець, від тьмяного до червоно-зеленого кольору, що робить його подібним на мітлу, із скупченням солодких запашних циатіїв на апікальних кінцях гілки. Рослини дводомні (рис. 3-А-С) [16, 31].

Важливою особливістю є те, що рослини *E. tirucalli* мають фотосинтезуючі частково редуковані нечисленні листки та тривалий час вкрите епідермою фотосинтезуюче стебло [11, 16]. Листки м'ясисті лінійні або лінійно ланцетні завдовжки від 3 до 7 см, завширшки від 0,8 до 1,5 см із вираженою центральною жилкою. Листки розташовані лише на кінчиках молодих гілок і дуже швидко опадають, наявні також дрібні, темно-коричневі залозисті

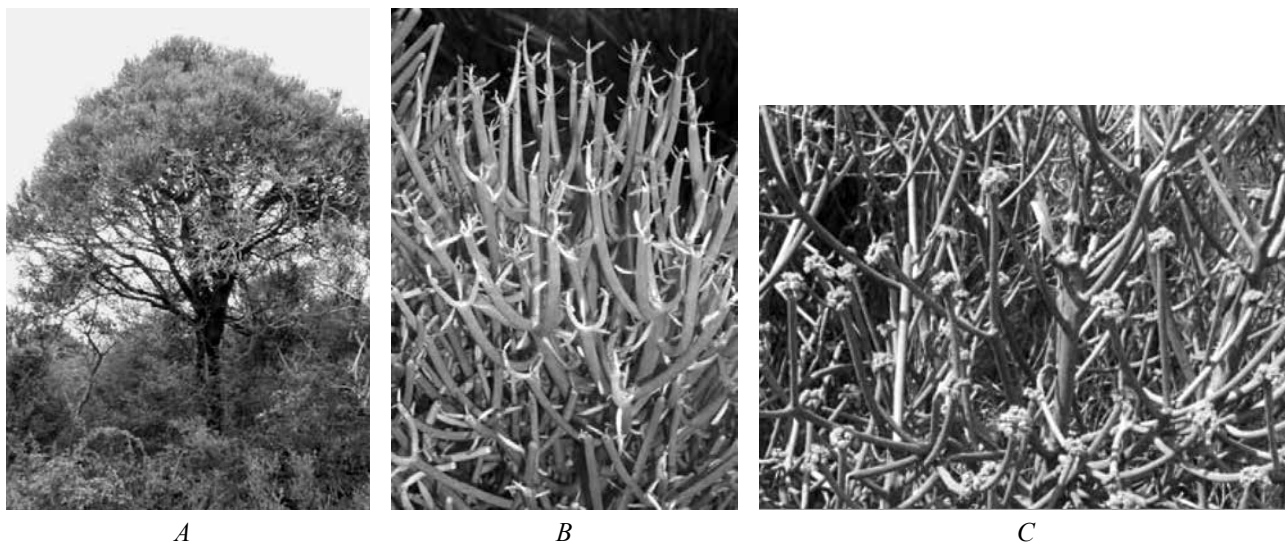


Рис. 3. *E. tirucalli* А – в долині р. Стілпорт (ПАР) (фото Kotie Retief); В – з вогняно-помаранчевими стеблами у Преторії (ПАР); С – поблизу Бургерсфорта (ПАР) [31]

прилистки [15]. *E. tirucalli* в межах роду зараховано до групи рослин із дрібними листками, оскільки площа листкової пластинки становить до 1 см² (рис. 3-В, С) [11].

Тривалість наявності листків на рослині коротка і становить від одного до кількох місяців. Крім того, площа зелених стебел більш ніж удвічі перевищує площу листків *E. tirucalli* (загальна площа листків 15,8 см², загальна площа стебел 151,8 см², відношення площі листків та площі стебел становить 0,1), що є свідченням часткової редукції листків, характерної здебільшого для рослин аридних місцевостей [11]. Протягом періоду недостатнього вологозабезпечення характерною є часткова втрата рослиною біомаси листків та однорічних стебел. Фотосинтезуючу функцію при цьому повністю приймає на себе САМ-стебло.

Однорічні пагони *E. tirucalli* мають циліндричну форму стебла [8]. В епідермі стебла спостерігається заглиблення продихів у результаті вгинання епідерми в товщу корової паренхіми на глибину до 40,0±4,9 мкм, внаслідок чого замикаючі клітини розташовуються нижче рівня епідерми у досить великій камері із своїм мікрокліматом, що робить їх захищеними від надмірної втрати вологи та впливу зовнішніх факторів. Таке пристосування загалом відзначається у рослин посушливих місць зростання та відіграє важливу роль у підвищенні посухостійкості рослин [32].

Листкова пластинка *E. tirucalli* неоднорідна та амфістоматична, особливо представлена добре розвиненою судинною системою в зоні середньої жилки [33]. Анатомічна будова стебла надає рослинам можливість підвищувати свої водозапасаючі функції: мезодерма рослин утворена великими тонкостінними водоносними клітинами, а серцевина стебел вивопнена водоносною паренхімою [8].

Для анатомічної будови молочайних характерні молочні судини або молочники – це утворені апікальною меристемою живі клітини або ряд клітин, що злилися і накопичують у вакуолях молочний сік (латекс), який містить смоли, каучук, ефірні олії, білкові сполуки, алкалоїди. Молочники мають нелігніфіковані клітинні оболонки різної товщини, утворюють розгалужені системи трубок, проникають в тканини рослини під час її росту. При утворенні латексу деякі живі клітинні компоненти протопласту молочних судин підлягають автолізу [34–35].

Для *E. tirucalli*, як і для всього роду *Euphorbia*, характерний особливий унікальний вид циміодного суцвіття, що отримав назву циатій (рис. 3-С, 4, 5-А). Квітки суцвіття дуже дрібні, одностатеві, без оцвіттини. Циатій складається з верхівкової маточкової квітки з тригніздою зав'язю, що поникає на довгій ніжці, оточеної 4 або 5 сильно редукованими чоловічими суцвіттями, які розташовані у верхній частині пагону і складаються з 1–10 або більше квіток і 5 тичинок, що виникли в результаті крайньої редукції 5 тичинкових парціальних суцвітть. Циатій оточений спільним покривальцем у вигляді келиха [36–38]. Чоловічі та жіночі циатії розвиваються на різних рослинах [31].

Плід – особливого типу трисегментна роздільна, субкуляста (майже куляста) коробочка діаметром 8–12 мм, так звана «реґма» або «трісчучка», яка при досяганні стає рожевою та розпадається на три однонасінні горішки (рис. 5-В) [9, 31]. Насіння яйцеподібне (овальне), розміром 3–4×2,8–3 мм, голе, гладеньке, з жовтувато-коричневими цятками із темно-коричневою черевною лінією, навколо виросту карункулу 1 мм у поперечному перерізі [7]. Насіння з великим ендоспермом та прямим або зігнутим зародком [34, 40].

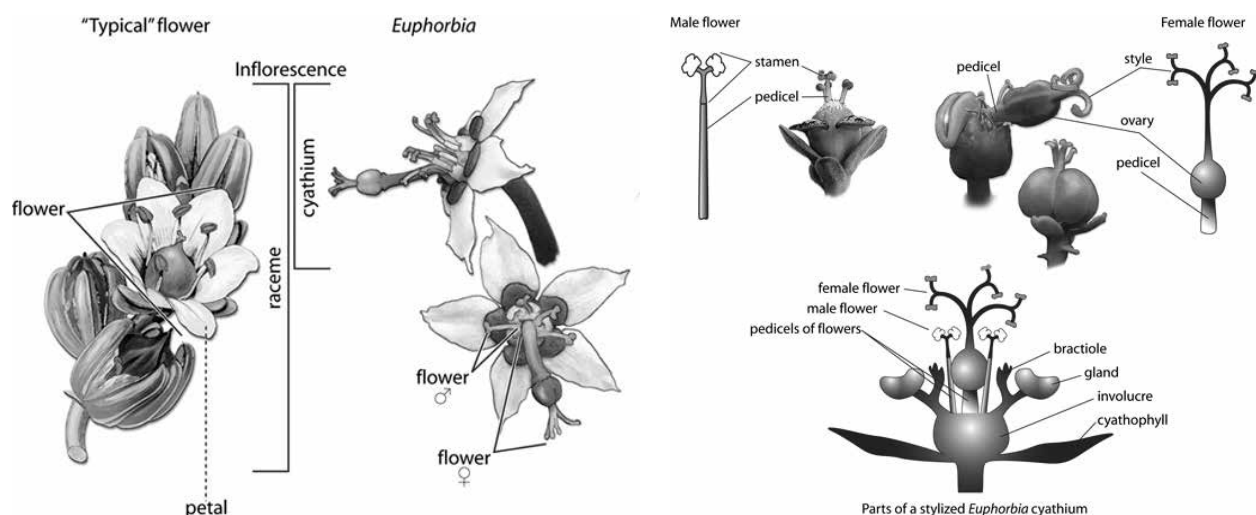


Рис. 4. Будова циатію *E. tirucalli* [39]



Рис. 5. *E. tirucalli* А – циатій (фото Carol Cloud Bailey) [41];
В – опушений кулястий плід біля Бюргерсфорта (ПАР) [31]

Відомо, що види родини *Euphorbiaceae* залежно від екологічних умов мають фотосинтетичні системи C_3 -, C_4 -, проміжного C_3 - C_4 та/або САМ-типів [42]. Встановлено, що сукулентні рослини *E. tirucalli* в якості додаткової адаптації поєднують та використовують C_3 - та САМ-шляхи фотосинтезу [43]. Несукулентні C_3 -листки *E. tirucalli* після посухи швидко в'януть і опадають, внаслідок чого рослина стає безлистою. Сукулентні стебла із великими вакуолями для зберігання малату та САМ-типом фотосинтезу [25] ефективно із закритими продихами продовжують фотосинтез [44].

Рослина *E. tirucalli* цікава цим поєднанням C_3 - та САМ-типів фотосинтезу, як модель для досліджень. Сукулентність і САМ-шлях фотосинтезу оцінюється як засіб виживання та колонізації територій. Було помічено у рослин *E. tirucalli* вплив стресових факторів, таких як температура, солоність, посуха в тандемі з генетичними факторами, такими як експресія

генів і мутація, що призводять до синтезу широкого спектру вторинних метаболітів, підвищуючи стійкість рослин та надаючи їм лікувальних властивостей [3].

Таке пристосування забезпечує екологічну перевагу рослин САМ-типу, оскільки воно дозволяє постачати CO_2 шляхом декарбоксілювання малату та може запобігти пошкодженню фотодихання під час стресу. Індукція САМ під час стресу позитивно впливає на активність ферментів, що беруть участь у метаболізмі малату. Такими ферментами є нікотинамід-аденін-динуклеотид-залежний яблучний фермент (NAD-ME), нікотинамідаденін-динуклеотид-фосфат-залежний яблучний фермент (NADP-ME) і PEP-карбоксилаза [43].

Наявність двох шляхів фотосинтезу є еволюційно виправданим, оскільки підтримується різною анатомією. Вважаємо доцільним анатомічне дослідження листків *E. tirucalli* на наявність великих вакуолей для

підтримки зберігання малату. Поєднання обох шляхів фотосинтезу рослин збільшує їх ефективність використання вологи. Внаслідок чого в екологічно нестійких умовах оточуючого середовища рослина *E. tirucalli* визначена перспективною як джерело біопалива [43].

Зміну C_3 - на САМ-тип було задокументовано в інших сукулентних видах, таких як *Mesembryanthemum crystallinum*, рід *Sedum*, а також у деяких видів *Pereskia* і *Clusia*. Передбачається, що багато видів молочайних використовує подібний механізм, який покращує продуктивність рослин і їх здатність колонізувати широкі ареали для існування [44].

Науковцями було досліджено та зараховано молочайні до видів, що мають кранц-анатомію, на додаток до видів із товстيانковим САМ-метаболизмом. Огляд літератури свідчить, що у представників роду *Euphorbiaceae* кранц-анатомія була виявлена лише в межах одного роду *Euphorbia* [45] лише в одній групі молочайних, підроді *Chamaesyce* [46]. На сьогодні практично доведено, що всі інші роди в родині не мають кранц-анатомії. Зокрема некранцова анатомія рослин *E. tirucalli* була описана у дисертації Hieronymus Trumpe ще у 1914 р. [47].

Отже, на основі спостережень газообміну було чітко доведено, що рослини *E. tirucalli* не мають кранц-анатомії в стеблі, а слідує за C_3 - фотосинтезом у несуккулентних листках і шляхом САМ-фотосинтезу у сукулентних стеблах.

Поєднання C_3 - та САМ-шляхів фотосинтезу у *E. tirucalli* ймовірно може бути причиною стійкості та виживання рослин в складних умовах. Шлях САМ-фотосинтезу передбачає більше, ніж у рослин C_3 накопичення вночі карбонової кислоти, зокрема яблучної, підвищення осмотичного потенціалу рослини, що збільшує її солестійкість. У *E. tirucalli*, як у сукулента, розвиваються спеціальні водозапасаючі клітини з вакуолями, які формують водоутримуючі тканини в паренхімі стебел (стебловий сукулент), накопичують додаткову воду, яку можна буде використовувати для розведення іонів солі, що надходять у рослину та як резерв для виживання в сухих умовах [3]. Крім того, у клітинах цих тканин містяться великі вакуолі, що здатні накопичити достатню кількість яблучної кислоти [48].

Вночі у САМ-рослин відбувається як фіксація CO_2 при відкритих продихах за C_4 -шляхом із накопиченням у вакуолях яблучної кислоти та ін. органічних кислот, так і O_2 . Під час денної спеки при закритих продихах яблучна кислота з вакуолей знову надходить у хлоропласти і стає джерелом CO_2 для C_3 -шляху фотосинтезу (цикл Кальвіна). У сукулентів працює дві фіксуючі CO_2 -системи: цикл Кальвіна на світлі і система ФЕП (фософенолпіруват)-карбоксілази (малатдегідрогеназа, що працює на світлі і в темряві) [2, 48].

Отже, екологічні умови змушують рослини фотосинтезувати тривалий час (цілий день) при закритих

продихах, для чого їм потрібен запас яблучної кислоти, на відміну від рослин з циклом Хетча-Слека [48], газообмін у них відбувається із поглинанням CO_2 і вдень, і вночі [2]. При певних умовах САМ-тип у *E. tirucalli* може перемикає свій обмін речовин і фотосинтезувати майже як C_3 -рослина.

Отже, соковитість та шлях САМ є адаптацією сукулентних рослин *E. tirucalli* до збалансування вуглецю та води, а також механізм виживання в несприятливих умовах. Міра соковитості позитивно корелює з колонізацією посушливих територій та підвищує активність САМ-загальним приростом карбону, дає рослинам суттєво вищі шанси на виживання та розповсюдження, що називається синдромом САМ-сукулентності. САМ знаходиться під циркадним контролем і підлягає регулюванню: вуглекислим газом, водою, абсолютними температурами, денно-нічний температурний режимом, освітленістю і солоністю [16].

На сучасний момент хімічний склад рослин *E. tirucalli* достатньо вивчений. Як повідомляється в літературних джерелах, ключовими фітокомпонентами у тканинах надземної частини рослин є вторинні метаболіти: флавоноїди, терпени, стероїди, алкалоїди та дубильні речовини. Рослини містять 7,4 % лимонної, бурштинової та малонової кислот. Основним джерелом стероїдних сполук, вітамінів, протипухлинних препаратів та інсектицидів є стерини та терпеноїди. Крім того, до складу входять терпени, альфа-еуфорбол і спирт еуфол, тирукалол, таракастерин, n-гексакозанол і циклоеуфорнол.

Білий молочний латекс розташований у будь-якій частині пагону та містить близько 28 % твердих речовин: водорозчинних 53,8–79,9 %, речовин, розчинних у смолі 59–63 %, каучуку 2,8–3,8 % та каучукоподібних речовин 12–14 % [3, 14, 16]. Крім того, молочний сік містить розчинені або в стані суспензії сполуки: протеїни, цукри, амінокислоти, поліфеноли, алкалоїди, глікозиди, стеарини, ефірні олії, сапоніни, терпенові смоли, велику кількість вітаміну B_1 [34].

Вміст біохімічних компонентів у різних органах рослин *E. tirucalli* узагальнено в табл. 1 [14, 49].

Біологічно-активні сполуки із рослинної сировини *E. tirucalli* для різноманітного подальшого використання можуть бути екстраговані метанолом, хлороформом, петролейним ефіром, ацетоном [7].

У рослин *E. tirucalli* вперше із свіжого невисушеного латексу було виділено та встановлено за допомогою хімічних та спектроскопічних досліджень структуру нового тритерпену циклотіруканенол та нового макроциклічного дитерпену тірукалін [50–51].

Із рослин *E. tirucalli*, які походять із В'єтнаму, було виділено та визначено сполуки, серед яких арджунолова кислота, яку вперше було виявлено у представників роду *Euphorbia*, ериодиктіол, кверцитрин, афзелін, скополетин, 3,3',4-триметилелагінова кислота, галова кислота та було підтверджено,

Хімічні складові, присутні в різних частинах *E. tirucalli* L. [14, 49]

Частина рослини	Фітокомпоненти
Латекс	<ul style="list-style-type: none"> – тритерпени – дитерпенові ефіри форболу – 12-дезоксифорболові ефіри та інгенол – β-ситостерин – еуфорбол гексакозонат -12-дезоксид-4β-гідроксифорбол-13-фенілацетат-20-ацетат – 12,20-дидезоксифорбол-13-ізобутират – глют-5-ен-3-β-ол та дієфір 4-дезоксифорболу – циклоеуфорденол (тритерпен) – циклотіруканенол (тритерпен) – дитерпеновий ефір – серинові протеази – стероїди – триметилелагова кислота – сильно подразнюючі фактори еуфорбії (не специфічні) – евфол та тірукаліцин (дитерпен)
Свіжий латекс	<ul style="list-style-type: none"> – терпеновий спирт – ізоеуфорол – тараксастерин та тірукаллол
Невисушений латекс	– 3,7,12-три-О-ацетил-8-ізовалерил-інгол
Висушений латекс	– кетон еуфорон та смола
Стебло	<ul style="list-style-type: none"> – гентріаконтен – 4-дезоксифорболовий ефір – гентріаконтанол, β-ситостерол – циклотіруканол – циклоеуфорбенол – корілагін – казуарин – еуфорбіни – еуфорон – еуфорцин, еуфол і глюкова кислота – галова кислота – елагова кислота – тараксерол – 3,3'-ді-О-метилелагова кислота, β-ситостерин – еуфорбін А (поліфенол) – еуфорбін F (14) (димери) – тірукалін А (7) (танін) та тірукалін В (11)
Кора	<ul style="list-style-type: none"> – еуфорбол – β-ситостерин – циклоартенол – 24-метиленициклоартенол – інгенол триацетат – еуфорбол гексакозонат – 12-дезоксид-4β-гідроксифорбол-13-фенілацетат-20-ацетат – тараксерон
Стебло-кора	<ul style="list-style-type: none"> – циклоарт-23-ен-3β,25-діол – еуфорцин – тараксеран тритерпен – еуфоргінол та тараксерол
Свіжа кора стебла	<ul style="list-style-type: none"> – еуфоригінол – тараксер-14-ен-6α-ол
Калюс стовбура	<ul style="list-style-type: none"> – кампестерин – стигмастерин – бета-ситостерин – ізофукостерин – циклоартенол (стерини) – еуфол і бета-амірин (тритерпеноїди)
Калюс регенерації	<ul style="list-style-type: none"> – ситостерин – стигмастерин – кампестерин – пальмітинова та лінолева кислоти
Листя	– β -амірин

що ериодиктіол, кверцитрин та скополетин було вперше виділено з цього виду. А сполуки арджунолова кислота та 3,3',4-триметилелагінова кислота є основними компонентами цього виду [52].

Отже, різноманітність перелічених біологічно-активних хімічних сполук *E. tirucalli* пояснює багатофункціональність впливу рослин на оточуюче середовище та на живі істоти, що проявляється у низькому тиску траводільних, у отруйній та пестицидній дії, різноманітних лікувальних характеристиках [16].

Синтез різноманітних біологічно-активних та лікарських сполук у рослин *Euphorbiaceae* в цілому та у *E. tirucalli* зокрема виникає та стимулюється внаслідок невідповідності умов середовища (стресові фактори), що виникають внаслідок дуже широкого ареалу існування. Внаслідок цього відбувається різна експресія генів та збільшення мутаційного навантаження. Тому, при зростанні в різних умовах рослини *E. tirucalli* можуть синтезувати різні або варіативно споріднені вторинні метаболіти, проте потенціал та висока продуктивність в цих умовах не порушуються [16].

Сьогодні широко використовують культуру тканин і клітин для отримання нових форм рослин та клітинної біомаси, яка є джерелом лікарських та біологічно активних речовин [53–54]. Кріоконсервація зародкової плазми також допомагає зберегти генетичне різноманіття зникаючих популяцій [55].

E. tirucalli виробляє велику кількість фітостеролів та тритерпенів [56], є потенційним джерелом комерційно важливих хімічних речовин, таких, як стерини [57]. Виявлено ген, який кодує β -аміринсинтазу, що бере участь у шляху синтезу тритерпенового пентациклічного сапоніну β -амірину та є важливою стероїдною сполукою [58], якій властиві протисклеротична, кортикотропна, адаптогенна, седативна та противиражкова фізіологічні активності на організм людини [59]. Слід зазначити, що психотропна дія традиційних препаратів кореню женьшеню також асоціюється із тритерпеновими сапонінами, що містить *E. tirucalli* [60].

Для промислового отримання стеринів проводиться мікроклональне розмноження рослин *E. tirucalli* із застосуванням пазушних бічних бруньок у міжвузлях, із яких відбувається регенерація пагонів [55].

Відпрацьована ефективна технологія стерилізації та культивування міжвузлових експлантів на поживному середовищі LS (Лінсмаєра-Скуга) із додаванням бензиладеніну та 2,4 дихлорфеноксіоцтової кислоти [57, 61]. із рясним утворенням калюсу без формування бруньок та коренів. Ефективна регенерація рослин індукується додаванням в різних пропорціях тїазаурону та нафталіноцтової кислоти [57].

Цей метод регенерації рослин *E. tirucalli* є незамінною технікою виробництва трансгенних рослин, які накопичують важливі хімічні речовини

фітостероли. Культура клітин *E. tirucalli* призводить також до утворення внутрішньоклітинних формувань, що є масляними тілами. Хімічний аналіз показав, що основними масляними компонентами культивованих клітин є стероїди, ди- та тритерпеноїди [62].

Виявлено, що *E. tirucalli* виробляє велику кількість корисних еуфолу (тритерпену) та *b*-ситостеролу (стеролу). Внаслідок цього рослини є цінним джерелом генів, що кодують ферменти та шляхи біосинтезу біологічно активних сполук та є перспективними для їх продукування за допомогою трансгенних технологій [62–63].

Методом трансформації калюсу за допомогою агробактерії *Agrobacterium* ген стеролсинтезу (EtSS) було інтегровано в геном калюса *E. tirucalli* з метою сприяння вироблення стеролу [64]. Крім того, цей передбачуваний ген скваленсинтази (EtSS) сприяє біосинтезу сквалену. В результаті трансгенні лінії калюсу *E. tirucalli*, в яких EtSS яскраво виражений, накопичують підвищену кількість фітостеролів, у порівнянні з калюсом дикого типу [56]. EtSS помітно функціонує в камбії поруч із провідними трубками та відіграє важливу роль у накопиченні фітостеролів у *E. tirucalli*.

Сьогодні тривають дослідження з ідентифікації генів, які беруть участь у біосинтезі тритерпеноїдів та стеролів у *E. tirucalli*. Виділення та функціональна характеристика повнорозмірних клонів в майбутньому призведе до розвитку біологічної системи виробництва тритерпеноїдів та стеролів [57].

Рослини *Euphorbiaceae* та *E. tirucalli* зокрема є надзвичайно хорошою відправною точкою для пошуку фітопрепаратів для людини, у ветеринарії та у якості природних пестицидів. Як вже зазначалося вище, лікарсько-фармацевтичні властивості рослин безпосередньо пов'язані із соковитістю та САМ-шляхом фотосинтезу, адаптаціями до виживання, що потребує широкого спектру захисних вторинних метаболітів [16].

Рослина *E. tirucalli* згадується у старовинних медичних трактатах, добре відома із давніх часів своєю терапевтичною активністю, токсичністю латексу та використовується в традиційній медицині Африки, де екстракти широко застосовуються під час лікування різних видів злоякісних пухлин, в тому числі раку молочної залози [49]. Крім того, завдяки протипухлинному потенціалу *E. tirucalli* собливо широкого застосування набули у США та Латинській Америці, зокрема у бразильській народній медицині, оскільки селективно діють проти ракових клітин, та запобігають прогресуванню пухлин внаслідок імуномодулюючої дії [65].

Показано, що основним джерелом протипухлинної активності рослин є наявність ефірів жирних кислот: міристинової, пальмітинової, стеаринової, олеїнової та лінолевої і, головним чином, тритерпенів, таких як еуфол і тирукаллол [65].

Молочай тірукаллі широко використовується також в нетрадиційній медицині Індії, Індонезії, Малайзії. Там ним обробляють ракові та інші пухлини та споживають латекс, розчинений у питній воді. Протипухлинний потенціал латексу *E. tirucalli* підтверджують дослідження *in vitro*, але досліджень та висновків *in vivo* поки що недостатньо. Латекс *E. tirucalli*, введений перорально протягом 15 днів, ефективно знижує ріст пухлини та кахекецію у щурів з пухлинами Walker 256. Механізмом дії латексу є зниження проліферативної здатності пухлинних клітин [66].

Молочний сік або латекс рослин надзвичайно отруйний, що є результатом еволюційної стратегії захисту рослин від травоядних тварин, викликає при контакті із ним суттєві опіки шкіри, сприяє утворенню набряків та пухлин [67]. Латекс рослин ефективно індукує рівномірну проліферацію та апоптоз у мононуклеарних клітинах периферичної крові. Повідомляється, що субфракція *E. tirucalli* має здатність індукувати проліферацію лімфоцитів без допоміжних клітин.

Фармацевтичний вплив на організм людини та дослідних тварин є різнобічним та комплексним. Серед лікувальних властивостей варто зазначити анальгетичні, протигельмінтні, протиартритні, антибактеріальні, антимікробні, антифунгальні, протизапальні, антиоксидантні, противірусні, антидепресантні, цитотоксичні (протиракові), мутагенні, репелентні від комах, гепатопротекторні, імуномодуляторні, а також активність промотора пухлин, що вже висвітлюються у різних дослідженнях [14].

Встановлено інгібуючу антимікробну дію флавоноїдів з надземної маси рослин *E. tirucalli* на штами палички синьогнійної *Pseudomonas aeruginosa* та кишкової палички *Escherichia coli*. Біохімічними похідними, що виявляють значну антимікробну активність, були етилацетат та екстракти бутанолу [68].

Крім того, в *in vitro* виявлена протигрибкова активність водного екстракту та латексного препарату *E. tirucalli*, які не провокують пошкодження ДНК в клітинах лейкоцитів людини у досліджених концентраціях, по відношенню до кількох штамів умовно-патогенних дріжджів *Cryptococcus neoformans*. Існують гарні перспективи для терапевтичного застосування рослин *E. tirucalli* у майбутньому [69].

Метанольні екстракти рослин *E. tirucalli* здійснюють антибактеріальну та протигрибкову дію на *Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylococcus aureus*, *Bacillus subtilis*, *Escherichia coli*, *Cryptococcus luteolus*, *Candida albicans*, *Candida tropicalis*, *Candida neoformans*, зона пригнічення росту при цьому є суттєвою і коливається від 9,0 мм до 14,0 мм [67]. Висока активність метанольних екстрактів *E. tirucalli* проти широкого спектру бактерій і грибків, пов'язаних із інфекціями шкіри людини, підтверджує доцільність

їх використання у традиційній індійській медицині, як легкодоступне джерело природних протимікробних засобів [70].

На високу рентабельність та низьку собівартість використання сировини *E. tirucalli* впливає здатність рослин рости на землях, не придатних для більшості зернових культур без додаткового догляду та поливу. За оптимальних умов *E. tirucalli* виробляє від 200 до 500 т свіжої біомаси на гектар на рік, що становить 22–55 т сухої речовини [15, 44, 71]. Велика перевага в тому, що не потрібно чекати цвітіння та утворення плодів, після зрізання рослина швидко відростає, плантація легко створюється шляхом вегетативного розмноження рослин. Валова енергоємність сухого *E. tirucalli* становить 17 600 кДж/кг [15, 41].

Цей молочай використовувався в минулому як промислова рослина – із молочного соку добували каучук. Каучук *E. tirucalli* – це суміш довголанцюгових кетонів та цис-1,4 поліізопрену, малорозчинних у гарячому спирті. Крім каучуку латекс рослини також складається із смоли, яка перешкоджає довготривалій стабільності латексу [43, 72].

У роки Другої світової війни в Південній Африці проводили дослідження *E. tirucalli* як джерела натурального каучуку, але внаслідок високого рівня смоли в латексі, що знижувало його стабільність, було визнано непридатним для виробництва гуми. Не дивлячись на це *E. tirucalli* має потенціал як сировина для виробництва спеціальних полімерних похідних [43, 72].

Сьогодні зростає інтерес до виробництва біодизелю з метою зменшення залежності від викопної нафти. На сьогодні, як повідомляється, латекс *E. tirucalli* утворює паливopodobні вуглеводні, в основному тритерпеноїди С-30, які дають високооктановий бензин. Тому *E. tirucalli* також стає перспективним ресурсом метану та біогазу. Проведені дослідження мезофільного анаеробного розщеплення висушених зразків шести різних генотипів *E. tirucalli* привели до висновку про велику перспективність використання висушеної біомаси цього виду, як сировини для виробництва біогазу [41, 43].

Вуглеводні *E. tirucalli* можуть як транспортне паливо повністю замінити бензин. Біогаз можна стискати і використовувати як стиснений природний газ в пристосованих автомобілях [41]. Пряме спалювання біогазу, брикетів або зеленого деревного вугілля, отриманого з *E. tirucalli*, можна використовувати в побуті для приготування їжі та опалювання приміщень.

На основі різних наукових досліджень безпечна оцінка для виробництва біогазу становить 225 л/кг сухої речовини. Використання 50000 кг сухої речовини/га/рік призведе до виробництва 11251 м³ біогазу на рік. При спалюванні якого у біогазових двигунах потужністю 1,44 кВт/год/ м³ можна отримати 16200 кВт/год електроенергії, при використанні потужніших промислових біогазових двигунів і вра-

ховуючи високий вміст метану в біогазі молочаю (60 %) загальний вихід енергії збільшиться на 2 кВт/год [41].

Відомо, що рослини, які містять латекс, потенційно можуть служити для фітореMediaції ґрунтів як гіперакумулятори важких металів. Накопичений великий практичний досвід у фітоекстракції – методи вилучення металевих елементів з ґрунту, при якому посіви рослин-гіперакумуляторів вирощуються на неекономічних для промислового видобутку, багатих на нікель ґрунтах, із збиранням та подальшою переробкою біомаси або так званої «біоруди» для отримання чистих хімічних елементів або каталізаторів. Фітоекстракція може бути застосована для низки інших елементів, включаючи селен, талій, марганець, миш'як, кадмій або селен ґрунтів [73].

У Берарі рослини *E. tirucalli* використовуються для укриття молодих рослин манго від прямих сонячних променів. В Індії зростають в посушливих областях і часто використовуються на корм великій рогатій худобі та для огорож [43]. Крім того, використовується як інсектицид для отримання отрути для риб. Виявлена стримуєча активність латексу *E. tirucalli* як інсектицидного репеленту проти шкідників жуків ряду *Coleoptera* [14].

Свіжі стебла рослин використовуються для приготування традиційних ферментованих алкогольних напоїв у країнах Африки. Традиційна ферментована руандська закваска «Умусембуро» готується на основі солодового сорго, листя *Vernonia amygdalina*, *Nicotiana tabacum* та додаванні свіжих стебел *E. tirucalli* і є базою для виробництва пива «Ikigage» («Ikigage») [74].

Вид *E. tirucalli* вирощується як улюблена кімнатна рослина, але в домашніх умовах майже не цвіте. В інтер'єрі рослини поєднують із різдвяною пуансетією (*E. pulcherrima* Willd. ex Klotzsch), на присадибній ділянці культивуються із молочаєм облямованим *E. marginata* Pursh (англ. Snow-on-the-Mountain) і молочаєм злаковим *E. graminea* Jacq. сорту 'Diamost Frost' [6].

Рослини *E. tirucalli* мають величезний потенціал як посухостійка рослина внаслідок унікального поєднання шляхів фотосинтезу та як джерело біопалива, каучуку і, можливо, навіть фітопрепаратів [43]. *E. tirucalli* є крім того джерелом пероксидази, найбільш широко використовуваного ферменту у промисловому та біомедичному застосуванні, які відповідають передумовам для розширення біомедичного, промислового та харчового застосування внаслідок термічної стабільності та високої спорідненості до деяких фенольних субстратів [75].

Як культуру рослини *E. tirucalli* можна вирощувати у відкритому ґрунті в різних регіонах, оскільки вони толерантні до погодних умов, ростуть достатньо швидко, найкраще – в помірному та теплому кліматі. Проте не витримують холоду та морозів. Тому

в погодно-кліматичних умовах України це рослини виключно закритого ґрунту (рис. 6).

Найпростішим та швидким розмноженням для рослин *E. tirucalli* є розмноження за допомогою живців. Робота у рукавичках є обов'язковою вимогою при роботі з рослинами. Розмноження за допомогою насіння ускладнене внаслідок проблем з його отриманням та низьким відсотком проростання [29].

Живцювання проводиться навесні-влітку під час активного росту рослин. Живці довжиною не менше 10–15 см мають бути зрізані зі здорової маточної рослини та залишені підсихати щонайменше на 24 год. З декоративною метою використовують живці довжиною 35–40 см, а для живоплотів – живці довжиною до 1 м [41, 76].

Висаджуються живці у горщики форми усічених конусів об'ємом 436 см³ у добре дреновану ґрунтосуміш у пропорції суглинок:пісок (2:1). Живці культивують у теплиці протягом шести місяців при 14 год/24°C (день) і 10 год/22 °C (ніч) з інтенсивністю світла 350 мкмоль/с/м² та поливом раз на два дні. Живці легко вкорінюються протягом місяця і швидко утворюють кущ. У контрольних умовах один раз на два дні вносять добриво Wuxal Top N (Aglukon, Дюссельдорф, Німеччина), що складається з 0,6 % NPK і 99,4 % води (близько 8,6 мл на горщик). Для умов водного стресу таку ж концентрацію добрив додавали в меншому об'ємі води [43].

Експериментально встановлено, що оптимальна густина посадки рослин *E. tirucalli* при культивуванні може бути 10000–20000 рослин на гектар при відстані 1 м×1 м та розміром посадкового матеріалу не менше 20–30 см [77].

Рослини *E. tirucalli* невибагливі, не вимагають особливого догляду, витримують будь-яку кислотність ґрунту, але надають перевагу добре дренованим ґрунтам. Вирощувати їх необхідно на відкритому сонці з легким зволоженням та захистом від морозів і для імітації природного середовища зростання важливо не поливати рослини взимку [29].

Молочай несприйнятливий, на відміну від інших сукулентів, до шкідників і захворювань. Проте може вражатися борошністим червцем, павутинним кліщем та білокрилкою, а також грибним захворюванням мільдю, яке проявляється у вигляді білої або сірої плівки на поверхні, що може бути викликано підвищеною вологістю, поганою вентиляцією, недостатнім освітленням та обмеженням поживних речовин [78].

Галова нематода південна *Meloidogyne incognita* паразитує на коренях рослин *E. tirucalli*, утворюючи гали; небезпечні карантинні бур'яни повитиця *Cuscuta* spp. – стеблові облігатні паразити, що споживають поживні речовини рослини, призводять до порушення обміну речовин, спричиняючи затримку росту і розвитку, переносять збудників ряду вірусних захворювань рослин що призводить до їх загибелі. Зараження сірою цвілью *Botrytis* spp. викликає



А



В



С

Рис. 6. *E. tirucalli*, А – жива огорожа, висаджена місцевими жителями в Провінції Лімпопо [31]; В – живі огорожі в Еквадорі (фото Esoenergy В. G.) [41]; С – оранжерей Стрийського парку м. Львів (Україна) (фото Горбенко Н.)

гниття стебла та коренів, особливо в теплих та вологих умовах [16].

У ландшафтних композиціях відкритого ґрунту природного та культивеного ареалу ці прекрасні дерева найкраще розташовувати на відкритих освітлених місцях на скелястих ділянках, в альпінаріях, набережних або гравійних схилах. Вони декоративні при вирощуванні у контейнерній культурі за умови м'якої зими. Найкращими компаньйонами у гармонійних посадках для *E. tirucalli* є такі види молочайних: *E. ingens* E. Mey. ex Boiss., *E. cooperi* N.E.Br. ex A.Berger, *E. triangularis* Desf. ex A.Berger, *E. grandicornis* Blanc, *E. tetragona* Haw. та *E. grandidens* Haw. Для найкращих садових експозицій перспективно вирощувати рослини в поєднанні великих, середніх та малих соковитих рослин, таких як алое *Aloe* L., красула *Crassula* L., тилекодон *Tylecodon* Toelken та цифостемма *Cyphostemma* (Planch.) Alston, використовуючи різнокольорові однорічні та багаторічні рослини (рис. 7) [17].

Садоводи та ландшафтні дизайнери високо цінують рослини *E. tirucalli* за унікальний зовнішній вигляд та здатність бути яскравим акцентом або екранною рослиною [29].

Отже, *E. tirucalli* є дивовижною та надзвичайно перспективною рослиною як модель для наукових досліджень, для медицини, аграрного сектора, промислового виробництва, паливної промисловості, для декорування інтер'єрів та присадибних ділянок. Для ефективного впровадження *E. tirucalli*, розширення сфер використання рослин у виробництві та побуті необхідне: проведення інтродукційних заходів, поглиблене вивчення біохімічного вмісту тканин, особливостей фотосинтезу, механізму поєднання C_3 - та САМ-типів фіксації карбону, характеру отруйної дії на організм людини та тварин та шляхи її попередження та подолання, розширення зони вирощування та виробництва, дослідження аделопатичного впливу рослин на ґрунтове середовище в умовах закритого ґрунту, контейнерного вирощування та відкритого ґрунту при сезонному вирощуванні в Україні.



А

В

Рис. 7. Рослини *E. tirucalli*: А – у ландшафтному дизайні;
В – в інтер'єрі житлових приміщень [79]

Висновки

1. Відомо, що рослини *E. tirucalli* L. – багаторічні деревоподібні сукуленти із зеленим САМ-фотосинтезуючим стеблом аридних та напіваридних територій, дикорослі або культивовані космополіти, володіють індивідуальними адаптивними стратегіями, ксероморфними пристосуваннями.

2. Доведено, що *E. tirucalli* є пластичним видом, який не маючи кранц-анатомії, поєднує C_3 - фотосинтез у несуккулентних листках і шлях САМ-фотосинтезу у сукулентних стеблах, що сприяє розширенню культивативного ареалу, колонізації нових територій та робить рослини цінним модельним науковим об'єктом для дослідження умов, механізму та фізіології зміни типу фотосинтезу.

3. Рослини *E. tirucalli* характеризуються наявністю вторинних метаболітів, а саме флавоноїдів, терпеноїдів, стероїдів, алкалоїдів та дубильних речовин, які надають рослинам отруйності, стійкості, пластичності обмінних процесів та цінних лікувальних властивостей, що має широкі перспективи застосування як в народній, так і в офіційній медицині.

4. Набувають розвитку біотехнологічні методи мікроклонального розмноження *E. tirucalli*, оздоровлення посадкового матеріалу від патогенних мікроорганізмів, створюються трансгенні рослини для

виробництва біологічно-активних сполук, фітостеролів, сквалену, ди- та тритерпеноїдів та стероїдів, формуються банки формового, сортового різноманіття рослин та їх збереження.

5. Рослини *E. tirucalli* внаслідок своєї багатофункціональності, пластичності обмінних процесів та посухостійкості внаслідок поєднання C_3 - та САМ-фотосинтезу мають великі перспективи на майбутнє, як модельна культура, як рослинна сировина в медицині та побуті, сільському господарстві, виробництві біопалива та полімерів, декоруванні приміщень та ландшафтному дизайні України.

Перспективи використання результатів дослідження. Матеріали статті є теоретичною базою для продовження та поглиблення практичних досліджень особливостей фізіології, біохімії, фотосинтезу (механізму поєднання та перемикання C_3 та САМ-типів фотосинтезу), біотехнології рослин *E. tirucalli*, які є прикрасою колекцій закритого ґрунту ботанічних садів України. Результати стануть складовою докторської дисертації, результати якої нададуть можливість розширення використання рослин *E. tirucalli*, як модельного об'єкту для наукових досліджень, розширення сфери вирощування та використання рослинної сировини у виробничій та побутовій сферах життєдіяльності людини.

Література

1. Tammy L. Sage, Rowan F. Sage, Patrick J. Vogan, Beshar Rahman, Daniel C. Johnson, Jason C. Oakley, Marta A. Heckel The occurrence of C_2 -photosynthesis in *Euphorbia* subgenus *Chamaesyce* (Euphorbiaceae). *Journal of Experimental Botany*. 2011. Vol. 62. Issue 9. P. 3183–3195. <https://doi.org/10.1093/jxb/err059>.
2. Мусієнко М.М. Фізіологія рослин: Підручник. Київ: Фітосоціоцентр, 2001. 392 с.
3. Mwine Tedson Julius Evaluation of Pesticidal Properties of *Euphorbia tirucalli* L. (*Euphorbiaceae*) against Selected Pests: PhD thesis. Faculty of Bioscience Engineering, Ghent University, Belgium. 2011. 145 pp.
4. Webster G.L. Classification of the *Euphorbiaceae*. *Annals of the Missouri Botanical Garden*. 1994. Vol. 81. № 1. P. 3–32.
5. Гайдаржи М., Нікітіна В., Калашник С. Колекція сукулентних рослин родини *Euphorbiaceae* А. L. de Jussieu в Ботанічному саду ім. акад. О.В. Фоміна / *Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка*. 2007. № 11. С. 11–13.
6. Ya Yang, Ricarda Riina, Jeffery J. Morawetz, Thomas Haevermans, Xavier Aubriot & Paul E. Berry Molecular phylogenetics and classification of *Euphorbia* subgenus *Chamaesyce* (*Euphorbiaceae*). *Taxon August*. 2012. Vol. 61. Issue 4. P. 764–789. <https://doi.org/10.1002/tax.614005>.

7. Ankita Wal, Pranay Wal, Nishi Gupta, Garima Vishnoi and Dr.R.S Srivastava Medicinal Value of *Euphorbia tirucalli*. *International Journal of Pharmaceutical & Biological Archives*. 2013. Vol. 4. Issue 1. P. 31–40.
8. Калашник С.О., Гайдаржи М.М. Анатомічна характеристика стебел однорічних пагонів сукулентних рослин роду *Euphorbia* L. (*Euphorbiaceae*). *Укр. ботан. журн.* 2013. Т. 70. № 1. С. 45–53.
9. Нечитайло В.А., Кучерява Л.Ф. Ботаніка. Вищі рослини. К.: Фітосоціоцентр, 2005. 432 с.
10. Carter S. *Euphorbia*. *Illustrated handbook of succulent plants: Dicotyledons* / S. Carter Editors: Urs Eggl. Berlin: Springer Verlag, 2004. P. 102–203.
11. Калашник С. Співвідношення площі листків та зелених стебел і ступінь редукції листків у сукулентних рослин роду *Euphorbia* L. (*Euphorbiaceae* JUSS.). *Modern Phytomorphology*. 2014. 6. С. 277–281.
12. Гайдаржи М.М., Нікітіна В.В., Баглай К.М. Сукулентні рослини (Анатомо-морфологічні особливості, поширення й використання). ВПЦ. Київ: Київський університет, 2011.
13. Мазур А. Ю., Федоровський В. Д., Бойко Л. І. та ін. Фіторізноманіття зелених насаджень та інтер'єрів приміщень різного типу м. Кривий Ріг. *Роль ботанічних садів і дендропарків у збереженні та збагаченні біологічного різноманіття урбанізованих територій*: матеріали міжнародної наукової конференції (Київ, 28–31 травня 2013 р.) / Гол. ред. В. Г. Радченко. Київ: НЦЕБМ НАН України, ПАТ «Віпол», 2013. С. 108–110.
14. Prashant Y. Mali, Shital S. Panchal *Euphorbia tirucalli* L.: Review on morphology, medicinal uses, phytochemistry and pharmacological activities. *Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine*. 2017. Volume 7. Issue 7. P. 603–613. <https://doi.org/10.1016/j.apjtb.2017.06.002>.
15. Orwa C. et al. *Euphorbia tirucalli* L. *Euphorbiaceae*. *Agroforestry Database* 4.0, 2009. P. 1–5. URL: http://projects.nri.org/adappt/docs/Euphorbia_tirucalli.pdf (дата звернення 24.06.2024).
16. Julius Mwine and Patrick Van Damme *Euphorbia tirucalli* L. (*Euphorbiaceae*) – The miracle tree: Current status of available knowledge. *Scientific Research and Essays*. 2011. Vol. 6(23). P. 4905–4914. DOI: 10.5897/SRE10.1143.
17. SANBI. Biodiversity for Life. South African National Biodiversity Institute. URL: <http://pza.sanbi.org/euphorbia-tirucalli>.
18. Дяченко Я.М. Структура, репрезентативність та декоративність заповідної дендросоцїофлори *in vivo* України: авт. дис. ... к. б. н.: спец. 06.03.01 «Лісові культури та фітомеліорація». Київ, 2015. 21 с.
19. Калашник С. Співвідношення площі листків та зелених стебел і ступінь редукції листків у сукулентних рослин роду *Euphorbia* L. (*Euphorbiaceae* JUSS.). *Modern Phytomorphology*. 2014. 6. С. 277–281.
20. Калашник С. Ярусність і мозаїчність у штучних рослинних угрупованнях на прикладі експозиції «Сукулентні рослини Африканського континенту» в оранжереї ботанічного саду ім. акад. О.В. Фоміна. *Інтродукція, збереження та моніторинг рослинного різноманіття*: матеріали міжнародної наукової конференції до 175-річчя Ботанічного саду імені акад. О.В. Фоміна КНУ імені Тараса Шевченка (Київ, 20 – 24 травня 2014 р.). Київ, Паливода А. В., 2014. С. 135–136.
21. Botanical Garden University of Latvia URL: <https://core.ac.uk/download/80603578.pdf> (дата звернення 23.06.2024).
22. Королівський ботанічний сад Мейзе (Jardin botanique de Meise) м. Брюссель, Бельгія. URL: <https://www.botanicalcollections.be/specimen/BR0000020409906> (дата звернення 24.06.2024).
23. Визначник рослин України / А.І. Барбарич, С.М. Брадїс, О.Д. Вісюліна.; відп ред. Д.К. Зеров. Київ: Урожай, 1965. 876 с.
24. Radcliffe-Smith A. *Genera Euphorbiacearum*. Royal Botanic Gardens, Kew, 2001. 455 p.
25. APG III (Compiled by Bremer B., Bremer K., Chase M. W., Fay M. F., Reveal J. L., Soltis D. E., Soltis P. S., Stevens P. F. with contribution from Anderberg A. A., Moore M. J., Olmstead R. G., Rudall P. J., Systeina K. J., Tank D. C., Wurdack K., Xiang J. Q.-Y., Zmarzty S.). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III // *Bot. J. Linn. Soc.* 2009. Vol. 161. № 2. P. 105–121.
26. Stevens P. F. Angiosperm phylogeny website. Version 14. 2017 [and more or less continuously updated since]. URL: <http://www.mobot.org/MOBOT/research/APweb/> (дата звернення 24.06.2024).
27. James W. Byng, Mark Chase, Maarten Christenhusz, Michael F Fay Angiosperm phylogeny classification of flowering plants (APG IV) with the families organized alphabetically within orders. 2016. URL: https://www.researchgate.net/publication/299543574_Angiosperm_phylogeny_classification_of_flowering_plants_APG_IV_with_the_families_organized_alphabetically_within_orders (дата звернення 24.06.2024).
28. Missouri Botanical Garden. URL: <https://www.missouribotanicalgarden.org/PlantFinder/PlantFinderDetails.aspx?taxonid=280091&isprofile=0&> (дата звернення 25.06.2024).
29. The University of Arizona. URL: <https://apps.cals.arizona.edu/arboetum/taxon.aspx?id=1190> (дата звернення 25.06.2024).
30. Van Damme Patrick L. J. *Euphorbia tirucalli* for high biomass production. *Combating desertification with plants* / Editors Pasternak Dov, Schlissel Arnold. Kluwer Academic Plenum Publishers. New York, 2001. P. 169–187.
31. Gildenhuis Sean The three most abundant tree *Euphorbia* species of the Transvaal (South Africa). *Euphorbia World*. 2006. Vol. 2. № 1. P. 9–14.
32. Калашник С. Мікрорельєф поверхні епідерми пагонів сукулентних рослин роду *Euphorbia* L. Інтродукція та збереження рослинного різноманіття. *Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка*. 2012. С. 56–57.
33. Dan Răzvan Popoviciu, Rodica Bercu Structural anatomical aspects of two *Euphorbia* (*Euphorbiaceae* Juss.) species leaves. *Annals of the University of Craiova*. 2019. Vol. 49(2). P. 156–161.
34. Калашник С.О., Гайдаржи М.М. Систематика, морфологія та біохімічні особливості рослин роду *Euphorbia* L. (*Euphorbiaceae*) *Інтродукція рослин*. 2008. № 4. С. 66–71.
35. Морфологія рослин з основами анатомії та цитоембріології / Ю.О. Войтюк, Л.Ф. Кучерява, В.А. Баданіна, О.В. Браїон; за ред. проф. О.В. Браїона. Київ: Фітосоціоцентр, 1998. 216 с.
36. Бесеганич І.В. Фармацевтична ботаніка Лабораторний практикум. Частина 1. Анатомія і морфологія рослин. Ужгород, 2015. 88 с.

37. Gerhard Prenner and Paula J. Rudall Comparative ontogeny of the cyathium in *Euphorbia* (*Euphorbiaceae*) and its allies: exploring the organ–flower–inflorescence boundary. *American Journal of Botany*. 2007. 94(10). P. 1612–1629. doi: 10.3732/ajb.94.10.1612.
38. Gerhard Prenner, N. Ivalú Cacho, David Baum and Paula J. Rudall Is LEAFY a useful marker gene for the flower–inflorescence boundary in the *Euphorbia* cyathium? *Journal of Experimental Botany*. 2011. Vol. 62. No. 1. P. 345–350. doi: 10.1093/jxb/erq275.
39. About the genus *Euphorbia*. *Euphorbia* Planetary Biodiversity Inventory project. URL: https://euphorbiaceae.org/pages/about_euphorbia.html (дата звернення 24.06.2024).
40. Van Damme P. Destructive and non-destructive methods for determining stem and leaf areas on *Euphorbia tirucalli* L. *Mededelingen van de Faculteit van de Landbouwwetenschappen, Rijksuniversiteit Gent*, 1985. 37. P. 1369–1382.
41. John Loke, Luz Adriana Mesa, Ywe Jan Franken *Euphorbia tirucalli* Bioenergy Manual. Feedstock production, bioenergy conversion, applications, economics. Version 2. 2011. 63 p. URL: <https://www.bioenergyforumfact.org/sites/default/files/2018-05/34.%20Euphorbia%20tirucalli%20Bioenergy%20Manual.pdf> (дата звернення 24.06.2024).
42. Batanouny KH, Stichler W, Ziegler H Photosynthetic pathways and ecological distribution of *Euphorbia* species in Egypt. *Oecologia*. 1991. 87(4). P. 565–569. DOI: 10.1007/BF00320421
43. Bernadetta Rina Hastilestari, Marina Mudersbach, Filip Tomala, Hartmut Vogt, Bettina Biskupek-Korell, Patrick Van Damme, Sebastian Guretzki, and Jutta Papenbrock *Euphorbia tirucalli* L. Comprehensive Characterization of a Drought Tolerant Plant with a Potential as Biofuel Source. *PLoS One*. 2013. Volume 8, Issue (5): e63501. P. 1–12. doi: 10.1371/journal.pone.0063501.
44. Van Damme PLJ Gebruik van *Euphorbia tirucalli* als rubberleverancier en energiewas ((The use of *Euphorbia tirucalli* as rubber and energy crop). *African Focus*. 1990. Vol. 6. № 1. P. 19–44. doi: <https://doi.org/10.21825/af.v6i1.6134>.
45. Welkie G. W. and Caldwell M. Leaf anatomy of species in some dicotyledon families as related to the C₃ and C₄ pathways of carbon fixation. *Canadian Journal of Botany*. 1970. Vol. 48. № 12. P. 2135–2146. <https://doi.org/10.1139/b70-309>.
46. Moss D. N., E. G.Krenzer Jr and W. A. Brun Carbon dioxide compensation points in related plant species. *Science*. 1969. 164 (3876). P. 187–188. DOI: 10.1126/science.164.3876.187.
47. Trumpeke, H. 1914 – Beitrige zur Anatomie der sukkulenten Euphorbien. Breslau: Schlesische Volkszeitung, 1914.
48. Прилуцька С.В., Бабицький А.І., Нестерова Н.Г., Ткаченко Т.А., Дрозд П.Ю. Фізіологія рослин: навчальний посібник. Київ: НУБІП України, 2023. 224 с.
49. Choene M, Motadi L. Validation of the antiproliferative effects of *Euphorbia tirucalli* extracts in breast cancer cell lines. *Molecular Cell Biology*. 2016. Vol. 50. № 1. P. 98–110. Doi: 10.1134/s0026893316010040.
50. Abdul Qasim Khan, Zaheer Ahmed, Najam-ul-Hussain Kazmi, and Abdul Malik The Structure and Absolute Configuration of Cyclotirucanenol, a New Triterpene from *Euphorbia tirucalli* Linn. *Zeitschrift fur Naturforschung B*. 1988. 43(8). P. 1059–1062. DOI:10.1515/znB-1988-0826
51. Abdul Qasim Khan and Abdul Malik A New Macrocyclic Diterpene Ester from the Latex of *Euphorbia tirucalli*. *Journal of Natural Products*. 1990. 53(3). P. 728–731. <https://doi.org/10.1021/np50069a035>.
52. Le Thi Kim Dung, Bui Xuan Hao, Nguyen Thi Anh Tuyet, et al. Chemical constituents of *Euphorbia tirucalli* L. *Science & Technology development journal: Natural sciences*. 2018. Vol. 2. Issue 5. P. 76–82. DOI: 10.32508/stdjns.v2i5.781.
53. Кунах В. А. Біотехнологія рослин для поліпшення умов життя людини. *Біотехнологія*. Т. 1. № 1. 2008. С. 28–39.
54. Мацкевич В.В. Мікроклональне розмноження видів рослин *in vitro* та їх постсептична адаптація: дис. ... докт. с/г наук: 06.01.05 «Селекція насінництва». Суми, 2020. 190 с.
55. Rajesh Kondamudi, K. Sri Rama Murthy and T. Pullaiah Review Euphorbiaceae – a critical review on plant tissue culture. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. 2009. № 10 P. 313 – 335.
56. Hidenobu Uchida, Hirofumi Yamashita, Masataka Kajikawa, Kiyoshi Ohyama, Osamu Nakayachi, Ryuji Sugiyama, Katsuyuki T Yamato, Toshiya Muranaka, Hideya Fukuzawa, Miho Takemura, Kanji Ohyama Cloning and characterization of a squalene synthase gene from a petroleum plant, *Euphorbia tirucalli* L. *Planta*. 2009. 229(6). P. 1243–52. doi: 10.1007/s00425-009-0906-6.
57. Hidenobu Uchida, Osamu Nakayachi, Motoyasu Otani et al. Plant regeneration from internode explants of *Euphorbia tirucalli*. *Plant Biotechnology*. 2004. 21(5). P. 397–399. <https://doi.org/10.5511/plantbiotechnology.21.397>.
58. Masataka Kajikawa, Katsuyuki T. Yamato, Yoshito Kohzu, Ryoko Sakata, Hideya Fukuzawa, Hidenobu Uchida, Kanji Ohyama Expressed sequence tags from callus of *Euphorbia tirucalli*: A resource for genes involved in triterpenoid and sterol biosynthesis. *Plant Biotechnology*. 2005. 21(5). P. 349–353. DOI: 10.5511/plantbiotechnology.21.349.
59. Врубель О.Р. Фармакогностичне дослідження бруслини європейської (*Euonymus europaea* L.): дис. ... канд. фарм. наук: 15.00.02 «Фармацевтична хімія та фармакогнозія». Львів, 2021. 177 с.
60. Данилов С.А., Товчига О.В., Степанова С.І., Штриголь С.Ю. Лікарські рослини, що мають седативну, анксиолітичну та спряжені види фармакологічної активності, їх біологічно активні речовини та механізми їхньої дії: матеріали III Міжнародного форуму фармацевтичної індустрії «PHARMCompLEX» (25–27 вересня 2012 р., Київ). Київ, 2012. С. 68–86.
61. Linsmaier Eifriede M., Skoog Folke Organic growth factor requirements of tobacco tissue cultures. *Physiologia Plantarum*. 1965. Vol. 18. P. 100–127. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1965.tb06874.x>.
62. Kanji Ohyama, Yuko Uchida, Norihiko Misawa, Tohru Komano, Minoru Fujita & Tamio Ueno Oil body formation in *Euphorbia tirucalli* L. cell suspension cultures. *Plant Cell Reports*. 1984. Volume 3. P. 21–22. DOI: 10.1007/BF00270222.
63. Masataka Kajikawa, Katsuyuki T. Yamato, Hideya Fukuzawa, Yasuyoshi Sakai, Hidenobu Uchida, Kanji Ohyama, Cloning and characterization of a cDNA encoding b-amylin synthase from petroleum plant *Euphorbia tirucalli* L. *Phytochemistry*. 2005. 66 (15) P. 1759–1766. doi:10.1016/j.phytochem.2005.05.021.
64. Hidenobu Uchida, Hirofumi Yamashita, Toyoaki Anai, Toshiya Muranaka and Kanji Ohyama Agrobacterium-Mediated Transformation of *Euphorbia tirucalli* Callus. *Bioscience, biotechnology and Biochemistry*. 2010. 74(4). P. 851–853. doi: 10.1271/bbb.90783.

65. Larissa Silva de Souza, Letícia C Puziol, Cristina Luz Tosta, Milena L F Bittencourt et al. Analytical methods to access the chemical composition of an *Euphorbia tirucalli* anticancer latex from traditional Brazilian medicine. *Journal of ethnopharmacology*. 2019. Vol. 237. P. 255–265. doi: 10.1016/j.jep.2019.03.041.
66. Carolina G Martins, Marcia H Appel, Débora S S Coutinho, Igor P Soares, et al. Consumption of latex from *Euphorbia tirucalli* L. promotes a reduction of tumor growth and cachexia, and immunomodulation in Walker 256 tumor-bearing rats. *Journal Ethnopharmacology*. 2020. 12;255:112722. doi: 10.1016/j.jep.2020.112722.
67. Bahare Salehi, Marcello Iriti, Sara Vitalini, Hubert Antolak et al. Euphorbia-Derived Natural Products with Potential for Use in Health Maintenance. *Biomolecules*. 2019. 9. 337. P. 1–22. doi:10.3390/biom9080337.
68. Aleixo T.B., Calmon J.R., Falconi A.P., Duarte R.S., et al. Phytochemical screening and investigation of Antimicrobial activity from derivatives of Aveloz (*Euphorbia tirucalli* L.). *SOJ Microbiol Infect Dis*. 2018. 6(2). P. 1–7. Doi: 10.15226/sojmid/6/2/00196.
69. Luís Flávio Souza de Oliveira, Alexandre Meneghello Fuentefria, Fernanda da Silva Klein, Michel Mansur Machado Antifungal activity against *Cryptococcus neoformans* strains and genotoxicity assessment in human leukocyte cells of *Euphorbia tirucalli* L. *Brazilian Journal of microbiology*. 2015. 45(4). P. 1349–55. doi: 10.1590/s1517-83822014000400027.
70. Chanda S.; Baravalia Y. Screening of some plant extracts against some skin diseases caused by oxidative stress and microorganisms. *African Journal Biotechnology*. 2010. Vol. 9 (21). P. 3210–3217.
71. Ashwani Kumar Climate Change: Challenges to Reduce Global Warming and Role of Biofuels. *Climate change, Photosynthesis and Advanced Biofuel (The Role of Biotechnology in the Production of Value-added Plant Bio-products)*. Editors Ashwani Kumar, Yuan-Yeu Yau, Shinjiro Ogita. Springer, 2020. P. 13–54. <https://doi.org/10.1007/978-981-15-5228-1>.
72. Delia Spanò, Francesca Pintus, Claudia Mascia, Mariano Andrea Scorciapino, Mariano Casu, Giovanni Floris, Rosaria Medda Extraction and characterization of a natural rubber from *Euphorbia characias* latex. *Biopolymers*. 2012. Vol. 97. Issue 8. P. 589–594. <https://doi.org/10.1002/bip.22044>
73. Tanguy Jaffré, Roger D. Reeves, Alan J. M. Baker, Henk Schat, Antony van der Ent. The discovery of nickel hyperaccumulation in the New Caledonian tree *Pycnanandra acuminata* 40 years on: an introduction to a Virtual Issue. *New Phytologist*. 2018. 218(2). P. 397–400. <https://doi.org/10.1111/nph.15105>.
74. Lyumugabe L., Kamaliza G., Bajyana E., Thonart P.H.. Microbiological and physico-chemical characteristic of Rwandese traditional beer “Ikigage”. *African Journal of Biotechnology* 2010. Vol. 9 (27). P. 4241–4246.
75. Afaf S. Fahmy, Ahmed M. H. Salem, Mahmoud M. Said Abd El-Hamid, et al. Role of calcium in enhancing the activity and thermal stability of a new cationic peroxidase purified from *Euphorbia tirucalli* latex. *The Egyptian Journal of Biochemistry & Molecular Biology*. 2012. VOL. 30 (№ 2). P. 245–268.
76. Plants For a Future. URL: <https://pfaf.org/user/Plant.aspx?LatinName=Euphorbia+tirucalli>.
77. Duke A. James. *Euphorbia tirucalli* L. Euphorbiaceae. Petroleum plant, Aveloz, Milk bush. Handbook of energy crops. Unpublished. 1983. URL: https://www.hort.purdue.edu/newcrop/duke_energy/Euphorbia_tirucalli.html (дата звернення 24.06.2024).
78. World of Succulents. URL: <https://worldofsucculents.com/grow-care-euphorbia/>
79. UnusualSeeds. URL: <https://unusualseeds.net/euphorbia-tirucalli-the-wonderful-sticks-of-fire-plant/>

СТРАТЕГІЯ ДОБОРУ РОСЛИН В УМОВАХ УРБАНІЗОВАНИХ ЕКОСИСТЕМ МЕГАПОЛІСУ

Шумик М.І., Попіль Н.І.

Національний ботанічний сад імені М.М. Гришка Національної академії наук України
вул. Садово-ботанічна, 1, 03014, м. Київ
shumikmikola@gmail.com, nadiapopil76@gmail.com

Зелені насадження є могутнім біологічним фільтром, без якого важко уявити сучасний мегаполіс. Вони сприяють оздоровленню та поліпшенню довкілля. Сучасні тенденції містобудування потребують досліджень з метою опрацювання стійкого асортименту декоративних рослин в міському середовищі. Теоретичним обґрунтуванням для розробки практичних заходів, спрямованих на підтримання екологічної стабільності та екологічної оптимізації ландшафту займається ландшафтна екологія.

Вкрай нестабільна екологічна ситуація, особливо в промислових містах, спонукає до перегляду асортименту рослин для озеленення з перевагою у бік біологічного виду. Концепція високої толерантності біологічного виду виходить з того, що кожна популяція адаптована до своєї особливої ніші в біоценозі завдяки наявності у неї певної комбінації фізіологічних і морфологічних ознак, придбаних у процесі еволюції.

Розроблена стратегія добору рослин в умовах урбанізованих екосистем мегаполісу забезпечує розвиток та стійкість зелених насаджень. Досягнення сталого розвитку урбоекосистем та оздоровлення життєвого простору людини можливе лише за умови формування повноцінної, масштабної системи зелених насаджень з ефективною середовищотвірною (екологічною) функцією.

Концепція передбачає вдосконалення взаємин між суспільством і природою, вирішує питання успішного розвитку мегаполісів і економіки за умов високої якості навколишнього середовища. Гармонізацію взаємозв'язків між тиском мегаполісу на довкілля і природними процесами в ньому можна налагодити лише за умови формування екологічно ефективних зелених насаджень. Насадження з пріоритетною декоративною функцією мають забезпечувати підтримку оптимізованої екологічної ситуації.
Ключові слова: урбоекосистема, декоративні рослини, стратегія розвитку, добір рослин, екологічна ефективність, мегаполіс.

Plant selection strategy in the conditions of the urbanized ecosystem of the megacity. Shumyk M., Popil N.

Green spaces are a powerful biological filter, without which it is difficult to imagine a modern metropolis. They contribute to the health and improvement of the environment. Modern trends in urban planning require research to develop a sustainable assortment of ornamental plants in the urban environment. Landscape ecology deals with the theoretical justification for the development of practical measures aimed at maintaining ecological stability and ecological optimization of the landscape.

The extremely unstable ecological situation, especially in industrial cities, prompts a review of the range of plants for landscaping with a preference for biological species. The concept of high tolerance of a biological species is based on the fact that each population is adapted to its special niche in the biocenosis due to its presence of a certain combination of physiological and morphological features acquired in the process of evolution.

The developed strategy of plant selection in the conditions of urbanized ecosystems of the metropolis ensures the development and sustainability of green spaces. Achieving sustainable development of urboecosystems and improvement of human living space is possible only under the condition of formation of a complete, large-scale system of green spaces with an effective environment-creating (ecological) function.

The concept provides for the improvement of relations between society and nature, solves the issue of successful development of megacities and the economy under conditions of high environmental quality. Harmonization of interrelationships between the pressure of the metropolis on the environment and natural processes in it can be established only under the condition of the formation of ecologically effective green spaces. Plantations with a priority decorative function should ensure the maintenance of an optimized ecological situation. *Key words:* urboecosystem, ornamental plants, development strategy, plant selection, ecological efficiency, metropolis.

Постановка проблеми. В Україні зростає понад 300 видів аборигенної дендрофлори. Завдяки інтродукційній роботі ботанічних садів, дендраріїв та дослідних станцій асортимент культивованих деревних рослин збільшився в 7 разів і становить понад 2200 видів, а з урахуванням внутрішньовидового розмаїття близько 3500 видів, сортів та форм. І якщо, в господарському відношенні найбільше значення мають близько 120-140 видів, то для декоративного садівництва й потреб зеленого господарства майже вся дендрофлора потребує дослідження з метою опрацювання стійкого та екологічно ефективного асортименту рослин в міському середовищі.

Актуальність досліджень. Зміни клімату, ксерофітизація умов зростання рослин, нагальна необхідність оздоровлення життєвого простору людини в умовах урбоекосистем спонукають до розробки ефективного асортименту рослин згідно екологічного зонування міських територій [11]. Концепція ландшафтного будівництва урбоекосистем зводиться сьогодні не стільки до функціонального і декоративного озеленення, скільки до повернення пріоритету природи в найбільш конфліктній в екологічному відношенні простори з метою забезпечення стійкості та екологічної ефективності зелених насаджень. Під пріоритетом природи треба розуміти можливість взаємо-

дії і взаємовпливу середовища і рослин. В ідеальній (максимально наближеній до природної) урбоекосистемі організми в результаті власної активності підтримують стабільність екотопу і сприяють елімінації негативних чинників. Урбанізоване середовище руйнує екологічну нішу рослин, а адаптованість рослини слід розглядати як результат відбору, що відбувається під тиском боротьби за існування, поєднаної з додатковими витратами енергії організму.

У зв'язку з цим, нинішня, вкрай нестабільна екологічна ситуація, особливо в промислових містах, спонукає до перегляду асортименту рослин для озеленення з перевагою у бік біологічного виду. Концепція високої толерантності біологічного виду виходить з того, що кожна популяція адаптована до своєї особливої ніші в біоценозі завдяки наявності у неї певної комбінації фізіологічних і морфологічних ознак, придбаних у процесі еволюції. Для того щоб вид міг продовжувати існувати в умовах безперервно змінюваного середовища, він повинен володіти достатнім запасом спадкової мінливості відповідного типу, який би створював можливість для пристосувальних змін. Наприклад, коли клімат міста стає сухішим і зменшується кількість споживаних опадів, рослини можуть реагувати на це розвитком більш потужної кореневої системи або товстішої кутикули на листках, але лише в тому випадку, якщо в їх генофонді є така генетична мінливість.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими і практичними завданнями. Стаття підготовлена за матеріалами науково-технічних розробок з формування Програм розвитку зелених зон трьох міст України: міста Києва (2020 рік; договір № 005/20 про надання послуг з коригування і моніторингу Програми розвитку зеленої зони м. Києва до 2010 року та концепції формування зелених насаджень в центральній частині міста (ДК 021:2015 код 999999999-9); міста Маріуполя (2017 рік; виконані три науково-технічні договори: “Ландшафтна інвентаризація та оцінка стану зелених насаджень міста Маріуполя”, «Підбір екологічно ефективного і стійкого асортименту рослин для озеленення антропогенно-трансформованих територій міста Маріуполя», «Розробка програми озеленення міста Маріуполя») та міста Біла Церква (2023 рік; договір № 1744/2023 на надання послуг з розробки Рекомендацій щодо створення та утримання зелених насаджень відповідно до екологічного зонування території міста Біла Церква (в сучасних реаліях урбанізованого середовища та умовах кліматичних змін). Автори були керівником і виконавцями відомчої тематики Національної академії наук України «Ландшафтно-екологічна оптимізація зелених зон мегаполісів: наукові підходи, принципи, методи» у 2017–2021 роках.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Все частіше в мегаполісах використовують

декоративні форми (сорти, культивари) рослин, які не вписуються в концепцію біологічного виду. Якщо статеве розмноження як основа розмноження виходить за межі окремих популяцій біоценозу – це призводить до розпаду адаптивних комбінацій генів усередині кожної популяції. Саме в цьому криється джерело небезпеки (не адаптованості) високо декоративного сортименту рослин, розмножених та вирощених методами і прийомами селекції та прикладної генетики. Слід очікувати, що майже будь-які зміни в генах високо декоративних сортів рослин, напевно, виявляться змінами до гіршого (в здатності виконувати середовищевітвірну функцію). Більшість декоративних сортів (культиварів) рослин вирізняється слабкою стійкістю, зниженою життєвістю і меншою довговічністю ніж у типового виду. Середовищевітвірні функції і кліматорегулююча роль цих рослин мінімальні. Використання декоративних сортів рослин в міському озелененні повинно обмежуватися меморіальними частинами парків, скверів, рекреаційних зон тощо. Доцільність введення культивару в меморіальні частини повинна ґрунтуватися на практичному досвіді успішності його зростання в місцевих умовах, а не на суб'єктивному судженні про його декоративність. Зважаючи на наслідки змін клімату передбачено перспективний резерв деревних видів рослин для забезпечення сталого розвитку урбоекосистем. Результати 10-річного інтродукційного випробування свідчать про потенційну перспективу введення в культуру *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco, *Cedrus atlantica* (ENDL.) Manetti ex Carriere), *Platanus occidentalis* L., *Metasequoia glyptostroboides* Miki, *Cryptomeria japonica* D. Don та видів *Phyllostachys aurea* Luer, *Phyllostachys nigra* Luer.

Наукова новизна. Розроблена стратегія добору рослин в умовах урбанізованих екосистем мегаполісу та розвиток зелених насаджень міст для кожного екотопу згідно екологічного зонування території.

Матеріали та методи досліджень. Методи інтродукційного прогнозування та випробування.

Виклад основного матеріалу. За бідного асортименту хвойних рослин в міських насадженнях (найпоширеніші – окремі види з родів сосна, ялина, туя) зростає їх роль в ландшафтній оптимізації урбоекосистем. За незначним винятком вічнозелені види чутливі до забруднення і сухості повітря. Деякі з них мають поверхневу кореневу систему і пригнічуються ущільненням, нагріванням і висиханням верхнього шару ґрунту. Необхідно враховувати обов'язковий для голонасінних рослин симбіоз з грибами ґрунту. В першу чергу це стосується технології пересаджування, яка має максимально зберігати кореневу систему з мікоризою. Крім того, для більшості з них варто уникати ділянок, які періодично підтоплюються, бо при цьому першою гине мікориза.

Запропоновано збагачення хвойної групи низкою малопоширених і відсутніх таксонів голона-

сінних. Ширшого застосування заслуговують біота східна (*Platyclus orientalis*), ґрунтопокривні ялівці (*Juniperus chinensis, procumbens, sabina* і інші), сосни (*Pinus nigra, strobus*) та їхні культивари. Заслуговують введення в культуру міського озеленення гінго дволопатево (*Ginkgo biloba*), модрина Кемпфера (*Larix kaempferi*), ялиця одноколірна (*Abies concolor*), ялини сербська і Шренка (*Picea omorica, schrenkiana*). В заплавах річок з близьким до поверхні ґрунту заляганням ґрунтових вод в рекреаційних зонах доцільно випробувати тсугу канадську (*Tsuga canadensis*), сосну веймутову (*Pinus strobus*) та низку ялин [4].

Один з найважливіших напрямків розвитку рослинного царства – пристосування до мінливості навколишнього середовища. Квіткові рослини є яскравим прикладом цієї лінії і домінують на земній поверхні в дану епоху. До щонайширшої географічної різноманітності додається різноманітність форм і способів зростання. Для покритонасінних характерна найвища і найскладніша будова вегетативних органів, що дає їм можливість максимально пристосуватись до умов навколишнього середовища. У них добре розвинена провідна система, яка поєднує надземну й підземні частини рослини.

Одним із родів деревних квіткових рослин, представники якого заслуговують на широке впровадження у міські зелені зони є рід яблуні (*Malus* Mill.). Ефектні квітки та привабливі листки, які можуть відрізнятися за кольором, барвисті плоди та екологічна пластичність багатьох *Malus* spp., визначають популярність цих рослин для озеленення і за кордоном. Рослини *Malus* spp. цінні для декорування окремих пейзажних картин завширшки 20-50 м, акцентування входів, майданчиків, місць відпочинку тощо, у певні періоди вегетації відіграють провідну роль, так як вирізняються своїм цвітінням та плодоношенням [10]. Види та сорти яблунь (*Malus floribunda, M. fusca, M. toringoides, M. halliana* та *M. × purpurea, M. trilobata, M. tschonokii, M. coronaria ‘Red Tip’, M. baccata, M. niedzwetzkyana, M. × purpurea ‘Ola’, M. × purpurea ‘Royalty’, M. × purpurea ‘Selkirk’*) є цілком перспективними для культивування в міських насадженнях, характеризуються повною акліматизацією. Надзвичайно декоративні *Malus coronaria ‘Red Tip’, M. floribunda, M. toringoides, M. baccata, M. halliana, M. niedzwetzkyana, M. × purpurea, M. × purpurea ‘Ola’, M. × purpurea ‘Royalty’, M. × purpurea ‘Selkirk’*.

Рекомендовано ширше введення в міські насадження низки видів з достатньою стійкістю і високим декоративним ефектом (платан кленолистий (*Platanus x acerifolia*), низка глодів (*Crataegus* L.), катальпа бігніонієвидна (*Catalpa bignonioides* Walt), шипшини (*Rosa* L.), троянди, в тому числі ґрунтопокривні).

До прикладу, аборигенний вид глід звичайний (*Crataegus laevigata* (Poir.) DC.) морозостійкий та

посухостійкий, тіне витривалий, невибагливий до ґрунтів, успішно зростає на сухих кам’янистих ґрунтах. Добре витримує міські умови, обрізку і стрижку. Довговічний живе до 200 років. Використовується для створення підліску та щільних живоплотів. Садові форми, щеплені на штамп, використовуються у вигляді солітерів на передньому плані, в групах та алейних насадженнях. У світі відомо близько 20 садових форм цього виду. Для міського озеленення рекомендовані сорти, які пройшли випробування в умовах Лісостепу України: з чисто білими повними квітками (*‘Candidoplena’*), з білими повними квітками, які пізніше стають рожевуватими (*‘Plena’*), з блискучими багряно-червоними повними квітками (*‘Paul’s Scarlet’*), мутант сорту *‘Rubra plena’*, з світло-рожевими квітками з білим центром (*‘Rosea’*), з кармінно-рожевими повними квітками (*‘Rubra Plena’*), з молодим біло-пістрявим листям з рожевим відтінком (*‘Gireoudii’*), з жовтими плодами (*‘Aurea’*). [1, 4, 5]

Рекомендовані троянди, окрім відмінних морфологічних ознак, стійкі до екстремальних погодних умов і несприятливих умов урбосередовища, мають високу стійкість до хвороб, високу посухостійкість, зимостійкість. Дані сорти ремонтантні, цвітіння починається на початку червня (сорти Nevada і Хортиця – стійкість до несприятливих чинників середовища (морозостійкість, газостійкість, посухостійкість, вітростійкість, толерантність до засолення і до ґрунтів);

– біологічні особливості рослин (тип, токсичність, алергенність, наявність шипів і колючок, їстівність плодів і привабливість їх для людей і тварин, висока стійкість до патогенів і шкідників, стійкість до омели і відсутність кореневих відприсків). Зокрема, їстівність плодів рослин в умовах інтенсивного забруднення урбоекосистем викидами промислових підприємств і автотранспорту є негативною ознакою із-за небезпечності для здоров’я при вживанні плодів дітьми, дорослими і тваринами.

– художня цінність (колірна гама, сезонна декоративність і структура крони).

Екологічне озеленення. Добір рослин для урбанізованих екотопів міста

Біотичні і суспільні системи докорінно відрізняються за будовою, взаємозв’язками між компонентами, речовинно-енергетичними та інформаційними зв’язками, кібернетичною пам’яттю, механізмами саморегуляції тощо. Урбанізація природного довкілля призвела до того, що цивілізація не є структурним компонентом екологічних систем. Наразі з цим людське суспільство сформувалось в природному середовищі й пов’язане з ним певними структурно-функціональними зв’язками. Оптимізацію зв’язків, поліпшення відносин між розвитком мегаполісів і екологічних процесів у навколишньому середовищі неможливо уявити без головної складової урбанізованих екосистем – зелених насаджень.

Зелені насадження – визнані стабілізатори, як якості життєвого простору, так і екологічного благополуччя міста. Вони повинні максимально відповідати своєму призначенню в плані виконання очікуваних від них середовищевірних і декоративних функцій.

Екологічне зонування урбоєкосистем є оптимальним рішенням в побудові стійких напівприродних фітогрупвань, які сприяють досягненню сталого розвитку антропогенно трансформованих територій. В результаті екологічного зонування території міста Біла Церква виділено 8 екотопів, цільова меліорація умов яких має вирішальне значення для збереження середовища твірних функцій зелених насаджень:

1. Екотопи лісових та лісопаркових масивів.
2. Екотопи міських парків, садів, скверів.
3. Екотопи заплав річок, водно-прибережні екотопи.
4. Екотопи інтенсивних автотранспортних систем і територій з твердим покриттям.
5. Екотопи територій промислових підприємств.
6. Екотопи багатоповерхової забудови.
7. Екотопи приватної забудови.
8. Екотопи яружно-балкових систем і природних відшарувань.

Представлений каталог (список) рослин, розроблений за результатами інтегрального дослідження біолого-екологічних особливостей рослин в різних умовах урбанізованого середовища. Відповідність умов екотопу біологічним особливостям рослин є запорукою успішного їх розвитку та виконання ними середовищевірних функцій.

Для зручності користування каталогом список рослин розташований за українською абеткою. Дужками, наприклад (2), позначені екотопи, в яких можливе використання даного виду при умові захисту від низьких температур, тобто укритті взимку. Зірочкою, наприклад 2*, – потреба у ґрунтах з підвищеною вологістю.

Життєві форми:

Д1 – дерево I величини (заввишки понад 20 м)

Д2 – дерево II величини (заввишки 10–20 м)

Д3 – дерево III величини (заввишки до 10 м)

К1 – кущ I величини (заввишки понад 3 м)

К2 – кущ II величини (заввишки 1–3 м)

К3 – кущ III величини (заввишки до 1 м)

НК – напівкущ

Л – ліана

РЕКОМЕНДОВАНИЙ ПЕРЕЛІК ДЕРЕВ І КУЩІВ

для використання в озелененні міст

Назва виду та оригінальна назва форми, різновидності, культивуру		Життєва форма	Екотоп використання
Українська	Латинська		
1	2	3	4
Відділ Голонасінні – Pinophyta			
Гінго дволопатеве	<i>Ginkgo biloba</i> L.	Д2	2, 4, 5, 6
Кипарисовик Лавсона	<i>Chamaecyparis lawsoniana</i> (Murr.) Parl.	Д3	(2, 6, 7)
К. Л. 'Alumii'	<i>Ch. l. 'Alumii'</i>		(2, 6, 7)
Метасеквоя гліптостробусоподібна	<i>Metasequoia glyptostroboides</i> Hu et Cheng.	Д2	2, 6, 7
Модрина європейська	<i>Larix decidua</i> Mill.	Д1	2
Модрина Кемпфера (м. японська)	<i>Larix kaempferi</i> (Lamb.) Carr.	Д2	2, 6
Псевдотсуга Мензиса (п. тисолиста)	<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco	Д1	2, 6
Сосна Арманда	<i>Pinus armandii</i> Franch.		2
Сосна Веймутова (с. біла)	<i>Pinus strobus</i> L.		2
Сосна гірська (жереп)	<i>Pinus mugo</i> Turra		(6,7*)
Сосна звичайна	<i>Pinus sylvestris</i> L.	Д1	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8
С. з. 'Watereri'	<i>P. s. 'Watereri'</i>		2, 6, 7
Сосна чорна (с. австрійська)	<i>Pinus nigra</i> Arn.	Д1	2
Тис середній	<i>Taxus × media</i> Rehd.	К1	2, 6, 7
Т. с. 'Hicksii'	Т. × м. 'Hicksii'		2, 6, 7
Тис ягідний (негній-дерево)	<i>Taxus baccata</i> L.	Д3	2, 6, 7
Туя західна	<i>Thuja occidentalis</i> L.	Д2	2, 6, 7
Т. з. 'Brabant'	Т. о. 'Rheingold'		2, 6, 7
Т. з. 'Smaragd'	Т. о. 'Smaragd'		2, 6, 7

Продовження таблиці

1	2	3	4
Туя складчаста (т. гігантська)	<i>Thuja plicata</i> D.Don	Д2	2, 6, 7
Широкогілочник східний (біота східна, туя східна)	<i>Platyclusus orientalis</i> (L.) Franco	Д3	2, 5, 6, 7, 8
Ялина звичайна (я. європейська)	<i>Picea abies</i> (L.) Karst.	Д1	1, 2, 6, 7
Ялина колюча	<i>Picea pungens</i> Engelm.	Д1	2, 3, 4, 5, 6, 7
Ялина сербська (я. балканська)	<i>Picea omorica</i> (Pančić) Purkyne	Д1	2, 3, 6, 7
Ялиця біла (я. європейська, я. гребінчаста)	<i>Abies alba</i> Mill.	Д1	2, 3
Ялиця корейська	<i>Abies koreana</i> Wils.	Д2	2, 6, 7
Ялиця одноколірна	<i>Abies concolor</i> (Gord.) Hoopes	Д1	2, 6, 7
Я. о. 'Violaceae'	<i>A. c. 'Violaceae'</i>		2, 6, 7
Ялівець (яловець) віргінський (олівцеве дерево)	<i>Juniperus virginiana</i> L.	Д3	2, 6, 7
Я. в. 'Grey Owl'	<i>J. v. 'Grey Owl'</i>		2, 6, 7
Ялівець (яловець) горизонтальний	<i>Juniperus horizontalis</i> Moench	К	2, 6, 7
Ялівець (яловець) звичайний	<i>Juniperus communis</i> L.	Д3	2, 6, 7
Я. з. 'Hibernica'	<i>J. c. 'Hibernica'</i>		2, 6, 7
Я. з. 'Mayer'	<i>J. c. 'Mayer'</i>		2, 6, 7
Ялівець (яловець) китайський	<i>Juniperus chinensis</i> L.		2, 6, 7
Я. к. 'Pfitzeriana'	<i>J. ch. 'Pfitzeriana'</i>		2, 6, 7
Ялівець (яловець) козацький	<i>Juniperus sabina</i> L.	К2	2, 6, 7, 8
Я. к. 'Tamariscifolia'	<i>J. s. 'Tamariscifolia'</i>		2, 6, 7
Ялівець (яловець) лежачий	<i>Juniperus procumbens</i> Siebold		2, 6, 7
Ялівець (яловець) лускатий	<i>Juniperus squamata</i> Buch.-Ham.	К	2, 6, 7
Ялівець скельний	<i>Juniperus scopulorum</i> Sarg.	Д3	2, 6, 7, 8
Я. с. 'Blue Arrow'	<i>J. s. 'Blue Arrow'</i>		2, 6, 7, 8
Я. с. 'Skyrocket'	<i>J. s. 'Skyrocket'</i>		2, 6, 7, 8
Відділ Покритонасінні – Magnoliophyta			
Абрикос звичайний	<i>Armeniaca vulgaris</i> Mill.	Д3	2, 6, 7, 8
Барбарис звичайний	<i>Berberis vulgaris</i> L.	К2	2, 6, 7
Б. з. 'Atropurpurea'	<i>B. v. 'Atropurpurea'</i>		2, 6, 7
Барбарис Тунбергів	<i>Berberis thunbergii</i> DC.	К2	2, 6, 7
Б. Т. 'Atropurpurea Nana'	<i>B. th. 'Atropurpurea Nana'</i>		2, 6, 7
Береза повисла	<i>Betula pendula</i> Roth.		1, 2, 3, 6, 7, 8
Б. п. 'Younquii'	<i>B. p. 'Younquii'</i>		(2, 6, 7)
Бирючина звичайна	<i>Ligustrum vulgare</i> L.	К2	2, 4, 6, 7
Бруслина бородавчаста	<i>Euonymus verrucosa</i> Scop.	К1	2
Бруслина європейська	<i>Euonymus europaea</i> L.	К1	2
Будлея Давидова	<i>Buddleia davidii</i> Franch.	К2	2, 6, 7
Будлея черговоліста	<i>Buddleia alternifolia</i> Maxim.	К2	2, 6, 7
Бузина червона	<i>Sambucus racemosa</i> L.	К1	1, 2, 6, 7, 8
Бузина чорна	<i>Sambucus nigra</i> L.	К1	1, 2, 6, 7, 8
Бузок звичайний	<i>Syringa vulgaris</i> L.	К1	2, 6, 7, 8
Б. з. 'Belle de Nancy'	<i>S. v. 'Belle de Nancy'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Berryer'	<i>S. v. 'Berryer'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Богдан Хмельницький'	<i>S. v. 'Bogdan Khmelnytsky'</i>		2, 6, 7

Продовження таблиці

1	2	3	4
Б. з. 'Весталка'	<i>S. v. 'Vestale'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Вогні Донбасу'	<i>S. v. 'Vogni Donbassa'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Еміль Лемуан'	<i>S. v. 'Emile Lemoine'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Індія'	<i>S. v. 'India'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Катерина Гавемейер'	<i>S. v. 'Katherine Havemeyer'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Красуня Москви'	<i>S. v. 'Krasavitza Moskvu'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Лавуазьє'	<i>S. v. 'Lavoisier'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Леон Гамбетта'	<i>S. v. 'Leon Gambetta'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Людвіг Шпет'	<i>S. v. 'Ludvig Spaeth'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Мадам Антуан Бюхнер'	<i>S. v. 'M-me Antoine Buchner'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Мадам Казимір Пер'є'	<i>S. v. 'M-me Cazimir Perier'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Мадам Лемуан'	<i>S. v. 'M-me Lemoine'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Максимович'	<i>S. v. 'Maximowicz'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Маршал Фош'	<i>S. v. 'Marechal Foch'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Мішель Бюхнер'	<i>S. v. 'Michel Buchner'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Монблан'	<i>S. v. 'Mont Blanc'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Монж'	<i>S. v. 'Monge'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Мрія'	<i>S. v. 'Metzchta'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Неккер'	<i>S. v. 'Necker'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Полтава'	<i>S. v. 'Poltava'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Президент Греві'	<i>S. v. 'President Grevy'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Президент Лубе'	<i>S. v. 'President Loubet'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Принцеса Клементина'	<i>S. v. 'Princesse Clementine'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Реомюр'	<i>S. v. 'Reaumur'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Рожева хмара'	<i>S. v. 'Rojeva chmara'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Тарас Бульба'	<i>S. v. 'Taras Bulba'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Фюрст Бюлов'	<i>S. v. 'Furst Bulow'</i>		2, 6, 7
Б. з. 'Шарль Жолі'	<i>S. v. 'Charles Joly'</i>		2, 6, 7
Бузок Мейєра	<i>Syringa meyeri</i> C.K. Schneid	К2	2, 6, 7, 8
Бузок східнокарпатський	<i>Syringa josikaea</i> Jacq. f. ex Rehb.	К1	2, 6, 7, 8
Бук лісовий	<i>Fagus sylvatica</i> L.	Д1	2, 6, 7
Верба біла	<i>Salix alba</i> L.	Д1	1, 2, 3, 6, 7, 8
Верба козяча	<i>Salix caprea</i> L.	К1	1, 2, 3, 6, 7, 8
Верба ламка	<i>Salix fragilis</i> L.	Д3	1, 2, 3, 6, 7, 8
Верба пурпурова	<i>Salix purpurea</i> L.	К2	1, 2, 3, 6, 7, 8
Верба лозова	<i>Salix viminalis</i> L.	Д3, К1	1, 2, 3, 6, 7, 8
Вишня звичайна	<i>Prunus cerasus</i> Mill.	Д3	1, 2, 6, 7, 8
Вишня пташина (черешня)	<i>Prunus avium</i> L.	Д2	1, 2, 6, 7, 8
Вишня чагарникова	<i>Prunus fruticosa</i> (Pall.) G. Woron.	К2	1, 2, 6, 7, 8
Вільха чорна	<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	Д1	1, 3
В'яз малий, берест	<i>U. minor</i> Mill. Gilib.	Д1	1, 2, 4, 5, 6, 8
Гіркокаштан звичайний	<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	Д2	2, 6
Гіркокаштан м'ясо-червоний 'Briotii'	<i>A. carnea</i> 'Briotii'	Д2	2, 6
Глід звичайний	<i>Crataegus laevigata</i> (Poir.) DC.	Д3, К1	1, 2, 4, 5, 6, 7, 8
Г. к. 'Candidoplena'	<i>C. o. 'Candidoplena'</i>		

Продовження таблиці

1	2	3	4
Г. к. 'Paul's Scarlet'	<i>C. o. 'Paul's Scarlet'</i>		
Г. к. 'Plena'	<i>C. o. 'Plena'</i>		
Глід однонаточковий	<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	К1	1, 2, 4, 5, 6, 7, 8
Г. о. 'Stricta' (var. <i>pyramidalis</i>)	<i>C. m. 'Stricta' (var. pyramidalis)</i>		
Горіх грецький	<i>Juglans regia</i> L.	Д2	2, 6, 7, 8
Горобина арія (г. круглолиста)	<i>Sorbus aria</i> (L.) Crantz.		2
Горобина домашня	<i>Sorbus domestica</i> L.	Д2	2
Горобина звичайна	<i>Sorbus aucuparia</i> L.	Д3	1, 2, 6, 7
Горобина лікарська (берека)	<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz.	Д3	1, 2, 6, 7
Гортензія волотиста	<i>Hydrangea paniculata</i> Sieb.	К1	2, 6, 7
Г. в. 'Bobo'	<i>H. p. 'Bobo'</i>		2, 6, 7
Г. в. 'Diamand Rouge'	<i>H. p. 'Diamand Rouge'</i>		2, 6, 7
Г. в. 'Fraise Melba'	<i>H. p. 'Fraise Melba'</i>		2, 6, 7
Г. в. 'Grandiflora'	<i>H. p. 'Grandiflora'</i>		2, 6, 7
Г. в. 'Kyushu'	<i>H. p. 'Kyushu'</i>		2, 6, 7
Г. в. 'Limelight'	<i>H. p. 'Limelight'</i>		2, 6, 7
Г. в. 'Little Lime'	<i>H. p. 'Little Lime'</i>		2, 6, 7
Г. в. 'Magical Candle'	<i>H. p. 'Magical Candle'</i>		2, 6, 7
Г. в. 'Phantom'	<i>H. p. 'Phantom'</i>		2, 6, 7
Г. в. 'Pink Diamond'	<i>H. p. 'Pink Diamond'</i>		2, 6, 7
Г. в. 'Pinky Winky'	<i>H. p. 'Pinky Winky'</i>		2, 6, 7
Г. в. 'Silver Dollar'	<i>H. p. 'Silver Dollar'</i>		2, 6, 7
Г. в. 'Sundae Fraise'	<i>H. p. 'Sundae Fraise'</i>		2, 6, 7
Г. в. 'Vanille Fraise'	<i>H. p. 'Vanille Fraise'</i>		2, 6, 7
Г. в. 'Wim's Red'	<i>H. p. 'Wim's Red'</i>		2, 6, 7
Гортензія деревовидна	<i>Hydrangea arborescens</i> L.	К2	2, 6, 7
Граб звичайний	<i>Carpinus betulus</i> L.		1, 2, 3
Г. з. 'Fastigiata'	<i>C.b. 'Fastigiata'</i>		2, 4
Груша звичайна	<i>Pyrus communis</i> L.	Д2	1, 2, 6, 7, 8
Дерен чоловічий (кизил)	<i>Cornus mas</i> L.	К2	2, 7
Дикий виноград п'ятилисточковий <i>f. engelmanni</i>	<i>Partenocissus quinquefolia</i> <i>f. engelmanni</i> (Koehne et Graebn.) Rehd.	Л	2, 6, 7
Дикий виноград тригострокінцевий <i>f. veitchii</i>	<i>Partenocissus tricuspidata</i> (Sieb. et zucc.) Planch. <i>f.</i> <i>veitchii</i> (Graebn.) Rehd.	Л	2, 6, 7
Дуб звичайний	<i>Quercus robur</i> L.	Д1	1, 2, 3, 6, 8
Д. з. 'Fastigiata'	<i>Q. r. 'Fastigiata'</i>		2, 4, 5, 6
Ірга Ламарка	<i>Amelanchier lamarckii</i> F.-G. Sroeder	К1	2, 7
Калина звичайна	<i>Viburnum opulus</i> L.	К1	1, 2, 3, 7
Калина гордовина	<i>Viburnum lentago</i> L.	К1	2
Кампсис укорінливий	<i>Campsis radicans</i> (L.) Seem.	Л	6, 7
Катальпа бігніонієвидна	<i>Catalpa bignonioides</i> Walt.	Д2	2, 6
Кизильник блискучий	<i>Cotoneaster lucidus</i> Schlecht.	К2	2, 4, 6
Кизильник горизонтальний	<i>Cotoneaster horizontalis</i> Decaisne	НК	2, 6, 7
Клен гостролистий	<i>Acer platanoides</i> L.	Д1	1, 2, 6

Продовження таблиці

1	2	3	4
К. г. 'Drummondi'	<i>A. p. 'Drummondi'</i>		2, 6
К. г. 'Globosum'	<i>A. p. 'Globosum'</i>		2, 6
К. г. 'Schwedleri'	<i>A. p. 'Schwedleri'</i>		2, 6
Клен явір	<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	Д1	1, 2, 6
К. я. 'Purpureum'	<i>A. p. 'Purpureum'</i>		2, 6
Клен польовий	<i>Acer campestre</i> L.	К1	2, 6, 8
Клен сріблястий	<i>Acer saccharinum</i> L.	Д1	2, 6
Клен татарський	<i>Acer tataricum</i> L.	К1	2, 6, 8
Липа повстиста	<i>Tilia tomentosa</i> Moench.	Д1	2, 4, 5, 6
Липа широколиста	<i>Tilia platyphyllos</i> Scop.	Д1	1, 2, 3, 6
Л. ш. 'Pyramidalis'	<i>T. p. 'Pyramidalis'</i>		2, 4, 6
Ліщина ведмежа	<i>Corylus colurna</i> L.	Д2	2, 6
Ліщина звичайна	<i>Corylus avellana</i> L.	К1	1, 2
Магнолія зірчаста	<i>Magnolia stellata</i> (Sieb.et Zucc.) Maxim.	К2	2, 6, 7
Магнолія кобус	<i>Magnolia kobus</i> DC.	Д3	2, 6, 7
Магнолія Лебнера	<i>Magnolia × loebneri</i> Kache.	К1	2, 6, 7
Магнолія лілієвіткова	<i>Magnolia liliiflora</i> Desr.	К2	2, 6, 7
Магнолія Суланжа	<i>Magnolia × soulangeana</i> Soul.	К1	2, 6, 7
Магонія падуболиста	<i>Magonia aquifolium</i> Nutt.	НК	2
Маслинка вузьколиста	<i>E. angustifolia</i> L.	К1	2, 8
Перстач кущовий	<i>Potentilla fruticosa</i> L.	НК	2, 7
Півонія деревовидна	<i>Paeonia suffruticosa</i> Andr.	К3	2, 6, 7
Піраканта яскраво-червона	<i>Pyraканtha coccinea</i> (L.) M. Roem	К1	2, 4
Платан кленолистий	<i>Platanus acerifolia</i> Willd.	Д1	2, 5, 6
П. к. 'Pyramidalis'	<i>P.a. 'Pyramidalis'</i>		2, 4, 5, 6, 7
Пухироплідник калинолистий	<i>Physocarpus opulifolius</i> (L.) Maxim.	К1	2, 4, 5, 6, 7
Садовий жасмин корончастий	<i>Philadelphus coronarius</i> L.	К2	2, 6, 7
Самшит вічнозелений	<i>Buxus sempervirens</i> L.	К3	2, 6, 7
Свидина біла	<i>Cornus alba</i> L.	К2	2, 4, 5
С. б. 'Argenteo-marginata'	<i>C. a. 'Argenteo-marginata'</i>		2, 4, 5
С. б. 'Sibirica'	<i>C. a. 'Sibirica'</i>		2, 4, 5
Свидина червона	<i>Cornus sanguinea</i> L.	К2	2, 4, 5
Скумпія звичайна	<i>Cotinus coggygria</i> Scop.	К1	2, 4, 6, 7, 8
С. з. 'Purpurea'	<i>C. c. 'Purpurea'</i>		2, 6, 7
Слива розлога, алича (Пісарда)	<i>Prunus cerasifera</i> Ehrh.		2, 6, 7
Сумах дубильний	<i>Rhus coriaria</i> L.	К1	2, 6, 7
Таволга березолиста	<i>Spiraea betulifolia</i> Pall.	К2	2, 6, 7
Таволга Білларда	<i>Spiraea × billardii</i> (Dipp.) Herincq.	К2	2, 6, 7
Таволга Бумальда	<i>Spiraea × bumalda</i> Burvenich	К2	2, 6, 7
Таволга Вангутта	<i>Spiraea × vanhouttei</i> (Briot) Zab.	К2	2, 6, 7
Таволга верболиста	<i>Spiraea salicifolia</i> L.	К2	2, 6, 7
Таволга густоквіткова	<i>Spiraea densiflora</i> Nutt.	К2	2, 6, 7
Таволга дібровколиста	<i>Spiraea chamaedryfolia</i> L.	К2	2, 6, 7

Продовження таблиці

1	2	3	4
Таволга ніппонська	<i>Spiraea nipponica</i> Maxim.	K2	2, 6, 7
Таволга сіра	<i>S. ×cinerea</i> Zab.	K2	2, 6, 7
Таволга сланка	<i>Spiraea decumbens</i> K. Koch.	K3	2, 6, 7
Таволга сливолиста	<i>Spiraea pruniflora</i> Sieb. et Zucc.	K2	2, 6, 7
Таволга Тунбергова	<i>Spiraea thunbergii</i> Sieb. ex.Bbume	K2	2, 6, 7
Таволга японська	<i>Spiraea japonica</i> L.	K3	2, 6, 7
Тамарикс галузистий	<i>Tamarix ramosissima</i> Ledeb.		2, 4, 6, 7, 8
Тополя біла (т. срібляста)	<i>Populus alba</i> L.	Д1	1, 2, 3, 5, 8
Тополя китайська (т. Симона)	<i>Populus simonii</i> Carr.	Д2	2, 4, 6
Тополя тремтяча	<i>Populus tremula</i> L.	Д1	1, 2, 3
Тополя чорна	<i>Populus nigra</i>	Д1	1, 2, 3, 5, 8
Т.ч. 'Italica'	<i>P.n. 'Italica'</i>	Д1	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8
Троянда гібридна (в т.ч. ґрунтопокривні)	<i>Rosa hybrida</i> hort.		2, 6, 7
Т. г. 'Alpenglühchen'	<i>R. h. 'Alpenglühchen'</i>		2, 6, 7
Т. г. 'Aspirin'	<i>R. h. 'Aspirin'</i>		2, 6, 7
Т. г. 'Bonica-82'	<i>R. h. 'Bonica-82'</i>		2, 6, 7
Т. г. 'Cubana'	<i>R. h. 'Cubana'</i>		2, 6, 7
Т. г. 'Euphoria'	<i>R. h. 'Euphoria'</i>		2, 6, 7
Т. г. 'Fortuna'	<i>R. h. 'Fortuna'</i>		2, 6, 7
Т. г. 'Knirps'	<i>R. h. 'Knirps'</i>		2, 6, 7
Т. г. 'Les Quatre saisons'	<i>R. h. 'Les Quatre saisons'</i>		2, 6, 7
Т. г. 'Magic Meillandecor'	<i>R. h. 'Magic Meillandecor'</i>		2, 6, 7
Т. г. 'Medusa'	<i>R. h. 'Medusa'</i>		2, 6, 7
Т. г. 'Mercury 2000'	<i>R. h. 'Mercury 2000'</i>		2, 6, 7
Т. г. 'Patte de Velours'	<i>R. h. 'Patte de Velours'</i>		2, 6, 7
Т. г. 'Prodige Ecarlate'	<i>R. h. 'Prodige Ecarlate'</i>		2, 6, 7
Т. г. 'Purple Rain'	<i>R. h. 'Purple Rain'</i>		2, 6, 7
Т. г. 'Red Blanket'	<i>R. h. 'Red Blanket'</i>		2, 6, 7
Т. г. 'Red Cascade'	<i>R. h. 'Red Cascade'</i>		2, 6, 7
Т. г. 'Robe Fleurie'	<i>R. h. 'Robe Fleurie'</i>		2, 6, 7
Т. г. 'Rody'	<i>R. h. 'Rody'</i>		2, 6, 7
Т. г. 'Rouge Meillandecor'	<i>R. h. 'Rouge Meillandecor'</i>		2, 6, 7
Т. г. 'Stadt Rom'	<i>R. h. 'Stadt Rom'</i>		2, 6, 7
Т. г. 'The Fairy'	<i>R. h. 'The Fairy'</i>		2, 6, 7
Т.г. 'Tornado'	<i>R. h. 'Tornado'</i>		2, 6, 7
Форзиція повисла	<i>Forsythia suspensa</i> (Thunb.) Vahl.	K2	2, 6, 7
Форзиція середня	<i>Forsythia × intermedia</i> Zab.	K2	2, 6, 7
Хвилівник великолистий	<i>Aristolochia macrophylla</i> Lam.	Л	2
Хеномелес японський (японська айва)	<i>Chaenomeles japonica</i> (Thunb.) Lindl.	K3	2, 6, 7
Черемха звичайна	<i>Prunus padus</i> L.	Д1	1, 2, 3, 6, 8
Черемха віргінська Шуберт	<i>Prunus virginiana</i> Schubert	Д2	2, 3, 6, 8
Шипшина багатоквіткова	<i>Rosa multiflora</i> Thunb.	K2	1, 2, 8
Шипшина зморшкувата	<i>Rosa rugosa</i> Thunb.	K2	1, 2, 8

Закінчення таблиці

1	2	3	4
Шовковиця чорна	<i>Morus nigra</i> L.	Д2	2, 6, 7, 8
Шовковиця біла плакуча	<i>Morus alba</i> 'Pendula'		2, 6, 7, 8
Яблуня мала	<i>Malus pumila</i> Mim.	Д3	2, 6, 7
Яблуня торінговидна	<i>Malus toringoides</i> (Rehd.) Hughes	Д3	2, 6, 7
Яблуня вінцева	<i>Malus coronaria</i> (L.) Mill.	Д3	2, 6, 7
Яблуня гібридна	<i>Malus x hybrids</i> hort.	Д3	2, 6, 7
Я. г. 'Eleyi'	<i>M. h. 'Eleyi'</i>		2, 6, 7
Я. г. 'Everest'	<i>M. h. 'Everest'</i>		2, 6, 7
Я. г. 'EliseRathke'	<i>M. h. 'EliseRathke'</i>		2, 6, 7
Я. г. 'Profusion'	<i>M. h. 'Profusion'</i>		2, 6, 7
Я. г. 'Royalty'	<i>M. h. 'Royalty'</i>		2, 6, 7
Я. г. 'Rudolph'	<i>M. h. 'Rudolph'</i>		2, 6, 7
Яблуня лісова, або дика	<i>Malus sylvestris</i> Mill.	Д3	1, 2, 6, 7
Яблуня Недзвецького	<i>Malus niedzwetzkyana</i> Dieck	Д3	2, 6, 7
Яблуня рясоквітуча	<i>Malus floribunda</i> Siebold.	Д3	2, 6, 7
Яблуня Саржента	<i>Malus sargentii</i> Rehd.	Д3	2, 6, 7
Яблуня чудова	<i>Malus spectabilis</i> (Ait.) Borkh.	Д3	2, 6, 7
Яблуня ягідна	<i>Malus baccata</i> (L.) Borkh.	Д3	1, 2, 6, 7
Ясен звичайний	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	Д1	1, 2

Висновки. На сьогоднішній день робота з розробки стратегії добору рослин в умовах урбанізованих екосистем забезпечує збереження та покращення зеленого компоненту містобудування. В результаті запропоновано основний асортимент рослин для озеленення мегаполісів та забезпечення їх сталого розвитку.

Література

1. Анотований каталог різновидів, культу варів, форм декоративних та кущових рослин. Ч. III. Київ. Фітосоціоцентр. 2009. 52 с.
2. Вахновська Н.Г., Шумик М.І., Казанська Н.А., Вакулєнко Т.Б. Рекомендації з розмноження, вирощування та використання деревних ліан у вертикальному озелененні м. Києва. Київ. 2004. 24 с.
3. Вахновська Н.Г., Шумик М.І., Цисарук Т.А. Рекомендації з розмноження, вирощування та використання великоквіткових клематисів у м. Києві. Київ. 2007. 19 с.
4. Каталог декоративних рослин для міського та приміського озеленення Лісостепу та полісся України. Київ. 2008–2009. 193 с.
5. Каталог перспективного асортименту дерев і кущів для озеленення Києва та приміської зони. Київ. 2007. 51 с.
6. Колесніченко О.В., Рубцова О.Л., Шумик М.І., Грисюк С.М., Піковський І.Й., Швець І.В., Морозько А.П., Чижанькова В.І. Троянди в насадженнях міста Києва. Київ. 2020. 267 с.
7. Рубцова О.Л. Рід *Rosa* L. в Україні: генофонд, історія, напрями досліджень, досягнення та перспективи. Київ: Фенікс, 2009. 375 с.
8. Рубцова О.Л., Пилипчук В.Ф., Шумик М.І., Чижанькова В.І. Рекомендації з підбору, вирощування і використання паркових троянд у садових композиціях м. Києва. Київ: Фітосоціоцентр. 2007. 32 с.
9. Рубцова О.Л., Чижанькова В.І. Старовинні троянди. Київ: ТОВ Велес. 54 с.
10. Шумик М.І., Бут А.А., Попіль Н.І. Методичні рекомендації по створенню зелених насаджень міста Біла Церква. Кам'янець-Подільський. 2024. 88 с.
11. Шумик М.І., Попіль Н.І., Льодок В.С. Еколого-ценотична та ландшафтна оптимізація антропогенно трансформованих територій міста Києва. Екологічні науки. № 53. 2004. С. 61–71.

ДИНАМІКА СТАНУ РОСЛИННИХ УГРУПОВАНЬ ОХОРОННИХ ПРИРОДНИХ ТЕРИТОРІЙ ВНАСЛІДОК РЕКРЕАЦІЙНОГО ВИКОРИСТАННЯ

Мадані М.М.

Одеський національний технологічний університет
вул. Канатна, 112, 64039, м. Одеса
madanikader50@gmail.com

У статті наведено результати щодо динаміки стану рослинних угруповань охоронних природних територій внаслідок рекреаційного використання. Для оцінки динаміки стану лісових угруповань на ділянках, схильних до рекреаційного впливу різної інтенсивності, перевіряли два припущення: 1) таксономічне багатство та різноманітність угруповань на ділянках з інтенсивним рекреаційним впливом нижче, а багатство синантропних видів – вище; 2) під час тривалого рекреаційного впливу багатство і частка синантропних видів продовжують збільшуватися. Дослідження проведені з 2016 р. по 2023 р. в Одеській області на 4 охоронних територіях. На кожній території моніторинг виконаний на двох площадках, одна з яких схильна до сильного рекреаційного впливу, а друга ділянка – контрольна.

Встановлено, що рекреаційно використовувані рослинні спільноти містять у середньому стільки ж видів, скільки і контрольні, але при інтенсивній рекреації багатство і частка синантропних видів вище, а індигенних – нижче. За 7 років частка синантропних видів значно збільшилася в інтенсивно відвідуваних ділянках і, що особливо важливо, і в мало відвідуваних спільнотах.

Встановлено, що основний ефект рекреаційного впливу на рослинність охоронних природних територій Одеської області при поточному рівні навантажень – зміна видового складу угруповань: α -різноманітність схильних до рекреації співтовариств не знижується, але відбувається заміщення типових видів синантропними.

Виявлено швидке, в масштабі декількох років, збільшення частки синантропних видів не тільки на інтенсивно відвідуваних ділянках охоронних природних територій, а також поза ними. Це свідчить про те, що локальні рекреаційні дії (на маршрутах, оглядових майданчиках) супроводжуються трансформацією рослинних угруповань, безпосередньо не схильних до витоптування. Отже, трансформації піддаються території природних парків та заказників загалом. Для збереження природоохоронної ефективності охоронних природних територій необхідне ретельне науково-обґрунтоване опрацювання регламентів організації їх рекреаційної діяльності. *Ключові слова:* моніторинг рослинності, динаміка рослинності, рекреація, рекреаційні зони, охорона рослин, природні території, синантропізація.

Dynamics of the state of plant communities of protected natural areas as a result of recreational use. Madani M.

The article presents the results regarding the dynamics of the state of plant groups of protected natural areas as a result of recreational use. In order to assess the dynamics of the state of forest communities in areas subject to recreational influence of varying intensity, two assumptions were tested: 1) the taxonomic richness and diversity of communities in areas with intensive recreational influence is lower, and the richness of synanthropic species is higher; 2) during long-term recreational exposure, the richness and share of synanthropic species continue to increase. The research was conducted from 2016 to 2023 in Odesa region in 4 protected areas. In each territory, monitoring was carried out at two sites, one of which is subject to strong recreational influence, and the second – control. It was established that recreationally used communities contain on average the same number of species as control ones, but with intensive recreation, the richness and share of synanthropic species is higher, and indigenous species are lower. Over 7 years, the share of synanthropic species has significantly increased in intensively visited and, what is especially important, in sparsely visited communities.

It was established that the main effect of recreational influence on the vegetation of protected natural areas of the Odesa region at the current level of loads is a change in the species composition of groups: the α -diversity of recreation-prone communities does not decrease, but typical species are replaced by synanthropic ones.

A rapid increase in the share of synanthropic species over several years was revealed not only in intensively visited areas of protected natural areas, but also outside them. This indicates that local recreational activities (on routes, observation decks) are accompanied by the transformation of plant communities that are not directly prone to being trampled. Therefore, the territories of natural parks and nature reserves in general are subject to transformation. In order to preserve the nature conservation effectiveness of protected natural territories, it is necessary to carefully study the regulations for the organization of their recreational activities based on science. *Key words:* vegetation monitoring, vegetation dynamics, recreation, recreational areas, plant protection, natural territories, synanthropization.

Постановка проблеми. Охорона біологічного розмаїття необхідна для збереження еволюційного потенціалу біоти та стійкості екосистемних функцій [1]. Найбільш ефективний спосіб збереження біорізноманіття – створення охоронних природних територій (ОПТ). Однак завданням деяких ОПТ, наприклад природних парків, є охорона природи одночасно з організацією рекреаційної діяльності. На таких територіях актуальна підтримка балансу між збереженням природних ландшафтів і співтовариств та їх рекреаційною експлуатацією.

Актуальність дослідження. Збереження природних фітоценозів ОПТ є важливим для еволюційного потенціалу біоти, збереження цінного біорізноманіття та підтримання екологічного балансу територій тощо. Тому вивчення, охорона, раціональне використання та постійний моніторинг фітоценозів ОПТ набувають особливої актуальності. У зв'язку з цим, актуальними є дослідження динаміки стану рослинних угруповань ОПТ на ділянках, схильних до рекреаційного впливу.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Результати проведених досліджень можуть бути корисні для науковців, здобувачів, працівників ПЗФ області у процесі фонових моніторингу екологічного стану природно-заповідних територій Одеської області різного значення (загальнодержавного чи місцевого), а також для розробки ефективних заходів з метою покращення охорони та збереження біорізноманіття одночасно з організацією рекреаційної діяльності.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Рекреаційний вплив на біоту розглядається передусім як механічний вплив на ґрунт і нижні яруси рослинних співтовариств – витоптування, або трамплінг. Дослідження прямих рекреаційних ефектів для рослинних угруповань ОПТ численні [2–8]. Близький напрямок – дослідження трансформації рослинності придорожньої зони [9–13]. Трансформація співтовариств поблизу стежок і доріг часто відбувається не тільки через витоптування, але і через проникнення чужорідних видів, не типових для не порушених спільнот. Це окремий напрямок досліджень на ОПТ [7, 13–16].

Видове багатство рослинних угруповань при рекреації, як правило, знижується [3, 5, 8], хоча при проміжних навантаженнях може підвищуватися [8]. Нелінійність залежності видового багатства від інтенсивності рекреаційних навантажень особливо проявляється поблизу стежок і доріг. При проміжних порушеннях – на узбіччях – число видів і різноманітність рослин можуть бути вищими, ніж у не порушених співтовариствах [6, 9, 10]. Проте за сильних порушень – власне на дорогах і стежках – багатство нижче, ніж у вихідних співтовариствах [2, 9, 11, 12]. Зазвичай зниження загального видового багатства рослинних угруповань під впливом рекреації відбу-

вається через зменшення числа автохтонних або рідкісних видів [4, 8, 12, 17]. Очікувано збільшується число синантропних [2, 4, 18, 19], рудеральних [11] та чужорідних [10, 16] видів в рекреаційно порушуваних спільнотах.

Найчастіше дослідження наслідків рекреації були одноразовими, виконаними як порівняння ділянок з різним рекреаційним навантаженням в один момент часу [2, 6, 8–10, 12, 18, 19]. Дизайн із повторним обстеженням тих самих рекреаційних ділянок зустрічається рідше [3, 5, 20]. Тим часом тільки таким способом можна оцінити динамічні характеристики – швидкість і ступінь оборотності рекреаційної трансформації рослинності.

Мета дослідження – оцінити динаміку стану рослинних угруповань охоронних природних територій на ділянках, схильних до рекреаційного впливу різної інтенсивності. Як робочі гіпотези перевірялись такі припущення: 1) таксономічне багатство і різноманітність рослинних угруповань на ділянках з інтенсивним рекреаційним впливом нижче, ніж на мало відвідуваних, при цьому на ділянках з інтенсивним рекреаційним впливом багатство синантропних видів вище, а індигенних – нижче, ніж мало відвідуваних; 2) під час тривалого рекреаційного впливу видове розмаїття і багатство індигенних видів продовжують знижуватися, а багатство і частка синантропних – збільшуватися. Таким чином, планувалося оцінити не тільки поточний стан співтовариств з різною відвідуваністю, але перш за все динаміку їх стану протягом 7 років рекреаційної експлуатації.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. В даній статті для оцінки динаміки стану лісових угруповань на ділянках, схильних до рекреаційного дії різної інтенсивності, перевірялось два припущення: 1) таксономічне багатство та різноманітність спільнот на ділянках з інтенсивним рекреаційним впливом нижче, а багатство синантропних видів – вище; 2) при тривалому рекреаційному впливі багатство і частка синантропних видів продовжують збільшуватися.

Новизна. На основі проведених власних досліджень вперше було встановлено, що рекреаційно використовувані спільноти, містять у середньому стільки ж видів, скільки і контрольні, але при інтенсивній рекреації багатство і частка синантропних видів вища, а індигенних – нижча. Встановлено трансформація видового складу рослинних угруповань у рекреаційно використовуваних резерватах не тільки на ділянках з інтенсивним рекреаційним впливом, а й на мало відвідуваних ділянках. Це новий емпіричний факт, що свідчить про можливість швидкої синантропізації лісової рослинності рекреаційно використовуваних природоохоронних територій загалом.

Методологічне або загальнонаукове значення. Оцінка змін рослинних угруповань ОПТ Одещини

сприяє формуванню знань щодо якісного та кількісного видового різноманіття краю, виявленню антропогенних чинників, які впливають на біорізноманіття Одеського регіону, дає змогу прийняти важливі рішення для покращення умов відновлення чи охорони уразливих (чутливих) видів флори та фауни.

Матеріали та методика досліджень. Райони. Дані зібрані в заказниках Одеської області: Петрівський, Шептереди, Березівський та Савранський ліс. Досліджені посадки не є корінними, вони піддаються рубкам і представляють етапи відновлювальних сукцесій. Рекреаційну діяльність на обстежених територіях розвинуто задовго до створення ОПТ. Однак у флористичному та фітоценотичному відношенні досліджені території трансформовані незначно, зберігаючи природоохоронне значення та рекреаційну привабливість. Поза рекреаційними ділянками ОПТ регулярні знахідки рослин, що охороняються [28]. Навантаження на їх природні комплекси, в основному рекреаційне, велике і постійно збільшується.

Дослідні ділянки та геоботанічні описи. У кожній ОПТ закладено по дві пов'язані дослідні ділянки (ПДД): одна розташована безпосередньо на інтенсивно відвідуваному туристичному маршруті і тому схильна до значного рекреаційного впливу; інша розташована осторонь маршрутів і мало відвідується – це контрольна, мало порушена чи умовно не порушена ПДД. У кожній ОПТ пари ПДД закладені в одних і тих же елементах рельєфу, в одних і тих же ґрунтових умовах, поблизу одна від одної – в межах одного лісорослинного виділу. Імовірно до початку інтенсивного рекреаційного використання мало відвідувані та інтенсивно відвідувані ділянки мали порівняно однакову рослинність. За класифікацією EUNIS обстежені ділянки ОПТ відносяться до мішаних лісів [21]. Назви рослин подані за [22].

Розмір ПДД – 20 × 20 м [23]. Обговорюються дані, отримані під час моніторингу у 2016–2019 та 2021–2023 рр. на 8 ПДД (48 геоботанічних описів). На трьох ОПТ спостереження розпочато 2016 р., на одній – 2017 р. Реєстрували видовий склад кожного ярусу, проектне покриття надземних органів рослин трав'яно-чагарникового ярусу (в %). Розраховували значення індексів Шеннона та Бергера-Паркера для трав'яно-чагарникового ярусу. Як характеристику видового багатства використовували щільність видів – кількість видів на 400 м². Аналізували групи видів: 1) за рівнем синантропності – індигенні та синантропні [24, 25]; 2) за ценотичною приуроченістю – лісові та нелісові (лугові, узлісся, бур'яни) [за: 26, 27]; 3) за природоохоронним статусом – охоронювані [за: 28]; 4) за походженням – аборигенні та чужорідні [за: 25]; 5) різних життєвих форм [за: 26, 27]. Терміни, що використовуються, взяті за [2, 29].

Для порівняння характеристик багатства та складу рослинних угруповань використовували підходи в рамках загальних (*General Linear Model – GLM*)

та змішаних (*Linear Mixed Models – LMM*) лінійних моделей. У *GLM* факторами були «інтенсивність відвідування» (дискретна змінна) – мало відвідувана (контрольна) ділянка або інтенсивно відвідувана (рекреаційна) ділянка; «рік спостереження» (континуальна змінна). У *LMM* додатково до фіксованих факторів «інтенсивність відвідування» та «рік спостереження» як випадковий ефект використовували назву ОПТ, де розміщувалися ПДД. Зв'язок між змінними характеризували коефіцієнтом кореляції Пірсона (r). При порівнянні змінних, виражених у частках, їх попередньо піддавали арксинус-перетворенню. Стандартизацію змінних для нівелювання різниці середніх значень характеристик спільнот на різних територіях проводили всередині оцінок, отриманих на кожній території, за формулою

$$x_{st} = (x - x_{avg}) / \sigma$$

де x і x_{st} – вихідне та стандартизоване значення ознаки;

x_{avg} та σ – середнє арифметичне значення та стандартне відхилення ознаки на кожній території.

Розрахунки виконані в пакетах JMP 1.0.1 (SAS Institute Inc., USA, 2012) та STATISTICA 12.6 (StatSoft Inc., USA, 2015). При усередненні значень через символ ± наведено стандартну помилку.

Викладення основного матеріалу. У заказниках Петрівський, Шептереди та Савранському лісі спільноти мало відвідуваних ПДД представлені: клен гостролистий (*Acer platanoides* L.), клен польовий (*A. campestre* L.), клен американський (*A. negundo* L.), тополя китайська (*Populus simonii* L.), тополя канадська (*P. x canadensis* Moench), робінія псевдоакація (*Robinia pseudoacacia* L.), бузок звичайний (*Syringa vulgaris* L.), липа звичайна (*Tilia cordata* Mill.), різнотравними; в заказнику Березівський – дубово-чагарниковим зелено-мішаним лісом. У їхньому трав'яно-чагарниковому ярусі зазвичай зустрічаються *Calamagrostis arundinacea*, *Rubus sax atilis*, *Fragaria vesca*. Співтовариства контрольних ПДД мають кілька добре виражених ярусів, домінанти на них були постійними весь період спостережень. На інтенсивно відвідуваних ПДД представлені синантропні спільноти, похідні від лісових, деревостан на них розріджений. У чагарниковому ярусі часто зустрічаються *Chamaecytisus ruthenicus*, *Rosa majalis*, *R. acicularis*, *Salix caprea*. Основу трав'янистого ярусу складають *Pimpinella saxifraga*, *Plantago major*, *P. media*, *Taraxacum officinale*, *Trifolium repens* та *Deschampsia cespitosa*.

Усього на ПДД зареєстровано 175 видів рослин, з них індигенні – 125, синантропні – 50; лісові – 32, нелісові – 143. На інтенсивно відвідуваних ПДД охоронювані види були відсутні, а на контрольних їх число варіювало від 0 до 3 видів на 400 м². Виявлено 7 видів з Червоної книги України [28]: *Quercus petraea*, *Anemone flavescens*, *Dactylorhiza fuchsii*, *Phellodendron amurense*, *Epipactis atrorubens*, *Lilium*

martagon, *Goodyera repens*. Чужорідні рослини на ПДД не зафіксовані.

Стан угруповань залежно від інтенсивності відвідувань. Не всі характеристики угруповань змінювалися у зв'язку з факторами, які аналізували як ймовірні причини мінливості рослинності (табл. 1). Більшість показників відрізнялися у зв'язку з інтенсивністю рекреаційного навантаження. Однозначний індикатор інтенсивного рекреаційного використання – зменшення покриття трав'яно-чагарникового ярусу. Загальне покриття трав'яно-чагарникового ярусу на мало відвідуваних площах варіювало від 50 до 80%, на ділянках з інтенсивною рекреацією – від 25 до 60%. Загальна кількість видів рослин на 400 м² на мало відвідуваних ПДД варіювала від 20 до 63, на інтенсивно відвідуваних – від 19 до 56. Кількість видів трав'яно-чагарникового ярусу варіювало на контрольних ПДД від 11 до 52, на рекреаційних – від 17 до 48. Таким чином, щільності видів у спільнотах загалом і трав'яно-чагарниковому ярусі залежно від інтенсивності рекреації не відрізнялися. Різноманітність трав'яно-чагарникового ярусу, охарактеризована індексом Шеннона, на контрольних ПДД у середньому була нижче (1,53–2,19), ніж за інтенсивної рекреації (1,57–3,11). Ступінь домінування, навпроти, був більшим на контрольних ПДД (0,25–0,45), ніж рекреаційних (0,14–0,42).

Склад видів на контрольних та рекреаційних ПДД відрізнялися. Число та частка індигенних видів при інтенсивній рекреації були нижчими, а синантропних вище. Число індигенних видів на 400 м² на контрольних ділянках варіювало від 20 до 61, на рекреаційних – від 10 до 40, число синантропних видів на мало відвідуваних ПДД варіювало 0 до 4, на рекреаційних – від 9 до 21. Залежно від інтенсивності відвідувань частка синантропних видів різнилася на порядок величин: 0–8 % – на мало відвідуваних ділянках та 25–61 % – на інтенсивно відвідуваних. Залежно від інтенсивності відвідувань очікувано змінювалося також співвідношення лісових та нелісових видів. За кількістю видів типово лісові рослини не переважали навіть на контрольних ПДД (8–18 видів на 400 м²), але при інтенсивній рекреації їх було значно менше (1–7 видів на 400 м²). Нелісні види показали протилежні закономірності розподілу, і при інтенсивній рекреації їх було більше: контрольні ПДД – 6–55 видів на 400 м², рекреаційні – 18–51.

Ценотичні перебудови, що відбуваються під впливом рекреаційного використання, видно за зміною середнього спектру життєвих форм: при рекреації в 2 рази менше частка фанерофітів (*Daphne mesereum*, *Lonicera xylostium*, *Tilia cordata* тощо) та хамефітів (*Ephedra*, *Thymus*, *Lavandula* тощо), тобто деревних та одерев'янілих рослин. На інтенсивно відвідуваних ПДД помітно збільшення на 40 % частки гемікриптофітів, стійких до витоптування та складаючих основу бур'янової фракції (*Plantago major*, *Potentilla anserina*, *Trifolium repens* тощо).

Симптоматично збільшення на рекреаційних площах частки терофітів -однорічників *Poa annua* та *Polygonum aviculare*, відсутніх на мало відвідуваних лісових ділянках.

Динаміка спільнот у часі. Для розуміння стійкості рослинності до рекреаційних впливів важливо ресструвати зміни співтовариств у ході прямих спостережень не вдаючись до просторово-часових аналогій. За 7 років змінилися лише характеристики участі синантропних видів, про що свідчить значний вплив фактору «рік опису» для їх числа та частки (див. табл. 1), тоді як середня кількість індигенних видів в описі не змінилася (рис. 1а). На рекреаційних ПДД кількість синантропних видів за 7 років збільшилася (рис. 1б): 2016 р. – 10–12 видів на 400 м², 2023 р. – 16–21.

При аналізі числа та частки синантропних видів у спільнотах загалом встановлена суттєва взаємодія між факторами «інтенсивність відвідування» та «рік» (див. табл. 1). Це свідчить про різний прояв процесу синантропізації на слабо та інтенсивно відвідуваних ПДД, що візуально виражено в різному куті нахилу прямих на рис. 2а.

Однак взаємодія між факторами «інтенсивність відвідування» та «рік» незначна для частки синантропних видів у трав'яно-чагарниковому ярусі. Це можна інтерпретувати так, що збільшення з часом рівня синантропізації трав'яно-чагарникового ярусу відбувалося не тільки на рекреаційних, але й на контрольних ділянках. Візуальний аналіз графіків на рис. 2б не дозволяє однозначно підтримати або відкинути це припущення. Тому було розраховано кореляцію між роком опису та стандартизованими значеннями частки синантропних видів у трав'яно-чагарниковому ярусі: для мало відвідуваних ПДД (залежність до стандартизації – штрихова лінія на рис. 2б) – $r = 0,47$ ($n = 25$; $P = 0,0170$), для інтенсивно відвідуваних (залежність до стандартизації – суцільна лінія на рис. 2б) – $r = 0,66$ ($n = 27$; $P = 0,0002$).

Аналогічний розрахунок для частки синантропних видів у спільнотах загалом дав близькі результати: для мало відвідуваних ПДД (залежність до стандартизації даних – штрихова лінія на рис. 2а) – $r = 0,43$ ($n = 25$; $P = 0,0303$), для інтенсивно відвідуваних (залежність до стандартизації даних – суцільна лінія на рис. 2а) – $r = 0,68$ ($n = 27$; $P = 0,0001$). Отже, суттєва взаємодія між факторами «інтенсивність відвідування» і «рік» в цілому вказує на різні швидкості збільшення частки синантропних видів на мало та інтенсивно відвідуваних площах, але не означає відсутності тимчасової динаміки ознаки на контрольних ПДД.

Таким чином, зростання частки синантропних видів за 7 років статистично підтверджено не тільки в окремому аналізі трав'яно-чагарникового ярусу, а й у спільнот загалом, і як для інтенсивно відвідуваних, так і для мало відвідуваних ділянок.

Особливості стану угруповань різних територій. У табл. 1 наведено оцінки якості пояснень

Середні значення характеристик спільнот та значущість (*P*) впливу на них факторів «інтенсивність відвідувань» та «рік опису»

Характеристики спільнот	Середнє значення на ділянках		Результати <i>LMM</i> та <i>GLM</i>				
			<i>LMM</i>			<i>GLM</i>	
	мало відвідуваних	інтенсивно відвідуваних	фактори			R^2_{adj}	R^2_{adj}
інтенсивність відвідування			рік опису	інтенсивність відвідування x рік опису			
Угрупування в цілому							
Кількість видів на 400 м ² :							
всіх	44,7±2,7	40,3±2,1	0,1862	0,2845	0,6276	0,24	0,05
за ступенем синантропності:							
індигенних	42,9 ± 2,5	25,7 ± 1,8	<0,0001	0,9950	0,7570	0,50	0,35
синантропних	1,8±0,3	14,6±0,7	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,96	0,93
за цинотичною приуроченістю:							
лісові	14,0 ± 0,6	3,6 ± 0,4	<0,0001	0,5906	0,8951	0,93	0,80
нелісові	30,7±2,9	36,7±1,8	0,0482	0,2303	0,6454	0,29	0,08
за природоохоронним статусом:							
охоронюваних	1,7 ± 0,2	0	<0,0001	0,1114	0,2103	0,74	0,59
Частка синантропних видів	0,03± 0,01	0,38± 0,02	<0,0001	0,0004	0,0042	0,94	0,87
Частка нелісових видів	0,64± 0,03	0,92± 0,01	<0,0001	0,3260	0,8173	0,90	0,61
Частка видів різних життєвих форм:							
фанерофіти	0,24±0,03	0,11±0,01	<0,0001	0,2747	0,4538	0,67	0,36
хамефіти	0,07±0,01	0,04±0,002	<0,0001	0,4209	0,8619	0,77	0,36
гемикриптофіти	0,54±0,03	0,76±0,01	<0,0001	0,1507	0,2594	0,76	0,50
геофіти	0,11±0,01	0,04±0,003	<0,0001	0,2021	0,7347	0,90	0,73
терофіти	0,004±0,002	0,05±0,01	<0,0001	0,0512	0,3592	0,92	0,61
Трав'яно-чагарниковий ярус							
Число видів на 400 м ²	35,5±2,8	35,7±1,8	0,8826	0,2392	0,5689	0,19	0,02
Проекційне покриття, %	35,5±2,8	35,5±2,8	<0,0001	0,9398	0,5883	0,77	0,68
Індекс Шеннона	1,90±0,04	2,42±0,09	<0,0001	0,5587	0,8968	0,45	0,32
Індекс Бергера-Паркера	0,34±0,01	0,26±0,02	<0,0001	0,2675	0,6134	0,45	0,16
Частка синантропних видів	0,04±0,01	0,41±0,02	<0,0001	0,0001	0,0843	0,93	0,87

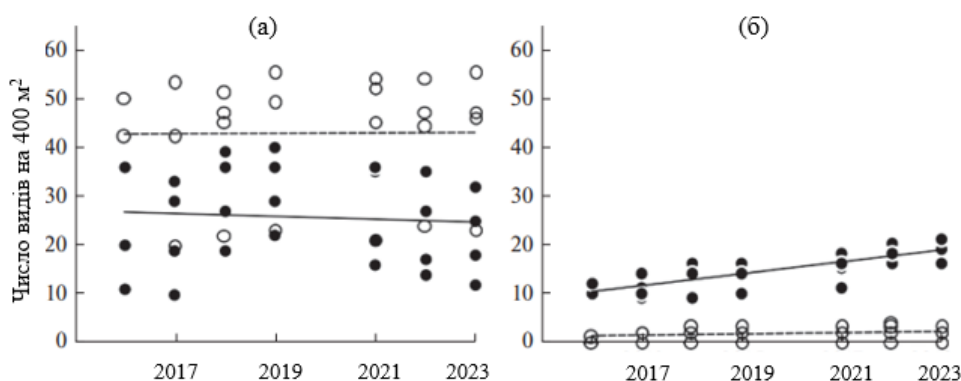


Рис. 1. Число індигенних (а) та синантропних (б) видів на 400 м² у 2016–2023 рр.: на інтенсивно (● – суцільна лінія) і мало (○ – штрихова лінія) відвідуваних ділянках

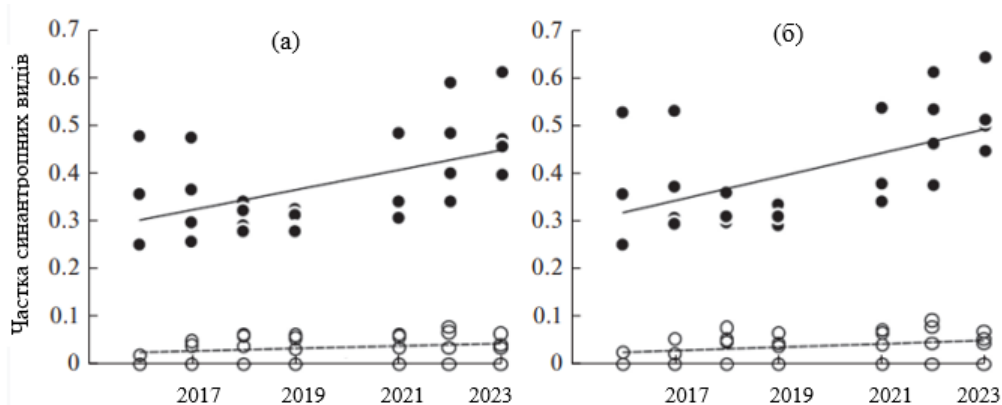


Рис. 2. Частка синантропних видів від загального числа видів у співтоваристві в цілому (а) та у трав'яно-чагарниковому ярусі (б) в 2016–2023 рр.: на інтенсивно (● – суцільна лінія) і мало (○ – штрихова лінія) відвідуваних ділянках

(R^2_{adj}) характеристик стану спільнот за допомогою двох підходів – *LMM* та *GLM*. Підхід з використанням *LMM* враховує три джерела мінливості: ефекти, пов'язані з рекреаційними порушеннями; мінливість показників у часі; мінливість між різними територіями. Підхід з використанням *GLM* враховує два перші джерела мінливості.

Зіставляючи значення, отримані в *LMM* та *GLM*, можна приблизно уявити, як сильно характеристики рослинних угруповань залежать від особливостей різних територій. Щодо більшості характеристик внесок мінливості між різними територіями не є вирішальним. Для числа індигенних, синантропних та охоронюваних видів у спільнотах загалом, для часток синантропних видів, а також для проекційного покриття та різноманітності трав'яно-чагарникового ярусу частка мінливості, пов'язана з відмінностями між різними територіями, не перевищує 1/3 загальної мінливості. Отже, ефекти, пов'язані зі ступенем рекреаційної порушеності або тимчасовою мінливістю цих ознак, мало залежать від географічних та ситуаційних особливостей різних територій.

Робочі гіпотези та отримані результати характеризують особливості фітоценозів, що формуються у різних масштабах часу. По-перше, зафіксовані особливості інтенсивно відвідуваних та мало відвідуваних спільнот, які інтерпретували як пов'язані з рекреаційним впливом. Ці особливості формувалися тривалий час, тобто задовго до початку юридичного оформлення ОПТ. По-друге, оцінено короткочасну динаміку співтовариств.

Перша гіпотеза, що стосується відмінностей між рекреаційними та контрольними ділянками, справедлива частково. Закономірно, що інтенсивне рекреаційне використання вплинуло на співвідношення рослин із різною антропоотолерантністю. Зміна співвідношення ценотичних груп видів та видів різних життєвих форм лише деталізує цю загальну закономірність, оскільки всі оцінки базуються на аналізі тих самих списків видів. Аналогічних результатів,

що свідчать про посилення позицій синантропних чи інших груп антропоотолерантних видів на ділянках охоронних територій, що інтенсивно відвідуються, багато [4, 8, 10–12, 16]. Тривожний наслідок рекреаційної експлуатації – зниження зустрічальності/розмаїття автохтонних і рідкісних і зникаючих рослин [4, 8, 12, 30]. Це встановлено і в нашому випадку: види, що охоронялися, були відсутні на інтенсивно відвідуваних ПДД.

Припускалося зниження таксономічного багатства та розмаїття спільнот при рекреаційних порушеннях. Однак це припущення не підтвердилося. В інтенсивно відвідуваних спільнотах було в середньому стільки ж видів, що й у контрольних; різноманітність трав'яно-чагарникового ярусу в умовах рекреації в середньому була вищою, ніж на контрольних ділянках, що, ймовірно, обумовлено змінною структури домінування. Тому незмінність таксономічного багатства при інтенсивній рекреації не є несподіваною. Наприклад, її можна пояснити тим, що досліджені спільноти перебувають не на останніх етапах деградації, коли зникнення індигенних лісових видів супроводжується збільшенням числа синантропних видів. В цілому під час перевірки першої гіпотези отримано прогнозовані результати. Фактично вони лише кількісно конкретизують відомі регіональні закономірності синантропізації рослинності ОПТ [30–34]. До того ж ці результати спираються на використання просторово-часової аналогії. Незважаючи на зусилля при доборі ПДД, неможливо з повною впевненістю вважати інтенсивно і мало відвідувані спільноти ідентичними за умовами та станом рослинності в минулому. Проте певна тривіальність результатів, які стосуються перевірки першої гіпотези, не марна; це дозволяє вважати обґрунтованим висновок про швидку синантропізацію територій ОПТ, отриману при перевірці другої гіпотези.

Результати, що стосуються гіпотези про короткочасну динаміку співтовариств під впливом

рекреаційної експлуатації дозволяють оцінити швидкість трансформації лісових угруповань. У рекреаційних спільнотах у середньому за рік з'являлося $1,20 \pm 1,18$ синантропних видів на 400 м^2 , внаслідок чого 3 з 4 спільнот на інтенсивно відвідуваних ділянках за 7 років перейшли до наступного класу ступеня синантропізації. Зроблені оцінки вказують також на помітні, в масштабі менше 10 років, зміни складу лісових угруповань за відсутності інтенсивного витоупування та катастрофічних впливів: швидкість трансформації спільнот у такому разі на порядок нижче – $0,12 \pm 0,11$ синантропних видів на 400 м^2 на рік. Однак необхідно відзначити, що особливості динаміки синантропізації на рекреаційних та контрольних ділянках кількісні, а не якісні. Тому друга робоча гіпотеза в основі справедлива – не встановлено змін за 7 років інших ознак, крім числа та частки синантропних видів. Очевидно, участь синантропних видів – це найбільш чутлива із використаних ознак стану рослинних угруповань. Швидкі, у масштабі небагатьох років, реакції рослин у зв'язку з рекреацією відносяться зазвичай до протилежного процесу – відновлення угруповань, ценофлор і флор після того, як їх почали охороняти. [30, 33]. Але закономірності та механізми трансфор-

мації спільнот при посилюваних і ослаблених навантаженнях, швидше за все, різні.

Головні висновки. Встановлено, що основний ефект рекреаційного впливу на рослинність ОПТ Одеської області при поточному рівні навантажень – зміна видового складу угруповань: α -різноманітність схильних до рекреації співтовариств не знижується, але відбувається заміщення типових видів синантропними.

Виявлено швидке, в масштабі декількох років, збільшення частки синантропних видів не тільки на інтенсивно відвідуваних ділянках ОПТ, а також поза ними. Це свідчить про те, що локальні рекреаційні дії (на маршрутах, оглядових майданчиках) супроводжуються трансформацією рослинних угруповань, безпосередньо не схильних до витоупування. Отже, трансформації піддаються території природних парків та заказників загалом.

Перспективи використання результатів дослідження. Отримані висновки та узагальнення щодо особливостей динаміки стану рослинних угруповань охоронних природних територій Одеської області можуть бути використанні для уточнення регламентів організації їх рекреаційної діяльності.

Література

- Jenkins M. Prospects for biodiversity. *Science*. 2003. V. 302. № 5648. P. 1175–1177. doi:10.1126/science.1088666
- Ларіонов М. С. Сучасні загрози рослинному покриву природного заповідника «Михайлівська цілина». Популяційна екологія рослин: сучасний стан, точки росту: матеріали 2 Міжнар. симпозіуму, м. Суми, 16 червня 2022. Суми, 2022. С. 72.
- Andres-Abellan M., Del Alamo J.B., Landete-Castillejos T. et al. Impacts of visitors on soil and vegetation of the recreational area «Nacimiento del Rio Mundo» (Cas tilla-La Mancha, Spain). *Environ. Monit. Assess.* 2005. V. 101. № 1–3. P. 55–67.
- Лукаш О. В. Синантропізація флори природно-заповідних територій Східного Полісся. *Заповідна справа в Україні*. 2008. № 14. С. 40–44.
- Ballantyne M., Pickering C.M., McDougall K.L. Sustained impacts of hiking trail on changing Windswept Feldmark vegetation in Australian Alps. *Aust. J. Bot.* 2014. V. 62. № 4. P. 263–275. doi:10.1071/BT14114
- Queiroz R.E., Ventura M.A., Silva L. Plant diversity in hiking trails crossing Natura 2000 areas in Azores: implications for tourism and nature conservation. *Biodiversity Conservation*. 2014. V. 23. № 6. P. 1347–1365. doi:10.1007/s10531-014-0669-7
- Bernard-Verdier J., Hulme P.E. Alien plants can be associated with a decrease in local and regional native richness even when at low abundance. *J. Ecol.* 2018. V. 107. № 3. P. 1343–1354. doi:10.1111/1365-2745.13124
- Pinna M.S., Vacchetta G., Cogoni D., Fenu G. Is vegetation an indicator for evaluating the impact of tourism on the conservation status of Mediterranean coastal dunes? *Sci. Total Environ.* 2019. V. 674. P. 255–263. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.120
- Мадані М.М. Вплив автотранспорту на трансформацію екосистем придорожніх зон. *Аграрні інновації*. 2023. № 17. С. 99–106. doi: 10.32848/agrar.innov.2023.17.13
- Лук'янчук Н.Г., Чмир Р.М. Вплив автомобільного транспорту на паркові фітоценози м. Львова. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2007. № 7. С. 71–74.
- Сплідитель А. Еколого-геохімічна оцінка ґрунтового-рослинного покриву урбанізованих ландшафтів (на прикладі м. Бровари). *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Серія: географія*. 2021. № 5(2). С. 179–196. doi:10.25128/2519-4577.21.2.21
- Мадані М. М. Оцінка антиоксидантного потенціалу рослин урбоекосистем в умовах антропогенного забруднення ґрунту. *Аграрні інновації*. 2022. № 11. С. 50–59. doi: 10.32848/agrar.innov.2022.11.7
- Мадані М.М. Вплив урбоекосистем на фітонцидну активність деревних рослин. *Аграрні інновації*. 2021. № 8. С. 56–60. doi:10.32848/agrar.innov.2021.8.8
- Мадані М.М. Урбанізовані рослинні угруповання з домінуванням інвазійного *Acer Negundo*. *Аграрні інновації*. 2022. № 14. С. 78–86. doi:10.32848/agrar.innov.2022.14.12
- Foxcroft L.C., Pysek P., Richardson D.M. et al. Plant invasion science in protected areas; progress and priorities. *Biol. Invasions*. 2017. V. 19. № 5. P. 1353–1378.
- Le C., Fukumori K., Hosaka T. et al. The distribution of an invasive species, *Clidemia hirta* along roads and trails in Endau Rompin National Park, Malaysia. *Trop. Conserv. Sci.* 2018. V. 11. P. 1–9. doi:10.1177/1940082917752818
- Ballantyne M., Pickering C.M. Tourism and recreation: a common threat to IUCN red-listed vascular plants in Europe. *Biodiversity Conservation*. 2013. V. 22. № 13–14. P. 3027–3044. doi:10.1007/s10531-013-0569-2

18. Дубина Д. В., Дзюба Т. П., Ємельянова С. М. Синантропізація ценофлор приморських геокомплексів України. *Український ботанічний журнал*. 2011. Т. 68. № 3. С. 352–365.
19. Мадані М.М. Внутрішньовидова мінливість металостійкості насіннєвого потомства *Taraxacum officinale* Wigg. S.L. *Аграрні інновації*. 2024. № 11. С. 105–111. <https://doi.org/10.32848/agra.innov.2024.23.15>
20. Козлюк Л. М. Стан та перспективи розвитку природно-заповідних територій Волині. *Природа Західного Полісся та прилеглих територій*. 2013. № 10. С. 63–68.
21. EUNIS – European Nature Information System : офіц. сайт. URL: <http://eunis.eea.europa.eu/habitats.jsp> (дата звернення: 10.05.2024).
22. The Plant List : офіц. сайт. URL: <https://wfp.plantlist.org/> (дата звернення: 10.05.2024).
23. Григора І.М., Соломаха В.А. Основи фітоценології : навч. посіб. Київ : Фітосоціоцентр, 2000. 240 с.
24. Соломаха В. А., Костильов О. В. Шеляг-Сосонко Ю. Р. Синантропна рослинність України. Київ : Наук. думка, 1992. 252 с.
25. Попова О. М. Роль природно-заповідного фонду Одеської області у збереженні судинних рослин Червоної Книги України. *Вісник Одеського національного університету. Біологія*. 2022. № 9(1). С. 81–87.
26. Аркушгіна Г.Ф., Попова О.М. Конспект флори судинних рослин м. Кіровограда. Кіровоград : Полімед-Сервіс, 2010. 232 с.
27. Андрієнко Т.Л., Перегрим М.М. Офіційні переліки регіонально рідкісних рослин адміністративних територій України : довід. вид. Київ : Альтерпрес, 2012. 148 с.
28. Червона книга України. Рослинний світ / за ред. Я.П. Дідуха. Київ : Глобалконсалтинг, 2009. 900 с.
29. Слюта А. М. Геоecологія : навч.-метод. посіб. Чернівці : Сівер-Друк, 2021. 144 с.
30. Солодкий В. Лісові та заповідні складові структурних елементів екомережі Чернівецької області. *Наукові праці Лісівничої академії наук України*. 2012. № 10. С. 177–182.
31. Ткач Є.Д., Шавріна В.І. Фіторізноманіття степового урочища Лиса гора – елемента регіональної екологічної мережі Одеської області. *ScienceRise. Biological science*. 2019. № 3. С. 32–37. doi: 10.15587/2519-8025.2019.180487
32. П'яткова А.В., Магденко Р.С. Фіторізноманіття території Балтського навчально-наукового стаціонару Одеського національного університету ім. І.І. Мечникова. *Вісник Одеського національного університету. Географічні та геологічні науки*. 2019. № 1 (34). С. 24–34. doi: 10.18524/2303-9914.2019.1(34).169710
33. Вакаренко Л.П., Дубина Д.В. Рослинність Тарутинського степу (Одеська область) та проблеми її охорони. *Чорноморський ботанічний журнал*. 2013. Т. 9. № 2. С. 283–291.
34. Дубина Д.В., Устименко П. М., Вакаренко Л. П. Раритетне фіторізноманіття екомережі степової зони України: представлення та аналіз. *Вісник Дніпропетровського державного аграрно-економічного університету*. 2014. № 1. С. 69–72.

ЗАГАЛЬНІ ПИТАННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

УДК 218.574

DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2024.eco.3-54.26>

ДО ПИТАННЯ ПРО МЕТОДИКУ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ

Волошин В.С., Бутенко Е.О.

Державний вищий навчальний заклад «Приазовський державний технічний університет»
пр. Дмитра Яворницького, 19, 49005, м. Дніпро
butenko_e_o@pstu.edu

Робота присвячена питанням аналізу та прогнозування ризиків у екологічних та порівнянних з ними системах. На основі критичного аналізу існуючих імовірно-статистичних методів аналізу ризиків запропоновано варіант оцінки ризиків за послідовністю подій, що супроводжують стан цієї системи. З посиланням на попередні роботи авторів, дана альтернативна інтерпретація терміну ризик, як відображення суб'єктивної очікуваності ризикоутворюючої події на межі невизначеності, спрямована на його певний стан. Як результат подальших наукових досліджень подійових ризиків для різних систем, пропонується розширити метод моделювання за допомогою нейронних мереж, що попередньо навчаються, NS зворотними зв'язками для уточнення одержуваних результатів аналізу. В даному випадку параметром оптимізації в моделі нейронної мережі вибирається енергетична функція конкретної події, мінімальне значення якої забезпечується в мережах із зворотними зв'язками не тільки за рахунок уточнення вагових коефіцієнтів на кожному етапі навчання, як це передбачалося в нейронних мережах прямого розповсюдження, а й на кожному етапі обчислення вихідної функції системи. Такий підхід до обраної методики аналізу існуючих ризиків дозволяє отримувати більш точні результати для систем з великою кількістю вхідних сигналів, у тому числі з урахуванням можливої невизначеності окремих з них, що значно розширює можливості застосування нейронних мереж у даній методиці. На прикладі вирішення завдання про ризики забруднення навколишнього середовища в результаті аварій при транспортуванні легкозаймистих рідин, яка мала вже раніше отримане рішення в роботах авторів, вдалося не лише порівняти дві методики, але конкретизувати та уточнити отриманий раніше результат, що підвищує його практичну значущість. Зокрема, отримані результати можливих ризикоутворюючих подій, пов'язаних з подібними транспортними операціями, повинні в першу чергу відноситися не тільки до іскроутворення в дорозі, але і до «скидання» накопиченого електростатичного потенціалу під час зливу легкозаймистої рідини за місцем призначення, що є джерелом локальної екологічної аварії.
Ключові слова: ризик, подія, локальна екосистема, нейронна мережа із зворотним зв'язком, енергетичний потенціал.

To the question of the method of environmental risk assessment. Voloshyn V., Butenko E.

The work is devoted to the analysis and forecasting of risks in environmental and comparable systems. Based on a critical analysis of existing probabilistic and statistical methods of risk analysis, a variant of risk assessment based on the sequence of events accompanying the state of a given system is proposed. With reference to the previous works of the authors, an alternative interpretation of the term risk is given, as a reflection of the subjective expectation of a risk-forming event on the border of uncertainty, towards its certain state. As a result of further scientific research into event risks for a wide variety of systems, it is proposed to expand the modeling method using pre-trained NS neural networks with feedback to refine the analysis results obtained. In this case, the optimization parameter in the neural network model is the energy function of a specific event, the minimum value of which is ensured in networks with feedback not only by refining the weighting coefficients at each stage of training, as was provided for in feedforward neural networks, but also at each stage calculation of the system output function. This approach to the chosen methodology for analyzing existing risks allows us to obtain more accurate results for systems with a large number of input signals, including taking into account the possible uncertainty of individual signals, which significantly expands the possibilities of using neural networks in this technique. Using the example of solving the problem of the risks of environmental pollution as a result of accidents during the transportation of flammable liquids, which had a previously obtained solution in the authors' works, it was possible not only to compare the two methods, but to specify and clarify the previously obtained result, which increases its practical significance. In particular, the obtained results of possible risk-generating events associated with such transport operations should primarily relate not only to sparking on the road, but to the "dumping" of the accumulated electrostatic potential during the discharge of a flammable liquid to its destination, which is the source of a local environmental accident. *Key words:* A risk, an event, a local ecosystem, neurons decrease due to the gateway, energy potential.

Постановка проблеми та актуальність дослідження. При аналізі ризиків у різних галузях людської діяльності все частіше доводиться стикатися з ситуаціями, коли аналітики віддають перевагу

іншим методам аналізу, відмінним від відомих імовірно-статистичних або експертних методів. Вихідним меседжем тут є і те, що імовірно-статистичні методи оцінки екологічних ризиків остан-

нім часом піддаються критичному аналізу через свій постфактумний характер, пов'язаний з опорою на статистику минулого часу.

Тобто такий показник може відбуватися тільки у тому випадку, якщо накопичено деякий множинний результат подібних результатів за деякий проміжок часу в минулому і потім переноситься на наступний час.

Подібні методи носять апріорно-стохастичний характер і, як правило, не сприяють можливостям прогнозування або попередження аварій, що дуже актуально для сучасних екологічних систем.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Будь-який вид людської діяльності легко уявити у вигляді ланцюжка послідовних у часі подій, у основі яких є прийняття рішення, що й призводить до конкретної події, зокрема, до подій, що пов'язана з ризиком. Події, що супроводжують все життя людину, мають особливість повторюватися, бути прогнозованими виходячи із зовнішніх передумов та станів. Звернемо увагу на поняття подієвих ризиків, в основі яких лежить саме послідовність подій, частину з яких можна розглядати як ризикоутворюючі, що змінюються у часі від майбутнього до сьогодення [1].

На відміну від ймовірнісної оцінки ризику як відношення числа несприятливих результатів, які пов'язані з впливом на людину конкретних небезпечних чи шкідливих факторів до їх потенційно можливої кількості, подійний ризик у кількісних показниках та в рамках теперішнього часу простіше оцінювати однозначно за шкалою «так-ні» або «1; 0», розуміючи під «1» існування факту ризикоутворюючої події та під «0» відсутність умов такої події [1]. Така інтерпретація ризику можлива, якщо ризикоутворюючі події розглядати у тимчасовій проекції: від передбачуваних подій із прогнозованого майбутнього до миттєвої події.

Згідно з нашими уявленнями, у спрощеному варіанті, ризик – альтернативне відображення суб'єктивної очікуваності ризикоутворюючої події на межі невизначеності у напрямку його певного стану [1]. При цьому ризик події як енергетично залежної

дії певною мірою не може не підкорятися законам термодинаміки, в основі яких лежить зміна ентропії самої події. [2].

Виділення невирішених раніше частин актуальної проблеми, якій присвячується стаття. Виникає питання, яким чином методично може бути оцінений об'єктивний ризик події, наслідком якої може бути чи може не відбутися ризикоутворювальна подія та подальша аварія? Події мають звичайність до повторення, але за інших умов та інших варіаціях. Людина може абстрактно припускати у майбутній перспективі собі результати деяких подій, за аналогією з тим, якими вони були раніше, або з власного досвіду, або вони існували у свідомості, як знання, отримані іншим шляхом (усним способом, книгами, іншими джерелами інформації). Мозок людини оцінює ризик настання небезпечної події у межах своєї емпіричної логіки, і ця оцінка для людини завжди була найбільш авторитетною, порівняно з будь-якими іншими. Тому вдалим може стати спосіб оцінки подієвого ризику в бінарних відображеннях, аналогічний або наближений до людського мозку. Одним з таких методів є застосування навчаючих нейронних мереж, в якості локалізації ризиків, що виходять із системи протікаючих або прогнозованих подій. В основі такої методики лежить модель перцептронів [2], представлена на рис. 1.

З досвіду видно, що розвинений механізм управління нейронними мережами дає великі можливості для аналізу подій у рамках передбачуваних [3–5]. В якості ілюстрації розглянемо аналіз ризиків, пов'язаних з роботою з транспортних перевезень особливо небезпечних та легкозаймистих вантажів. Аварійні ризики в даному випадку пов'язані з небезпеками забруднення великих територій та потрапляння людей під газові хмари, що містять токсичні та канцерогенні речовини.

Умова задачі. Транспортування бензину в зимовий час автошляхами України. Тип бензовозу SF3340.4S_12. Об'єм палива, що перевозиться 40 м³. Час в дорозі $t_n \div t_0 = 12$ годин. Потрібно створити

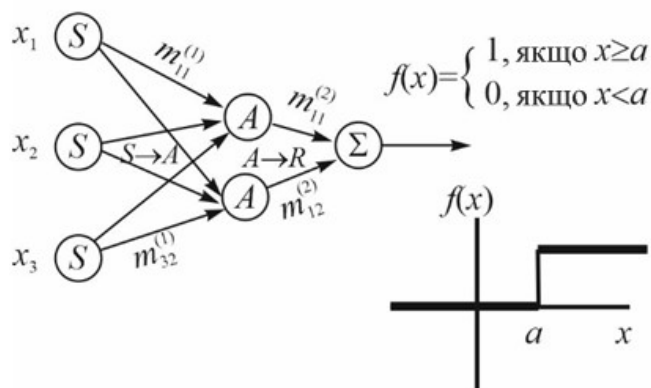


Рис. 1. Загальна схема моделі перцептронів та її функціонування для умови граничної функції активації.

прогностичну модель аварійних ситуацій даної системи.

Подібне завдання було вирішено методом нейронних мереж (NS) прямого поширення (*Feed forward neural networks*, FFNN) з програмами навчання *back propagation* [6]. Результатом застосування такої методики стали висновки про те, що небезпека виникнення аварійної події пов'язана з накопиченням статичної електрики, особливо при високих температурах повітря (більш 300 градусів Кельвіна) та при тривалих перевезеннях (більш ніж 12,5 годин).

Перелік вихідних параметрів та відповідні їм вхідні сигнали в даній задачі в обраній моделі NS представлені у таблиці 1.

Слід враховувати, що екосистеми, в яких бере участь людина, є дуже чутливими до зовнішніх впливів, причому зовнішні фактори, як правило, взаємопов'язані і реакція системи на них завжди неоднозначна. Це є причиною того, що моделі нейронних мереж прямого поширення стосовно ризикотворчих подій далеко не завжди можуть призводити до точного результату.

Новизна. У розвиток нейромережевої моделі аналізу подієвих ризиків з метою уточнення результатів аналізу ризикоутворювальних подій з великою кількістю вхідних сигналів, запропоновано використовувати можливості рекурентних NS зі зворотними зв'язками.

Виклад основного матеріалу. Транзитне вихідне збудження в такому перцептроні повертається назад до вхідного патерну і нейрон знову повторює свою функцію (рис. 2), уточнюючи вихідний сигнал відповідно до змін вагових коефіцієнтів у процесі *back*

propagation. Уточнення вагових функцій здійснюється за енергетичною складовою вагового коефіцієнта m_{ij} кожного вхідного сигналу мережі.

Зворотні зв'язки, у відповідності до теорії управління можуть ставати нестійкими, якщо вони позитивні, або прагнуть привести систему до стабільності, якщо вони негативні. Подібні NS відносяться до класу нейродинамічних, вони досить умовні, вимагають більш ретельного підбору інформації про патерну і додаткової інформації про сусідні приховані нейронні шари. Для нас мережі зі зворотними зв'язками важливі тим, що вони уточнюють і в них може бути тимчасова складова, актуальна для подійних ризиків. У модель вводиться можливість запам'ятовування попереднього стану нейрона як тимчасову складову, тим самим уточнюючи результат аналізу. У кожний момент часу t_1 стан нейрона порівняний у межах лише однієї ітерації. Наступний момент часу $t_2 = t_1 + \Delta t_j$ -й нейрон може змінити стан свого порушення залежно від порогового рівня h_j його вхідних сигналів, таким чином, щоб дотримувався індивідуальний поріг порушення цього j -го нейрона за i -м вхідним сигналом, тобто

$$\begin{cases} x_i(t + \Delta t) = -1, \text{ якщо } h_j(t) < T_i \\ x_i(t + \Delta t) = +1, \text{ якщо } h_j(t) > T_i \\ x_i(t + \Delta t) = x_i(t), \text{ якщо } h_j(t) = T_i \end{cases} \quad (1)$$

T_i – повний інтервал часу роботи нейрона за i -м входом у системі зворотного зв'язку; h_j пороговий рівень вхідних сигналів визначається, як $h_j = \sum_{i \neq j} (m_{ij} \cdot x_i)$. У цьому випадку величина h_j є залежною.

NS зі зворотними зв'язками можуть представляти інтерес як спосіб стабілізації роботи моделі нейро-

Таблиця 1

Систематизація факторів, що впливають на ризикоутворення при автотранспортуванні легкозаймистих рідин [6]

№№ з/п	Порядковий номер сигналу i	Найменування Предикату	Вхідний сигнал, x_i
<i>1. Внутрішні фактори системи</i>			
1	1.1	«співвідношення зовнішньої температури та температури спалаху жидкості»	x_{11}
2	1.2	«температура нагріву автоцистерни»	x_{12}
3	1.3	«ступінь наповнення автоцистерни»	x_{13}
4	1.4	«іскроутворення в дорозі»	x_{14}
5	1.5	«статична електрика, що накопичується в автоцистернах при розгойдуванні рідини»	x_{15}
6	1.6	«вібрація, трясіння в технічній системі»	x_{16}
7	1.7	«несправність автоцистерни, її арматури та запірного обладнання»	x_{17}
<i>2. Зовнішні чинники системи</i>			
8	2.1	«стан автомагістралей»	x_{21}
9	2.2	«зовнішні механічні удари, деформація тіла цистерни»	x_{22}
10	2.3	«кліматичні фактори»	x_{23}
11	2.4	«фактори зовнішнього впливу»	x_{24}
<i>3. Поєднання зазначених та інших факторів</i>			

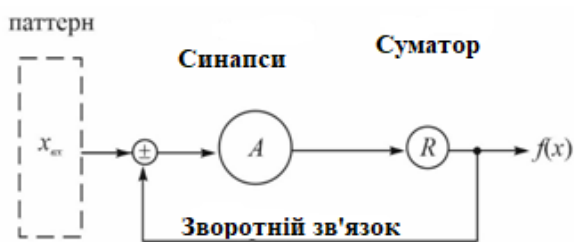


Рис. 2. Спрощена модель нейронних мереж із зворотними зв'язками (прототип рекурентної мережі)

нів під час аналізу екологічних ризиків, наприклад, з метою уточнення величин вагових коефіцієнтів m_{ij} та отримання більш точного результату під час прогнозування результуючих образів $f(x, C_1, C_2)$. У NS цей процес називається навчанням. Енергетична структура вхідних сигналів мережі $E(x)$ є функцією її стану і може бути представлена як енергетична функція NS або енергія активації нейрона [7–9].

Можливості вагових коефіцієнтів, що відносяться до зворотного зв'язку в моделі NS неоднакові. Чим більша частка енергії активації відноситься до конкретного вагового коефіцієнта зворотного зв'язку m_{ij} , тим важливіший цей зв'язок, тим сильніше він впливає на процеси управління вихідним сигналом $y = f(x_{ij})$ нейронної моделі, тим вище граничний рівень збудження її вхідного сигналу. Безумовною відповіддю служить залежність вихідного сигналу моделі від рівня такого збудження у співвідношенні з його порогом $y = f[x_{ij}, h(x_i)]$. У загальному випадку, енергія активації зворотних зв'язків може бути порівнянна у пропорції із співвідношенням вагових коефіцієнтів цих зворотних зв'язків. Їхнє смислове значення значно глибше і складніше.

Геометрична інтерпретація енергетичної функції нейромережі в координатах бінарного відображення подійових ризиків показана на прикладі двох нейронів. (рис. 3а). Якщо нейронів буде більше, то збільшиться складність прочитання, хоча зміст залишиться тим самим. У системі бінарних координат (0;0), (0;1), (1;0), (1;1) стрілками зазначені основні напрями траєкторії зміни енергетичного потенціалу на будь-якому етапі бінарного стану системи у вибраних координатах. Еквіпотенційні лінії на малюнку відбивають об'єднані енергетичні стани системи з однаковими потенціалами. При русі траєкторії у бік нейрона з виходом R_i з кожним кроком ітерації енергетична функція по i -ому входу зменшується на величину Δe_{ij} . При цьому область на малюнку навколо нейрона належить до мінімального енергетичного потенціалу, так званої потенційної «ями», яка характеризує стан нейрона, що відповідає кінцевому результату аналізу образів. При прочитанні кожного кроку ітерації може зіткнутися зі стиском поля (показник стиснення – $0 \leq \alpha \leq 45^\circ$) (рис. 3б), у якому швидкість зниження енергетичного потен-

ціалу на кожному етапі ітерації істотно зростає. Але зменшується кількість кроків ітерації до досягнення кінцевого результату. Параметр α відображає швидкість зменшення енергетичної функції нейрона на кожному кроці ітерації, таким чином, що $tg \alpha = \frac{\Delta e_{ij}}{\Delta \tau}$. Чим більше α , тим самим система ближче до стану мінімуму енергетичної функції за мінімальної кількості кроків ітерації. І навпаки, якщо $\alpha \rightarrow 0$, це означає, що для забезпечення кінцевого результату для відповідного нейрона кількість кроків ітерації збільшується, а негативний градієнт активації енергії на кожному кроці буде невеликим. Таким чином параметр α характеризує потужність роботи мережі. Екологічний ризик щодо подій, що заявляються, стає більш точним у координатах (0; 1). При цьому змінюються координати нейронів. Вони уникають звичних станів, відзначених бінарними позначеннями, всередину області прочитання. Разом з ними в цю область переміщуються і енергетичні стани нейронів обраної конфігурації. За рахунок деформації координатної сітки змінюється філософія системи координат таким чином, щоб була можливість прочитання енергетики нейрона, навіть на шкоду її образній волатильності. Слід пам'ятати, що точка (1; 0) у координатній сітці « C_1, C_2 » у прочитанні є єдино правильною, тому що їй відповідають образи « C_1 » рівний одиниці, тобто «істина» та « C_2 » дорівнює нулю, тобто «брехня».

Найбільш простий і доступний алгоритм покаже, за яких значень вхідних сигналів функція активації нейронів буде локально мінімальною, тим самим приводячи мережу зі зворотними зв'язками до уточненого кінцевого результату (стану подієвого ризику) і включає наступне.

Припустимо, що ми маємо деяку функцію активації $\varphi(x) = \varphi(x_1, x_2, \dots, x_i, \dots, x_N)$, що складається з вхідних сигналів x_i . Принцип NS із зворотними зв'язками передбачає як у процесі навчання мережі, так і в процесі обчислення вихідного сигналу, мати справу з уточненими значеннями вихідної функції за умови дотримання умови мінімуму енергії в кожній ітерації для ризикотворчої події при наблизенні її до теперішнього часу. Послідовність нових точок, одержуваних внаслідок такої оптимізації та відповідальних умові локального енергетичного мінімуму, представимо у вигляді потрібної відповіді $\bar{x}_0, \bar{x}_1, \dots, \bar{x}_i, \bar{x}_{i+1}, \dots$. Принцип мінімізації енергетичної функції активації впливом на параметри вихідної функції моделі NS зі зворотним зв'язком включає:

- виявлення деякої абстрактної нової точки \bar{x}_{i+1} на основі попередньої \bar{x}_i за допомогою деякого обчислення, як би знижуючи цим штучну енергію активації;

- припущення деякого оператора Θ для отримання кінцевого результату – умови мінімізації енергії активації для нової точки, роблячи її в цьому випадку кінцевою \bar{x}^* ;

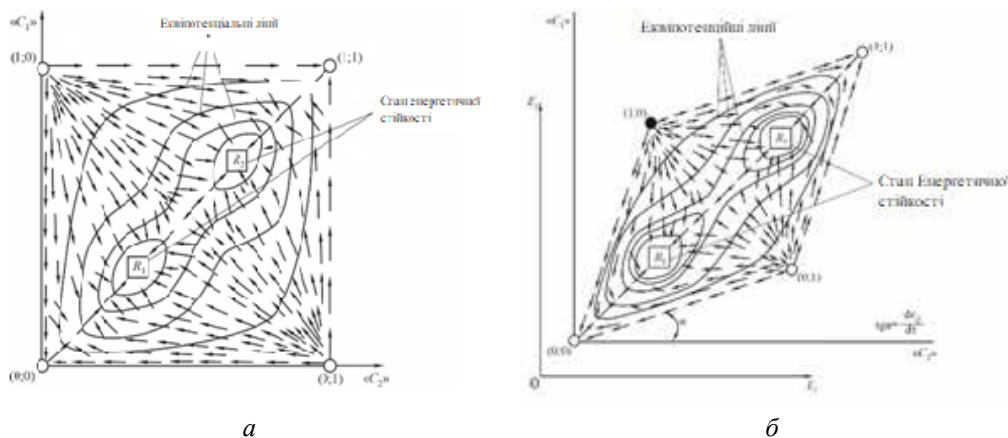


Рис. 3. Геометрична інтерпретація енергетичної функції E нейромережі, що складається з двох нейронів з виходами R_1 і R_2 (координати « C_1 , C_2 » відносяться до бінарного прочитання образів): а – траєкторії стандартного стиснутого поля; б – траєкторії напруженого енергетичного поля

– визначення умови, за якої цей кінцевий сигнал \bar{x}^* є наступним, необхідним для нас значенням з числа \bar{x}_{i+1} . Це здійснюється за допомогою ймовірності того, що це станеться наступним чином:

$$P(\bar{x}^* \rightarrow \bar{x}_{i+1}) \bar{x}_i = \begin{cases} 1, & \text{якщо } \varphi(\bar{x}^*) < \varphi(\bar{x}_i) \\ e^{-\frac{\varphi(\bar{x}^*) - \varphi(\bar{x}_i)}{E_i}} & \text{якщо } \varphi(\bar{x}^*) \geq \varphi(\bar{x}_i) \end{cases} \quad (2)$$

E_i – спадна енергія активації для нейрона в цілому. Вона спочатку велика, але при наступних ітераціях поступово зменшується для послідовно одержуваних нами точок \bar{x}^* . На підставі такого алгоритму працює, зокрема, статистична модель мережі Хопфілда. Спробуємо побудувати фрагмент нейромережі (рис. 4), який відображає стан системи, який передуватиме аварійному, наприклад запалення бензину та вибуху в лопозі під час транспортування (подійні образи « $C_1^{(1)}, C_2^{(1)}$ » для суматора сигналів R_1), або вибуху під час зливу бензину у стаціонарні ємності (подійні образи « $C_1^{(2)}, C_2^{(2)}$ » для суматора сигналів R_2). Складемо фрагментарну трисинапсну модель для вибору образів у незалежній формації. Згідно окремих моделей нейронів відбувається лише на етапі застосування позитивних та негативних зворотних зв'язків. В якості вихідної енергетичної складової прийемо для обох варіантів виходу системи $E^{R_1} = E^{R_2} = 0,9(9)$. Задані параметри для розрахунку наступні:

- мінімальна кількість заданих образів для кожного класу образів $N = 20$;
- задається поріг активації $h = 7,0$;
- параметр очікуваного результату $d = 7$;
- крок збіжності для алгоритму «back propagation» $\lambda = 0,2$;
- задана пошукова помилка мережі $\epsilon = 0,05$.

Послідовність розрахунку включає алгоритми та програми: лінійну *APRS (Asymmetrical Pattern Recognition Software)*, коригування вагових коефіцієнтів (навчання) *ASAWS (Automatic Selection and*

Adjustment of Weighting Coefficients), зворотних зв'язків *ASBU*, и *MLOps* на платформі *TensorFlow* [6, 7].

Загалом, у моделі зі зворотними зв'язками подія, образ якого «С», вважається таким, що відбулося, якщо в ньому беруть участь позитивні зв'язки, що впливають на посилення цього сигналу, тобто, вони впливають на досягнення кінцевого результату. І навпаки, якщо подія в образі «С» не відбувається, це означає, що в мережі існують вхідні сигнали, енергія яких завдяки негативним зворотним зв'язкам постійно згасає і вони не впливають на досягнення кінцевого результату. На практиці, події з негативним зворотним зв'язком повинні перешкоджати прояву подієвого ризику в системі, а події, що мають можливість до позитивних зворотних зв'язків, призводять до реалізації екологічного ризику для даної моделі. Така інтерпретація роботи *NS* із зворотними зв'язками має місце тому, що це динамічна система, і її стан змінюється з часом, у кожний момент якого вхідний сигнал змінюється або уточнюється в залежності від вихідного результату.

Наприклад, в системі лінійної моделі, для умов задачі, що вирішується тут, предикат 1.1 – «аварія відбудеться в результаті зміни температури зовнішнього повітря шляхом накопичення вибухонебезпечних парів усередині цистерни з рідиною» повинен обов'язково призвести до вибуху, якщо для цього не зміняться зовнішні умови в динаміці. Якщо застосувати до цієї схеми зворотний негативний зв'язок (рис. 4), виникає стабілізуючий механізм, що відноситься до нейрона, що відповідає за сигнал 1.1, і можна говорити про те, що задана зовнішня величина сигналу 1.1 буде зменшуватися. Це означає, що такий нейрон отримав збудження вхідного шару за допомогою дендриту, який має негативний синапсичний ваговий коефіцієнт (на рис. 4 позначено знаком «-»). Таку ознаку можна віднести до всіх частин патерну, які мають негативний зворотний зв'язок із вихідною функцією $f(x)$. Одночасно позитивний зво-

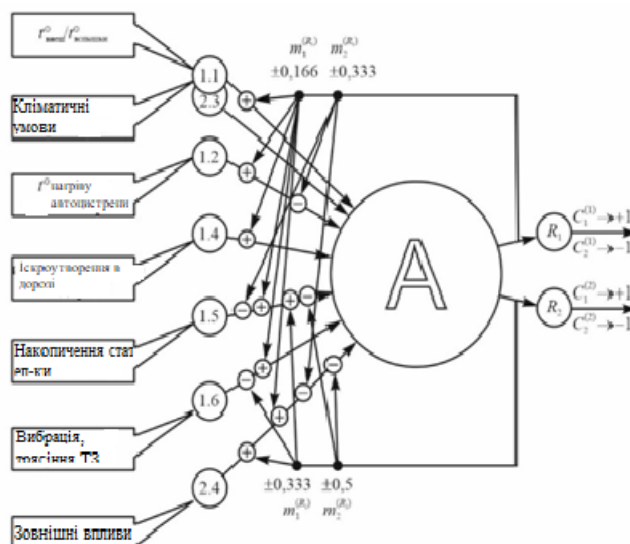


Рис. 4. Модель рекурентної NS із зворотними зв'язками для умов визначення ризику при автотранспортуванні легкозаймистої рідини. А – приховані синапсні шари моделі NS

ротний зв'язок, наприклад, у предикаті 1.5 – «накопичення статичної електрики при перевезенні легкозаймистої рідини» посилює збудження відповідного нейрона, відповідального за цей предикат.

Стрілки, що позначають зворотні зв'язки, відзначені своїми ваговими коефіцієнтами, які спочатку призначаються, а потім у результаті коригування, тобто «навчання» моделі, уточнюються. Наприклад, вибір вагових коефіцієнтів для результату R_1 обумовлен його впливом на сигнали $x_{11}, x_{12}, x_{14}, x_{15}, x_{16}, x_{24}$ з позитивними зворотними зв'язками і x_{73} – без зворотнього зв'язку, і визначається як $m_1^{(R_1)} = \pm 0,167$, а для результату R_2 – за допомогою впливу на сигнали x_{15} і x_{24} з позитивними зворотними зв'язками та x_{15}, x_{16} і x_{24} – негативним зворотним зв'язком розраховується як $m_1^{(R_2)} = \pm 0,333$ (табл. 2). На відміну від класичної схеми нейрона прямого поширення, в даному випадку зазначені шість і три події, відповідно, зазначені вище, не утворюють вичерпної їх множини. Тому ми не застосовуємо правила синхронної зміни достовірності одних параметрів за рахунок інших.

Прийmemo інтегральну функцію активації як

$$E := \frac{\sum_{i,j=1}^{N,2} m_{ij} e_{ij}}{\sum_{i=1}^N m_i} \quad (3)$$

такий, щоб кожне

$$e_{ij} := \text{if } e > h_i \text{ then if } E < 1, \text{ then } E \text{ else } 1 \text{ else } 0 .$$

e_{ij} – функція збудження нейронів по $i = 1, 1, N$ входам і по $j = 1, 1, 2$ виходам. Значення вагових коефіцієнтів нейронів вхідного шару у зазначеному ансамблі патерну прийmemo згідно з умовами нашого завдання (табл. 2). Рівні порогових значень збудження нейронів відповідно до умов вирішуваної задачі для вихідних нейроновогрубних в межах 10%, а для нейронів зі зворотними зв'язками, відповідно до даних (рис. 4).

Скористаємося відомими нам алгоритмами програм *SPRS* і *APRS* за належністю, з подальшим коригуванням вагових коефіцієнтів за програмами, подібними *ASAWC*, позначеним у роботі [8]. Зворотний зв'язок враховуватиметься підсумовуванням (відніманням) вагового коефіцієнта кожного аналізованого вхідного сигналу. Результати розрахунку вагових коефіцієнтів для зворотних зв'язків представлені в табл. 3 і табл. 4.

Найбільший вплив на спрацювання системи і по першому виходу, і по другому має вхідний сигнал x_{15} – «накопичення статичної електрики»: як по позитивному, так по негативному зворотному зв'язку. Наприклад, поставимо вихідною умовою

Таблиця 2

Значення вагових коефіцієнтів для патернів із зворотними зв'язками (див. рис. 4)

№	Найменування коефіцієнта	Ознаки впливу коефіцієнта (патерни)	Значення коефіцієнта
1	$m_1^{(R_1)}$	+1.1, +1.2, +1.4, -1.5, +1.6, +2.4	+0,167
2	$m_2^{(R_1)}$	-1.2, +1.5, -2.4	+0,333
3	$m_1^{(R_2)}$	+1.5, -1.6, +2.4	+0,333
4	$m_2^{(R_2)}$	-1.5, -2.4	+0,5

Таблиця 3

Результати розрахунку фрагментарної моделі трисинапсного нейрона із зворотними зв'язками по виходу R_1 для енергетичної складової вагових коефіцієнтів зворотних зв'язків у діапазоні $E = 0,04 \div 0,97$

№№ з/п	Вхід. сигнал	Цикли зворотнього зв'язку								R_1	
		I		II		III		IV			
		$m_1^{(R_1)}$	$m_2^{(R_1)}$	$m_1^{(R_1)}$	$m_2^{(R_1)}$	$m_1^{(R_1)}$	$m_2^{(R_1)}$	$m_1^{(R_1)}$	$m_2^{(R_1)}$	C_1^1	C_2^1
1	x_{11}	+0,5	-	+0,167	-	+0,167	-	+0,167	-	+1	-
2	x_{12}	+0,5	-0,5	+0,33	-0,5	+0,33	-0,5	+0,167	-0,33	+1	-1
3	x_{14}	+0,5	-	+0,33	-	+0,167	-	+0,167	-	-1	-
4	x_{15}	+0,5	-0,33	+0,167	-0,33	0,167	-0,33	+0,167	-0,33	+1	-1
5	x_{16}	+0,5	-	+0,33	-	+0,25	-	+0,167	-	-1	-
6	x_{23}	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-
7	x_{24}	+0,33	-0,33	+0,167	-0,33	+0,167	-0,33	+0,167	-0,33	+1	-1

Таблиця 4

Результати розрахунку фрагментарної моделі трисинапсного нейрона із зворотними зв'язками по виходу R_2 для енергетичної складової вагових коефіцієнтів зворотних зв'язків у діапазоні $E = 0,04 \div 0,97$

№№ з/п	Вхід. Сигнал	Цикли зворотнього зв'язку								R_2	
		I		II		III		IV			
		$m_1^{(R_2)}$	$m_2^{(R_2)}$	$m_1^{(R_2)}$	$m_2^{(R_2)}$	$m_1^{(R_2)}$	$m_2^{(R_2)}$	$m_1^{(R_2)}$	$m_2^{(R_2)}$	C_1^2	C_2^2
1	x_{11}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	x_{12}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	x_{14}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	x_{15}	+0,5	-0,5	+0,5	-0,33	+0,33	-0,5	+0,33	-0,33	+1	-1
5	x_{16}	-0,33	-	-0,33	-	-0,33	-	-0,33	-	+1	-
6	x_{23}	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	-
7	x_{24}	+0,5	+0,5	+0,5	+0,33	+0,33	+0,33	0,167	0,33	+1	-1

$m_1^{(R_1)} = m_1^{(R_2)} = m_2^{(R_2)} = \pm 0,5$. При цьому оцінку будь-якого ризику з двох можливих (див. рис. 4), зв'яжемо не тільки з цим сигналом, але і з іншим аналогічним впливом на систему – x_{24} – «зовнішній вплив на систему». Він є не цілком конкретним, але на думку нейронної мережі у такому виконанні – значущим. Привласним йому ту ж послідовність змінних вагових коефіцієнтів зворотного зв'язку також $m_1^{(R_1)} = m_2^{(R_1)} = \pm 0,333$, а значенням $m_1^{(R_2)} = m_2^{(R_2)} = 0,5$. При цьому поточні значення коефіцієнтів зворотного зв'язку для інших сигналів x_{11} , x_{12} , x_{14} , x_{16} і x_{23} приймемо рівними нулю ($m_1^{(R_1)} = m_2^{(R_1)} = m_1^{(R_2)} = m_2^{(R_2)} = 0$). Цим ми відкидаємо можливість впливу інших сигналів на картину поведінки нейронів із зворотними зв'язками. Така умовність дещо спотворюватиме результат, проте надасть можливість оцінити динаміку процесу.

Отже, розв'язання задачі для таких умов показує, що навіть за першого посилення на позитивний зворотний зв'язок за параметром x_{15} – «фактор накопичення електростатичних зарядів у системі перевезення легкозаймистої рідини» система видає готове

рішення по першому виходу R_1 у вигляді реального ризику за образом « $C_1^1 \cong +1$ » і далі позитивний зворотний зв'язок тільки посилює це призначення. При цьому ваговий коефіцієнт $m_1^{(R_1)} \rightarrow +0,167$, як і було заплановано. І на другому виході система показує готове рішення у вигляді « $C_2^2 \cong +1$ ». Це означає, що x_{15} реально призводить до аварійної ситуації як під час транспортування, і під час зливу рідини. І за декількох циклах зворотного зв'язку ситуація не змінюється.

За вхідним параметром x_{12} – «температура нагріву цистерни з бензином» модель з позитивним зворотним зв'язком показує позитивну реакцію за параметром «ризик», а саме « $C_1^1 \cong +1$ » тільки у вузькому діапазоні розміру коефіцієнта зворотного зв'язку $m_1^{(R_1)} \rightarrow 0,167$. Аналогічним чином система поведеться щодо параметра x_{11} – «відношення температури спалаху бензину до температури навколишнього повітря». У цьому випадку позитивний зворотний зв'язок дає результат при кінцевому значенні $m_1^{(R_1)} \cong 0,167$. Тільки в тому випадку, якщо автотранспорт перебуває в дорозі, цей параметр може «працювати».

Ситуація із параметром x_{24} – «зовнішні фактори, що впливають» не зовсім однозначна. Як показують розрахунки для нього існує область « $C_1^2 \cong +1$ », при якій ваговий коефіцієнт зворотного зв'язку знаходиться в межах $0 < m_2^{(R_1)} \leq 0.333$, що означає реальний ризик від такого фактора. Але при $0,333 < m_2^{(R_1)} < 0,5$ система відповідає лише на образ « $C_2^2 \cong -1$ », тобто, вона не реагує на небезпеку за цим вхідним сигналом, за умови існування негативного зворотного зв'язку. При цьому NS із зворотним зв'язком взагалі не реагує на параметр x_{23} – «зміна кліматичних умов при транспортуванні бензину».

Головні висновки. Використання моделі нейронної мережі із зворотними зв'язками дещо змінює картину уявлення про ризики у системах транспортування бензину. За будь-яких умов головну небезпеку становлять електростатичні заряди, що накопичуються при транспортуванні бензину при його перевезенні, які особливо виявляються під час зливу рідини за місцем призначення. Ситуація посилюється за наявності зовнішніх впливів, наприклад, механічних та ін. на сам бензовоз, у результаті чого ризик вибуху за деяких інших супроводжуючих умовах неминучий.

Література

1. Волошин В. С. Contemporary semantics and the sense of the term «risk». *Вісник Приазовського державного технічного університету. Сер. Технічні науки*. 2021. Вип. 43. С. 169–179.
2. Волошин В. С. Models of event risks from the point of view of system's entropy. *Вісник Приазовського державного технічного університету. Сер. Технічні науки*. 2021. Вип. 43. С. 153–160.
3. Волошин В. С., Кленін О. В. Специфіка оцінки ризиків в проект-менеджменті. *Вісник Приазовського державного технічного університету. Сер. Технічні науки зб. наук. праць*. 2023. Вип. 45. С. 88–97.
4. Волошин В.С., Бутенко Е. О. Нейронна мережева модель для оцінки ризиків подій. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: 2023 рік* : матеріали XIX міжнар. конф., 20 вер. 2023 р. Харків, 2023. С. 130–139.
5. Волошин В. С. Данилова Т. Г. Інструментарій для опису та управління подієвими ризиками. *Вісник Приазовського державного технічного університету. Сер.* 2023. Вип 45. С. 146–154.
6. Kosko B. Bi-directional associative memories: *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics*. 1987. Vol. 18, № 1. P. 49–60.
7. Kosko B. (1987b). Competitive adaptive bi-directional associative memories: In *Proceedings of the IEEE First International Conference on Neural Networks*. 1987. Vol. 2, P. 759–66.
8. Abadi M., Agarwal A., Barham P., Brevdo E. TensorFlow: Large-Scale Machine Learning on Heterogeneous Distributed Systems. Preliminary White Paper. 2015. URL: <https://static.googleusercontent.com/media/research.google.com/en//pubs/archive/45166.pdf>
9. Cohen M., Grossberg S. Absolute stability of global pattern formation and parallel memory storage by competitive neural networks: *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics*. 1983. P. 815–926.

ПИЛКУВАННЯ ДЕРЕВ РОДУ *BETULA* В АТМОСФЕРНОМУ ПОВІТРІ МІСТА ЗАПОРІЖЖЯ (П'ЯТИРІЧНИЙ МОНІТОРИНГ)

Гуліна О.С.

Запорізький національний університет
вул. Жуковського, 66, 69600, м. Запоріжжя
os904299@gmail.com

У статті проаналізовано особливості пилкування дерев роду *Betula* в місті Запоріжжя. У сучасному індустріальному світі алергічні захворювання посідають одне з перших місць серед масових хвороб у населення. Запоріжжя -промислове місто, та пилок берези є однією з найчастіших причин виникнення саме весняної алергії. Для покращення профілактики та зменшення ризиків виникнення полінозів необхідна розробка сучасних методів прогнозування підвищеного вмісту пилку в атмосфері. Не дивлячись на таку масовість випадків полінозів, прогнозування аероалергенної ситуації досі залишається не досконалим, але актуальним в Україні. Метою дослідження був аналіз особливостей пилкування та асиметрії розподілу пилку берези по днях палінації у повітрі міста Запоріжжя в період з 2017 по 2021 роки. Дослідження виконувались на кафедрі медичної біології, паразитології та генетики Запорізького державного медико-фармацевтичного університету. Відбір зразків проводили за допомогою 7-денного об'ємного пробовідбірника типу Хірста, волюметричним методом. Аналіз зразків, ідентифікація і підрахунок проводились під світловим мікроскопом. Результати спостережень обробляли за допомогою програми "STATISTICA". В дослідженні представлені особливості пилкування та сезонного розподілу пилку берези з 2017 по 2021 роки (початок, тривалість та кінець сезону, максимальне значення, загальна сезонна кількість спор, аналіз на нормальність розподілу пилку). Результати досліджень варіюють із року в рік. Це пов'язано з різними факторами, які впливають на пилкування дерев (які будуть вивчені в подальшому). Але за 5 років спостережень було накопичено матеріал, що дозволяє встановити деякі закономірності розподілу пилку берези в атмосферному повітрі м. Запоріжжя днями палінації. Результати, отримані в ході проведення досліджень, дозволять збільшити точність прогнозування аероалергенної ситуації та поліпшити профілактику полінозів, що викликаються пилом цієї рослини. Багаторічний моніторинг допоможе передбачити та спрогнозувати спалахи, що в свою чергу дає можливість починати профілактичні заходи для чутливого населення. *Ключові слова:* аеробіологія, пилок берези, аеробіологічний моніторинг, весняний поліноз.

Pollination of betula trees in the atmospheric air of the city of Zaporozhye (five-year monitoring). Hulina O.

The article analyzes the features of pollination of *Betula* trees in the city of Zaporizhzhia. In the modern industrial world, allergic diseases occupy one of the first places among mass diseases of the population. Zaporizhzhia is an industrial city, and birch pollen is one of the most frequent causes of spring allergies. In order to improve prevention and reduce the risks of pollinosis, it is necessary to develop modern methods of forecasting the increased content of pollen in the atmosphere. Despite such a large number of cases of hay fever, forecasting of the aeroallergenic situation still remains imperfect, but relevant in Ukraine. The purpose of the study was to analyze the features of pollination and the asymmetry of birch pollen distribution by days of pollination in the air of the city of Zaporizhzhia in the period from 2017 to 2021. Research was carried out at the department of medical biology, parasitology and genetics of the Zaporizhzhia State Medical and Pharmaceutical University. Sampling was carried out using a Hirst-type 7-day volumetric sampler, using the volumetric method. Sample analysis, identification and counting were performed under a light microscope. The results of the observations were processed using the "STATISTICA" program. The study presents the features of pollination and seasonal distribution of birch pollen from 2017 to 2021 (beginning, duration and end of the season, maximum value, total seasonal number of spores, analysis of the normality of pollen distribution). Research results vary from year to year. This is due to various factors that affect the pollination of trees (which will be studied later). But during 5 years of observations, material was accumulated that allows us to establish some regularities of the distribution of birch pollen in the atmospheric air of the city of Zaporizhzhia on days of pollination. The results obtained during the research will increase the accuracy of forecasting the aeroallergenic situation and improve the prevention of pollinosis caused by the pollen of this plant. Long-term monitoring will help predict and predict outbreaks, which in turn makes it possible to initiate preventive measures for susceptible populations. *Key words:* aerobiology, birch pollen, aerobiological monitoring, spring pollinosis.

Постановка проблеми. Пилок рослин – один з найважливіших алергенів, до якого чутливе населення різних країн (30%). На розвиток та прогресування полінозів впливають різні фактори. Не останню роль у прогресуванні розвитку алергічних реакцій на пилок анемофільних рослин відіграє забруднення атмосферного повітря різноманітними хімічними речовинами, промисловими викидами й аерозолями [1]. Метеорологічні фак-

тори та зміна клімату також здатні призводити до зміни фенологічних особливостей анемофільних рослин: початок цвітіння може наставати раніше очікуваних термінів, а сама палінація буде тривати значно довше. Такі зміни, у свою чергу, можуть призводити до зростання продукції пилку та збільшення його концентрації в повітрі [2, 3, 4, 5]. Багаторічний моніторинг допоможе передбачити та спрогнозувати спалахи, що в свою чергу дає

можливість починати профілактичні заходи для чутливого населення [4].

З метою покращення профілактики алергічних захворювань, що викликаються пилом анемофільних рослин, дуже важливо правильно прораховувати та передбачати періоди часу, коли спостерігається висока концентрація того чи іншого пилку в атмосферному повітрі. Особливо це стосується регіонів із розвинутою промисловістю, де рівень забруднення повітря шкідливими речовинами значно зростає. Ось чому розробка та використання різних методик для визначення термінів палінації та інформування населення є актуальним питанням як для країн Європи, так і для України [5, 6, 7]. Та, не дивлячись на таку масовість випадків полінозів, прогнозування аероалергенної ситуації досі залишається не досконалим. Для рішення цієї задачі, необхідно проводити дослідження різноманітних факторів, що здатні впливати на емісію пилку та його розповсюдження. Тільки з урахуванням цих чинників можна побудувати достовірний прогноз аероалергенної ситуації, що дозволить вчасно попередити населення [4].

Актуальність дослідження. Саме під час палінації анемофільних рослин спостерігається найбільша кількість продажу антигістамінних препаратів [8]. Актуальність дослідження полягає в тому, що останніми роками дедалі гостріше постає питання контролю факторів сезонної алергії та розробки низки профілактичних заходів, що дадуть змогу попередити населення через систему алергопрогнозів про ризик виникнення полінозу [9].

Береза – одна з тих рослин, що має найбільш високі показники сенсibiliзації в Україні [8]. Пилок берези є одним з найбільш поширених анемофільних алергенів навесні. Одна береза може виробляти до 5 мільйонів пилових зерен, які можуть розлітатися на сотні тисяч кілометрів. Пацієнти відчують алергічні симптоми при концентрації пилку берези – 80 пилових зерен в м³. А у пік сезону середньодобова концентрація може досягати декілька сотен зерен [1, 2]. Пилок берези може викликати не тільки симптоми полінозу, такі як нежить, чхання, сльозотеча, кашель, а й бути причиною так званої «харчової алергії», яка проявляється у вигляді орального алергічного синдрому. Механізм появи неадекватної імунної відповіді пов'язаний з тим, що ці речовини у своєму складі мають подібні набори амінокислот, на які організм може реагувати виробленням певних захисних антитіл. Якщо виявляється алергія на березу, перехресні продукти, небезпечні для людини в плані алергенності, – це морква, картопля, груші, черешні, вишні, лісові горіхи, картопля, соя, банан, апельсин, помідор, аніс, червоний перець, коріандр, селера, ківі. Що при вдиханні пилку цього, що при вживанні в їжу перерахованих плодів, можлива поява алергії [10].

Матеріали та методи дослідження. Для дослідження використовували дані аеробіологічного моні-

торингу. Моніторинг проводиться на кафедрі медичної біології, паразитології та генетики Запорізького державного медико-фармацевтичного університету. Концентрацію пилку берези визначали волюметричним методом. Цей метод найбільш розповсюджений для проведення аеробіологічного моніторингу у країнах Європи та світу.

Пилкоуловлювач знаходиться на даху третього корпусу Запорізького державного медичного університету на висоті 20 метрів. Його технічні характеристики повністю відповідають пиловій пастці Хірста. Відомий об'єм повітря проходить через прилад, що має барабан з липкою стрічкою. Швидкість потоку повітря складає 10 л/хв., барабан обертається зі швидкістю 2 мм/год. Повний оберт робить за сім днів, густина об'єктів на препараті – 21,4 л/мм². Прилад щорічно проходить метрологічну атестацію. Один раз у сім днів липку стрічку обережно знімають із барабану, та розрізають відповідно до діб спостереження. Липку стрічку, поділену на ділянки, розміщують на предметному склі (на кожному записана відповідна дата). Далі препарати фіксують та фарбують гліцерин-желатиновою сумішшю із додаванням фуксину [3, 6, 11, 12]. Отримані препарати вивчаються під світловим мікроскопом при збільшенні $\times 400$. Препарат поділяють на 12 поперечних проходів, інтервал між кожним 4 мм. Таким чином визначають концентрацію пилку у повітрі через кожні дві години [4, 9]. Для отримання статистично достовірних результатів проводять не менше, ніж 10–12% від площі всього препарату [3]. Результати спостережень обробляли за допомогою програми «STATISTICA».

Результати та обговорення. Відомо близько ста видів берези. На Запоріжжі зустрічається північний вид – береза поникла (*Betula pendula L.*). Вона розташована виключно в штучних посадках і парках. Ендемік Запоріжжя – береза дніпровська (*Betula borispheica Klok.*), вкрай рідкісний вид і навряд чи представлений в паліноспектрі. Береза продукує велику кількість пилку в період з кінця березня до середини травня. Пилок берези трьохпоровий, кулястий, 16–30 мкм. Екзина пилку тонка, але потовщена навколо пор та утворює невеликий онкус (рис. 1).

Описова статистика отриманих результатів моніторингу пилку роду *Betula* в атмосферному повітрі міста Запоріжжя з 2017 по 2021 наведена в таблиці 1. Мода – дата, в яку спостерігалася максимальна кількість пилку; пік – максимальна кількість пилку, яка уловлена за добу; 5-ий перцентиль – дата, коли було зафіксовано 5% від загальної кількості пилку (вважається початком палінації); 95-ий перцентиль – дата, коли було зафіксовано 95% від загальної кількості пилку (вважається кінцем палінації); термін палінації – дні між 5 та 95 перцентилем; сума – сума середньодобових показників кількості пилку берези в кубічному метрі атмосферного повітря за весь сезон

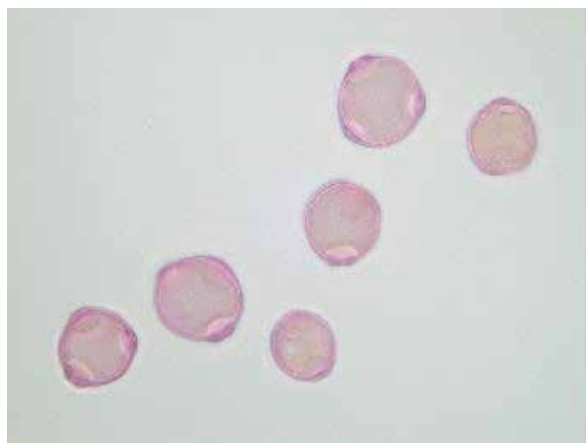


Рис. 1. Пилок берези

Таблиця 1

Зведена таблиця 2017–2021 роки

Характеристики/Роки	2017	2018	2019	2020	2021
5-й перцентиль	7 квітня	7 квітня	7 квітня	16 березня	19 квітня
95-й перцентиль	1 травня	17 травня	29 квітня	9 травня	10 травня
Термін палінації (кількість днів)	24	40	22	54	21
Сума	1326	2656	801	1959	1736
Пік	352	248	184	226	714
Мода	9 квітня	15 квітня	25 квітня	7 квітня	21 квітня
Усереднений день палінації	15 квітня	22 квітня	18 квітня	11 квітня	23 квітня
Стандартне відхилення	9,16656	12,42033	7,87262	13,22316	7,86264
Коефіцієнт асиметрії	1,124283	1,218106	-0,108660	0,114116	0,025043
Похибка асиметрії	0,067191	0,047503	0,086387	0,055300	0,058739
Коефіцієнт ексцесу	0,42641	0,89442	-1,45739	1,61891	10,32245
Похибка ексцесу	0,134282	0,094969	0,172561	0,110544	0,117411

спостережень. Аналіз на нормальність розподілу пилку проводили за допомогою тестів Колмогорова-Смірнова, Ліллієфорса та Шапіро-Уїлка.

В 2017 році палінація почалась не з середини березня, як зазвичай буває, а тільки з 7 квітня. Таке відхилення могли спричинити несприятливі екзогенні фактори, що впливають на старт палінації. Початок цвітіння припав на 7 квітня (5-й перцентиль), а кінець палінації було відмічено 1 травня (95-й перцентиль). Усередненим днем палінації стало 15 квітня. Дев'ятого квітня було зафіксовано максимальну кількість пилку цього виду у повітрі м. Запоріжжя – 352 зерна у кубометрі. Термін палінації склав 24 дні. Всього було визначено 1326 пилкових зерен берези. Стандартне відхилення становить 9,16656, коефіцієнт ексцесу – 0,42641±0,134282. Розподіл пилку має позитивну асиметрію 0,42641±0,134282. На рисунку 2 зображено середньодобову кількість пилку в повітрі міста Запоріжжя в 2017 році.

В 2018 році, як і в попередньому році, палінація почалась не з середини березня, а тільки з 7 квітня

(5-й перцентиль), кінець палінації було відмічено 17 червня (95 перцентиль). Усередненим днем палінації стало 22 квітня. 15-го квітня було зафіксовано максимальну кількість пилку цього виду у повітрі м. Запоріжжя – 248 зерен у кубометрі. Термін палінації склав 40 днів, що набагато більше, ніж в попередні роки. Всього було визначено 2656 пилкових зерен. Стандартне відхилення становить 12,42033, коефіцієнт ексцесу – 0,89442±0,094969. Розподіл пилку має позитивну асиметрію 1,218106±0,047503. На рисунку 3 зображено середньодобову кількість пилку в повітрі міста Запоріжжя в 2018 році.

В 2019 році палінація почалась також з 7 квітня (5-й перцентиль). Термін палінації склав 22 дні та завершився 29 квітня (95 перцентиль). Усередненим днем палінації стало 18 квітня. Найбільша кількість пилку у повітрі фіксувалась 9 квітня – 79 зерен та 12 квітня – теж 79 зерен, а максимальна кількість була визначена 25 квітня – 184 зерна. Всього було визначено значно меншу кількість пилкових зерен берези, ніж у попередні роки (801 зерна). Стандартне відхилення становить 7,87262, коефіцієнт ексцесу

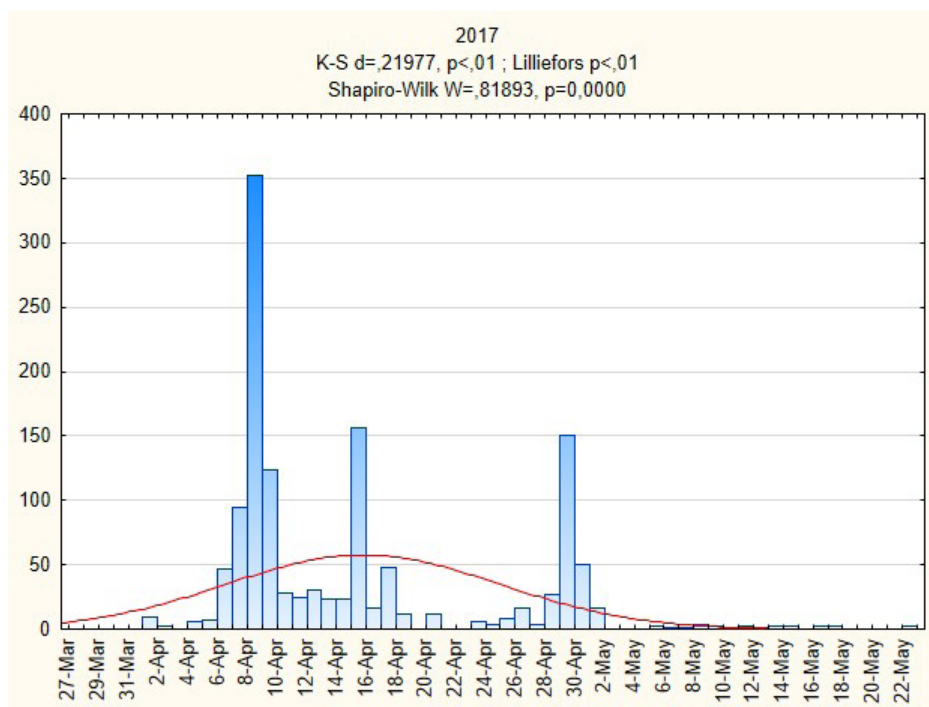


Рис. 2. Концентрація пилку берези в повітрі м. Запоріжжя (2017 рік)

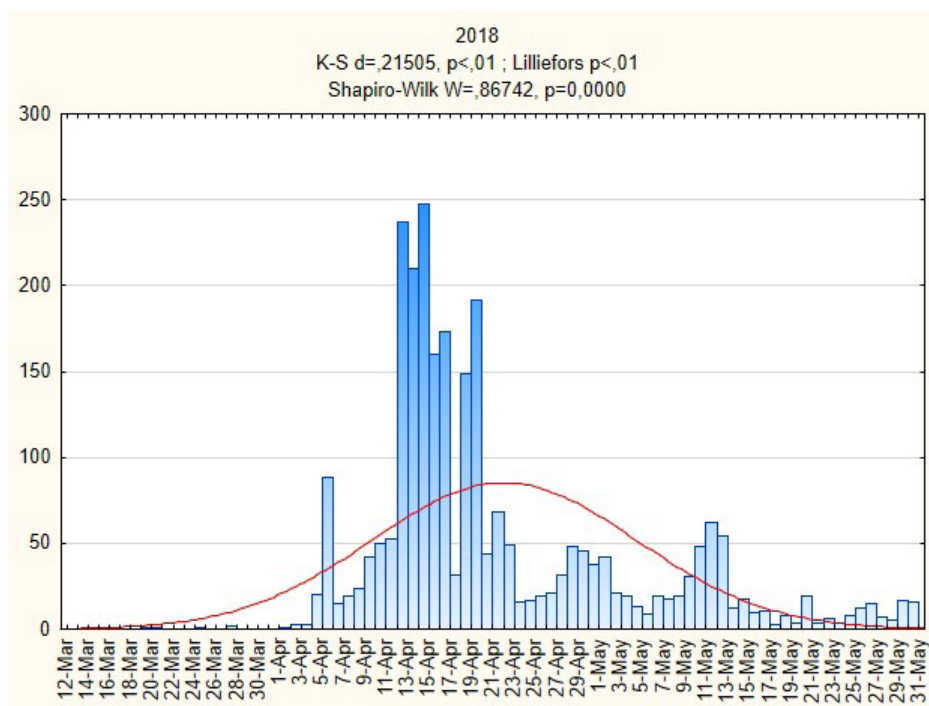


Рис. 3. Концентрація пилку берези в повітрі м. Запоріжжя (2018 рік)

-1,45739±0,172561. Розподіл пилку має негативну асиметрію -0,108660±0,086387. На рисунку 4 зображено середньодобову кількість пилку в повітрі міста Запоріжжя в 2019 році.

В 2020 році палинація почалась 16 березня (5-й перцентиль), а кінець палинації було відмічено 9 травня (95-й перцентиль). Усередненим днем палинації стало 11 квітня. 7-го квітня було зафіксовано

максимальну кількість пилку берези – 225 зерен у кубометрі. Термін палинації склав 54 дні. Всього було визначено 1959 пилкових зерен берези. Стандартне відхилення становить 0,298757, коефіцієнт ексцесу – 1,61891±0,110544. Розподіл пилку має позитивну асиметрію 0,114116±0,055300. На рисунку 5 зображено середньодобову кількість пилку в повітрі міста Запоріжжя в 2020 році.

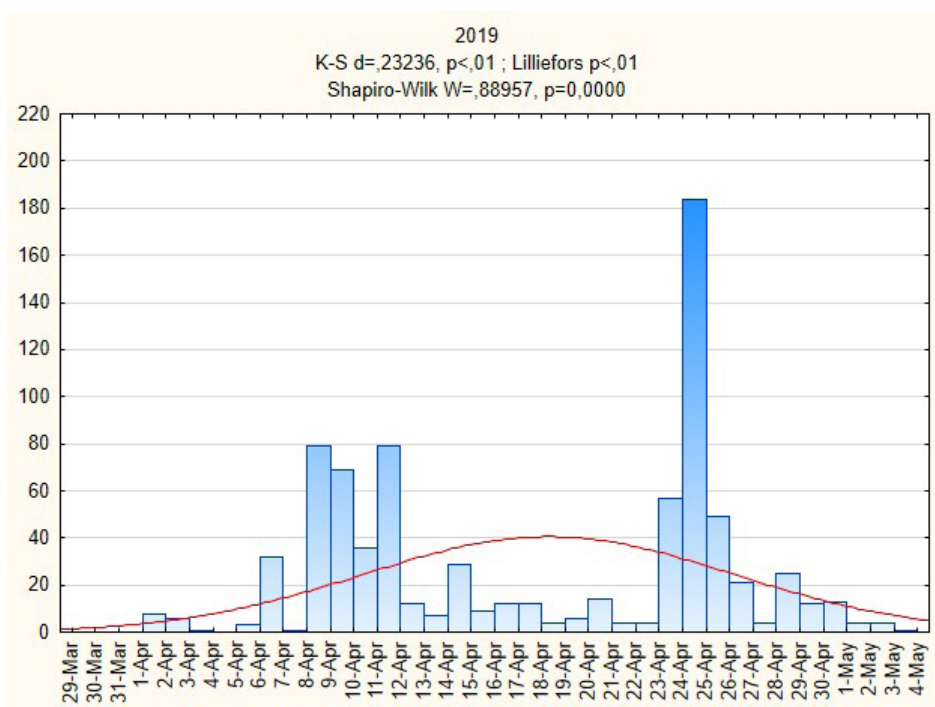


Рис. 4. Концентрація пилку берези в повітрі м. Запоріжжя (2019 рік)

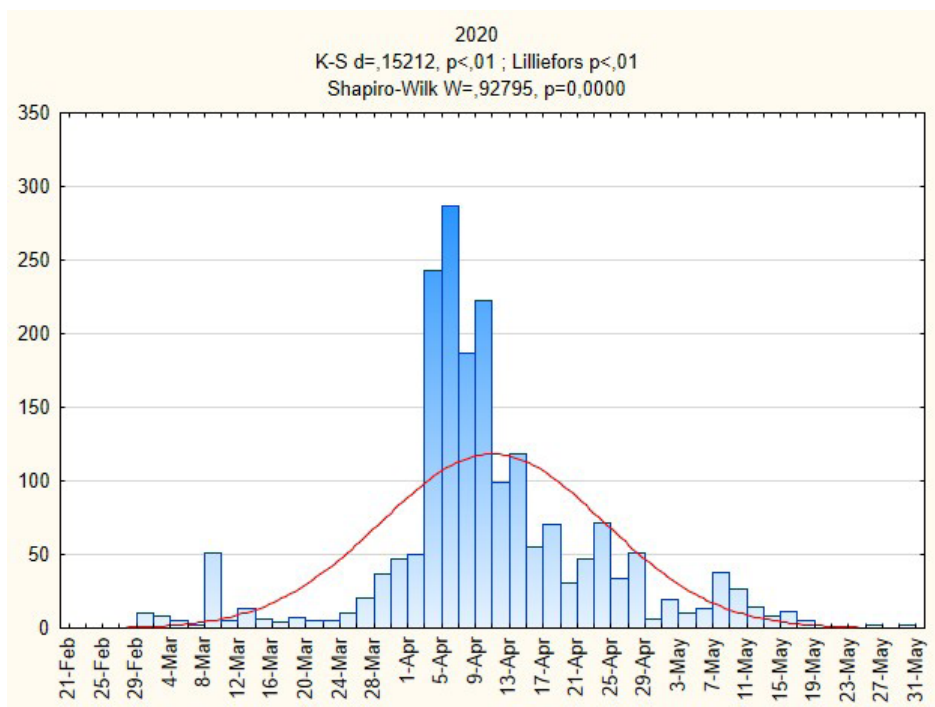


Рис. 5. Концентрація пилку берези в повітрі м. Запоріжжя (2020 рік)

В 2021 році палінація почалась з 19 квітня. Термін палінації склав 21 день та завершився 10 травня (95-й перцентиль). Усередненим днем палінації стало 23 квітня. Максимальна кількість пилку у повітрі була визначена 21 квітня – 714 зерен. Всього було визначено 1736 пилкових зерен берези. Стандартне відхилення становить

7,86264, коефіцієнт ексцесу – $10,3224 \pm 0,117411$. Розподіл пилку має позитивну асиметрію $0,025043 \pm 0,058739$. На рисунку 6 зображено середньодобову кількість пилку в повітрі міста Запоріжжя в 2021 році.

Головні висновки. За 5 років спостережень було накопичено матеріал, який дозволяє виявити певні

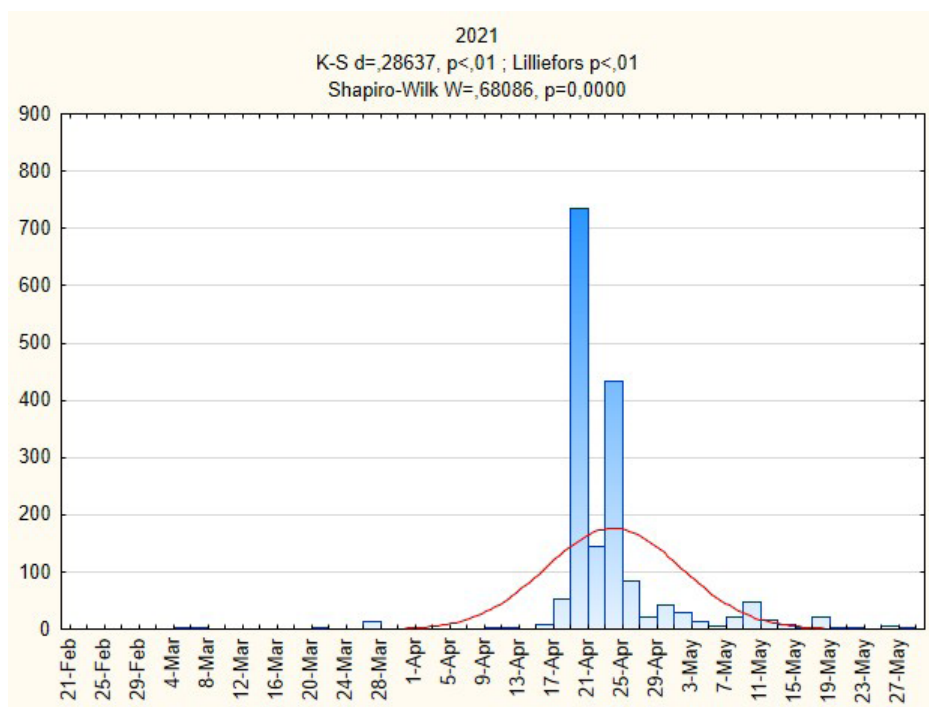


Рис. 6. Концентрація пилку берези в повітрі м. Запоріжжя (2021 рік)

закономірності розподілу пилку берези в повітрі за днями палінації. Це може слугувати базою для розробки прогнозування виникнення симптомів у чутливих пацієнтів.

Згідно з результатами п'ятирічних досліджень в Запоріжжі сезон пилкування берези починався на початку квітня (в 2020 – в березні) та тривав до травня. Термін палінації складав від 21 до 40 днів. Піки (від 184 до 714 пилоквих зерен у кубометрі) та

сумарна кількість пилку (від 801 до 2656 пилоквих зерен у кубометрі) з року в рік дуже відрізнялися.

Перспективи використання результатів дослідження. Перспективи подальших досліджень полягають у вивченні факторів, що впливають на пилкування дерев роду *Betula*. Результати отриманих даних можуть бути використані для попередження населення про спалахи алергії або про загострення перебігу симптомів алергії в майбутньому.

Література

1. The analysis of *Betula* pollen season in Poland in 2019. K. Piotrowska-Weryszko et al. *Alergoprofil*. 2019. Vol. 15(3). P. 10–15. URL: <https://doi.org/10.24292/01.ap.153300919>
2. Maleeva, A., Prikhodko O. Analysis of features and asymmetry of ambrosia pollen daily distribution in air of Zaporozhye. *Sciencerise: Biological Science*. 2017. Vol. 4(7), P. 4–8. DOI: 10.15587/2519-8025.2017.108987 https://www.researchgate.net/publication/320252509_Analysis_of_features_and_asymmetry_of_ambrosia_pollen_daily_distribution_in_air_of_zaporozhye
3. Bartková-Ščevková, J. The influence of temperature, relative humidity and rainfall on the occurrence of pollen allergens (*Betula*, Poaceae, *Ambrosia artemisiifolia*) in the atmosphere of Bratislava (Slovakia). *International Journal Of Biometeorology*. 2003. Vol. 48(1). P. 1–5. DOI: 10.1007/s00484-003-0166-2 https://www.researchgate.net/publication/10808263_The_influence_of_temperature_relative_humidity_and_rainfall_on_the_occurrence_of_pollen_allergens_Betula_Poaceae_Ambrosia_artemisiifolia_in_the_atmosphere_of_Bratislava_Slovakia
4. Šikoparija, B., Marko, O., Panić, M., Jakovetić, D., Radišić, P. How to prepare a pollen calendar for forecasting daily pollen concentrations of *Ambrosia*, *Betula* and *Poaceae*?. *Aerobiologia*. 2018. Vol. 34(2). P. 203–217. DOI: 10.1007/s10453-018-9507-9 https://www.researchgate.net/publication/322663926_How_to_prepare_a_pollen_calendar_for_forecasting_daily_pollen_concentrations_of_Ambrosia_Betula_and_Poaceae
5. Biedermann, T., Winther, L., Till, S., Panzner, P., Knulst, A., Valovirta, E. Birch pollen allergy in Europe. *Allergy*. 2019. DOI: 10.1111/all.13758 https://www.researchgate.net/publication/331508120_Birch_Pollen_Allergy_in_Europe
6. Bergmann, K., Buters, J., Karatzas, K., Tasioulis, T., Werchan, B., Werchan, M., & Pfaar, O. The development of birch pollen seasons over 30 years in Munich, Germany—An EAACI Task Force report*. *Allergy*. 2020. Vol. 75(12). P. 3024–3026. DOI: 10.1111/all.14470 https://www.researchgate.net/publication/342400033_The_development_of_birch_pollen_seasons_over_30_years_in_Munich_Germany-An_EAACI_Task_Force_report
7. Biedermann T. Birch pollen allergy in Europe. *Allergy*. 2019. 74:1237–1248. URL: <https://doi.org/10.1111/all.13758>
8. Kremenska, L., Rodinkova, V., Bobrowska, O., Kriklyva, S., Toziuk, O., Yermishev, O., Kremenskij, O., Yascholt, A. Correspondence between tree pollen emissions sources and pollen content of the ambient air. *Aerobiologia*. 2019. Vol. 35(3). P. 511–521.

- DOI 10.1007/s10453-019-09579 https://www.researchgate.net/publication/332049211_Correspondence_between_tree_pollen_emissions_sources_and_pollen_content_of_the_ambient_air
9. Ščevková, J., Laffěrsová, J., Dušička, J., Tropeková, M. Variability in the Betula pollen concentrations in the atmosphere of six urban areas in Slovakia in 2018. *Alergoprofil*. 2020. Vol. 16(2). P. 21–24. DOI: 10.24292/01.AP.162250620 https://www.researchgate.net/publication/342614489_Variability_in_the_Betula_pollen_concentrations_in_the_atmosphere_of_six_urban_areas_in_Slovakia_in_2018
 10. Rodinkova, V., Kremenska, L., Palamarchuk, O., Motruk, I., Alexandrova, E., Dudarenko, O. et al. Seasonal changes in plant pollen concentrations over recent years in Vinnytsya, Central Ukraine. *Acta Agrobotanica*. 2018. Vol. 71(1). DOI: 10.5586/aa.1731 https://www.researchgate.net/publication/324117268_Seasonal_changes_in_plant_pollen_concentrations_over_recent_years_in_Vinnytsya_Central_Ukraine
 11. Kubik-Komar A, Piotrowska-Weryszko K, Kuna-Broniowska I, Weryszko-Chmielewska E, Kaszewski B. Analysis of changes in Betula pollen season start including the cycle of pollen concentration in atmospheric air. 2021. Vol. 16(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0256466>
 12. Havrylenko K., The influence of agricultural land on the level of airborne Alternaria spores. *ScienceRise: Biological Science*. 2023. Vol. 3(36). P. 4–12. URL: <https://doi.org/10.15587/2519-8025.2023.287424>

БЕЗПЕЧНЕ СЕРЕДОВИЩЕ. РОЗРОБЛЕННЯ НОВОГО ЕКОЛОГООРІЄНТОВНОГО ОСВІТНЬОГО МОБІЛЬНОГО ЗАСТОСУНКУ

Денисова Н.М., Денисов Д.Ю., Буяльська Н.П.
Національний університет «Чернігівська політехніка»
вул. Шевченка, 95, 14035, м. Чернігів
4386793@gmail.com, foursquareblack@gmail.com, buialska@gmail.com

Проблема забруднення навколишнього середовища надзвичайно актуальна у всьому світі, а в Україні вона підсилюється наявною військовою агресією та її наслідками у вигляді забруднення значних територій «відходами війни». Метою роботи розроблення нового мобільного застосунку (комп'ютерної гри) для формування екологоорієнтованих звичок поділу сміття.

У статті наведено результати науково-технічної розробки мобільного застосунку (комп'ютерної гри) у вигляді тестової альфа-версії «Recycling», що дозволяє навчати корисним звичкам поділу та сортування сміття. Реалізація та презентація розробки проведена на платформі «Google Play». Для графічного оформлення комп'ютерної гри використано професійний векторний графічний редактор Adobe Illustrator. Гра має звуковий супровід, включаючи мелодії.

Цільовою аудиторією гри є діти від 5 до 10 років. Виявлено значний потенціал та інтерес користувачів (біля тисячі скачувань в 176 регіонах). Територіальне поширення гравців альфа-версії розробленої гри показує, що в даний час найбільша кількість зацікавлених користувачів знаходиться в Індії (біля 70% скачувань). Концепція гри полягає в необхідності сортування сміття, яке з'являється на екрані мобільного пристрою, за кольоровими контейнерами. Колір контейнерів для сміття є загальноприйнятним у Європейському союзі.

Гра пропонує три рівні складності, які відрізняються кількістю контейнерів для сортування сміття. Заохочення гравців відбувається через формування рейтингу як таблиці лідерів. Таблиця базується на прагненні дітей до змагань та стимулює активність їхньої участі у грі. Гра передбачає низку перешкод, які ускладнюють її проходження та призводять до зниження балів гравців або до закінчення поточної гри.

У статті наведено зображення інтерфейсу гри, а також визначено напрями для її подальшого вдосконалення. *Ключові слова:* екологічна безпека, сортування сміття, комп'ютерна гра.

A safe environment. Development of a new environmental educational mobile application. Denisova N., Denisov D., Buialska N.

The problem of environmental pollution is extremely relevant all over the world, and in Ukraine it is intensified by the existing military aggression and its consequences in the form of contamination of large areas with war waste. The goal of the work is to develop a new mobile application (computer game) for the formation of environmentally oriented waste separation habits.

The article presents the results of the scientific and technical development of a mobile application (computer game) in the form of a test alpha version "Recycling", which allows to learn useful habits of separating and sorting waste. The implementation and presentation of the game was carried out on the Google Play platform. Professional vector graphics editor Adobe Illustrator was used for the graphic design of the computer game. The game has an audio accompaniment including signals and some melodies.

The target audience of the game is children from 5 to 10 years old. Significant potential and user interest were identified (about a thousand downloads in 176 regions). The territorial distribution of users of the alpha version of the developed game shows that currently the largest number of concerned users are in India (about 70% of downloads). The concept of the game is to sort waste that appears on the screen of a mobile device into colored containers. The color of waste containers is common in the European Union.

The game offers three difficulty levels, which differ in the number of containers for sorting waste. Players are encouraged through the formation of a rating in the form of a leaderboard. The leaderboard is based on children's desire to compete and stimulates their active participation in the game. The game includes a number of obstacles that make it difficult to complete and lead to a decrease in players' scores or to the end of the current game.

The article provides images of the game interface, and also identifies directions for further improvement. *Key words:* environmental safety, waste sorting, computer game.

Постановка проблеми. Однією з найважливіших проблем, з якою стикається наша держава є безповоротне забруднення навколишнього середовища побутовими відходами. Мільйони тон відходів формуються щорічно та лише біля 5% переробляється. Актуальним напрямком рішення цієї проблеми є введення обов'язкового сортування сміття для населення.

Впровадження такого рішення дозволяє зберігати ресурси, зменшувати ступінь забруднення ґрунту, води та повітря, і, як наслідок, зберігати біорізноманіття та природне середовище для майбутніх поколінь. Але наведені рішення дещо гальмуються недостатньою обізнаністю населення. Одним з перспективних напрямів роботи, в цьому контексті, є впровадження освітніх програм та використання методів неформальної освіти для дорослих та дітей, що будуть формувати відповідний свідомий підхід до сортування сміття.

З цього боку актуальним рішенням є використання мобільних застосунків для впровадження освітньої функції, наприклад комп'ютерних ігор,

що дозволяють в ненав'язливій формі сформувати корисні звички.

Метою дослідження є розроблення нового мобільного застосунку (комп'ютерної гри) для формування екологоорієнтованих звичок поділу сміття.

Актуальність дослідження. Актуальність проведення досліджень обумовлена сучасною катастрофічною ситуацією забруднення довкілля відходами побуту, виробництва та військових дій. Ця проблема на державному рівні вирішується впровадженням цілої низки законів та підзаконних документів, що узагальнюють підходи до обов'язковості рециклінгу та роздільного збирання відходів та матеріалів, що мають різні властивості. Цей підхід є загальноприйнятим у європейських державах.

З іншого боку бурхливий розвиток цифровізації світу потребує як від науковців, так і від органів державної влади сучасних рішень. Модель «держава в смартфоні» дозволяє не тільки спростити доступ громадян до державних послуг (наприклад послуга мобільного застосунку «Дія»), але й вирішувати інші питання: пов'язані з безпекою (наприклад під час сигналу «Повітряна тривога» відкриваються укриття, наявність вільних місць на прийом до лікарів та проведення медичних обстежень у закладах охорони здоров'я тощо); розвиток громадських просторів («розумне» освітлення, відслідковування транспорту, формування маршрутів руху) тощо.

Тому актуальним є використання нових сучасних підходів «цифровізації» до проблеми захисту довкілля – впровадження ініціатив щодо набуття навичок сортування сміття в легкій ненав'язливій формі комп'ютерної гри.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Розробка навчальних комп'ютерних ігор природоохоронної тематики сприяє підвищенню екологічної грамотності населення. Наслідком цього є підготовка покоління, чия життєдіяльність здійснюється в свідомому та відповідальному дотриманні правил дбайливого ставлення до навколишнього середовища. Навчання дітей навичкам роздільного збору побутових відходів є одним із нагальних завдань сучасного суспільства. Створення таких ігор відповідає природоохоронним завданням, поставленим у різних країнах, у тому числі в Україні.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Розробка комп'ютерних ігор для підвищення ефективності освітнього процесу з метою формування необхідного рівня екологічної грамотності є перспективним напрямом. Доцільність впровадження таких ігор насамперед підтверджується низкою досліджень [1]. Нині створено досить багато навчальних комп'ютерних ігор.

Деякі ігри є вузькоспрямованими. Так, вони можуть сприяти виробленню екологічно обумовленої поведінки щодо пластикових відходів або

навчати основам поводження з відходами експлуатації сонячних панелей [2, 3].

Багато комп'ютерних ігор розроблено виключно для навчання дітей. Наприклад, розроблено 3D-гра «Clean World», яка спрямована на підвищення поінформованості про сучасні екологічні проблеми [4]. Запобіганню забрудненню навколишнього середовища пластиком присвячена комп'ютерна гра «Contact from the future» [5]. Серед останніх комп'ютерних ігор, опис яких представлений у наукових джерелах, можна назвати «Problems in the Air», створену на Unity та присвячену проблемам, пов'язаним із забрудненням повітря [6].

Одним із актуальних напрямів для підвищення рівня екологічної культури населення є навчання правил роздільного збору побутових відходів. Воно має реалізовуватися, починаючи з дошкільного віку [7]. Саме в цьому віці ігрова форма здобуття знань та практичних навичок є найбільш ефективною. Як приклад можна навести навчальну комп'ютерну гру, розроблену Г. Гофман (Hoffmann) та Дж. Пфайффер (Pfeiffer) [8].

Питання використання навчальних комп'ютерних ігор для підвищення рівня екологічної грамотності розглядалися раніше і в наших дослідженнях [9].

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Комп'ютерні ігри для навчання дітей дошкільного та молодшого шкільного віку правилам роздільного збору побутових відходів мають бути максимально простими та універсальними. Розробники таких ігор з усією очевидністю в даний час знаходяться ще на шляху пошуку оптимальних рішень для досягнення зазначених показників.

Новизна. Новизна одержаних результатів полягає у вирішенні конкретного науково-прикладного завдання – обґрунтуванні та розробці нового мобільного застосунку (комп'ютерної гри), програмного коду та альфа-версії, що формує екологічну свідомість.

Методологічне або загальнонаукове значення. Проведена робота ґрунтується на комплексному використанні сучасних екологічних знань, методичних підходів навчання дітей молодшого віку та комп'ютерних технологій. Їхнє поєднання дозволяє отримати кінцевий продукт, що відповідає вимогам як екологів, так і педагогів, які спираються у своїй професійній діяльності на сучасні смарт-технології. Розроблений продукт демонструє виправданий баланс між навчанням та грою, що важливо на сучасному етапі розвитку суспільства, на якому багато дітей молодшого віку недостатньо приділяють увагу навчанням через численні ігри, доступні за допомогою сучасних смартфонів.

Виклад основного матеріалу. Комп'ютерні ігри включають широке коло ігор – на ПК, консолях та мобільних пристроях. Жанрова класифікація комп'ютерних ігор достатньо широка. Операційні

системи, що застосовуються для їх розробки також різноманітні.

З метою реалізації поставленого завдання, авторами розроблено комп'ютерну гру, що формує екологічно орієнтовне мислення користувачів та відноситься до комплексу ігрових жанрів аркади, драг і друп та «пісочниці». Сукупність наведених ігрових механік дозволяє досить вільно взаємодіяти з ігровим всесвітом.

Для музичного та звукового супроводження гри обрано та оброблено звуки з відкритих джерел. Для графічного оформлення комп'ютерної гри використано професійний векторний графічний редактор Adobe Illustrator. Рушій для написання програмного коду обрано Unity, що є потужним універсальним інструментом для розробки ігор широкого спектру. Для написання представленої комп'ютерної гри використовувалися лише ліцензійні версії програм.

Архітектура гри складається з комплексу алгоритмів об'єктно-орієнтованого програмування, де підсистеми є незалежними та достатньо стійкими до помилок, що полегшує процес дебагінгу та рефакторингу, а також робить її більш легкою для розширення. Стовбуром програми є поліморфний менеджер івентів, який відповідає за їх обробку та розподіл між компонентами, що дозволяє викликати будь-який івент через одну функцію, для полегшення управління подіями. Менеджер івентів є статичним класом, але для реалізації поліморфних підписників та ініціалізаторів івентів використовуються "Scriptable Objects". Крім того, у програмі використовуються менеджери, які відповідають за конкретні підсистеми. Це дозволяє розділити відповідальність за різні аспекти програми і забезпечує дотримання принципу "Single responsibility".

Цільова аудиторія гри спрямована на дітей віком від 5 до 10 років та зорієнтована на важливу соціальну місію – навчання принципам ефективного сортування сміття.

Концепція гри полягає у необхідності сортування сміття, що з'являється на екрані мобільного пристрою, по кольорових контейнерах, при чому колір контейнерів загальноприйнятий у всіх країнах Європи [14]: зелений – для скла, синій – для паперових виробів, жовтий – для картону та порожніх картонних упаковок, чорний – для залишків харчових відходів, коричневий – для небезпечних відходів, наприклад батарейок та електроприладів, червоний – відходи непридатні для переробки, наприклад косметика, фарби, лаки та ін., помаранчевий – для пластикових виробів.

Наразі гра пропонує три рівні складності, які визначаються кількістю контейнерів для сортування (рис. 1). Заохочення гравців відбувається через формування рейтингу – таблиці лідерів, що базується на бажанні дітей до змагань та стимулює активність та участь у грі.

Цікавим елементом є наявність перешкод, таких як бомби (рис. 2). Ці бомби з'являються з певною ймовірністю під час геймплею, обладнані таймером. Якщо гравець не встигне натиснути на них та знешкодити, вони вибухають та можуть призвести до завершення гри, якщо контейнери знаходяться у зоні вибуху.

Також до штрафних санкцій впроваджено наслідок невірної розподілу сміття або кидання сміття поза контейнером. Ці санкції включають зниження відповідних балів, що є своєрідною валютою в грі, і якщо кількість балів знижується нижче нуля, гравець програє – гра закінчується.



Рис. 1. Зовнішній вигляд екрану мобільного пристрою під час розробленої комп'ютерної гри на різних рівнях: а – на першому рівні, б – на другому рівні, в – на третьому рівні



Рис. 2. Приклади реалізації перешкод на різних рівнях: а – на першому рівні, б – на другому рівні, в – на третьому рівні

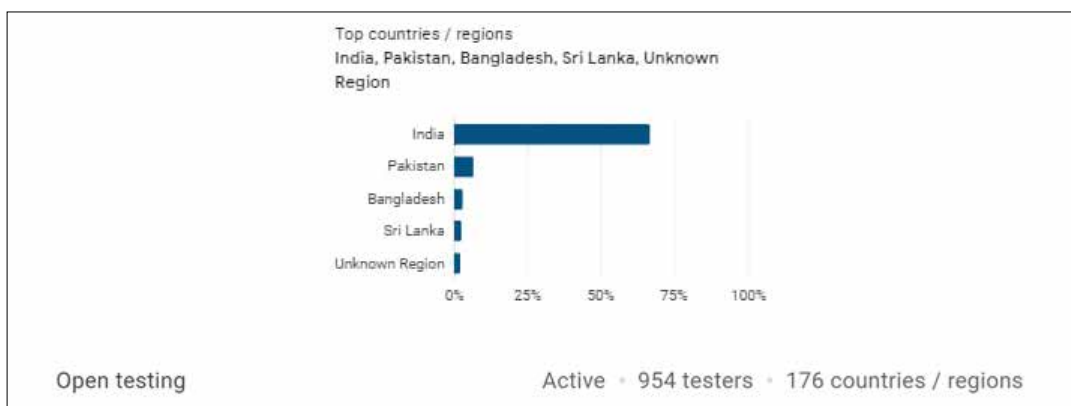


Рис. 3. Територіальне поширення користувачів альфа-версії розробленої гри (розроблено авторами з використанням особистого акаунту)

Наведені елементи гри додають складності та викликів для гравця, стимулюючи його до швидких рішень і доводить навички сортування до автоматизму.

Тестування альфа-версії розробленої гри проведено за допомогою “Google Play Developer Console”. Виявлено значний потенціал та інтерес користувачів до гри оскільки кількість скачувань становила 954 рази. Це може бути відзнакою зацікавленості аудиторії у концепції гри та потенційних можливостей її розвитку. Територіальне поширення скачувань (рис. 3) в тестовому періоді зареєстровано в 176 країнах/регіонах, свідчить про глобальний інтерес до проекту, відмічено, що більша частина зацікавлених користувачів з Індії (біля 70% від загальної кількості скачувань).

Тестування альфа-версії дозволило також виявити деякі недоліки та недосконалість, наприклад складність в управлінні, недоліки в архітектурі та недостатність оптимізації програми.

Отже, наявність великої кількості скачувань і глобальний інтерес до проекту, навіть на етапі альфа-тестування, а також потенціал для подальшого вдосконалення, свідчать про досить серйозний потенціал гри.

Аналіз наведених основних результатів реалізації розробленого проекту дозволяє формувати напрями удосконалення завдяки додаванню більшої кількості аркадних рівнів, а також рівнів з простими для опанування основними ігровими механіками. Також доволі

необхідним є введення тренувального рівня та оновлення систем заохочення та стимулювання гравців.

Головні висновки. Встановлена актуальність та необхідність у створенні нових підходів до навчання екологічним принципам та відповідальності за збереження довкілля, а також формування позитивних екологоорієнтованих звичок поділу сміття. Для рішення поставленого завдання розроблено мобільний застосунок – комп’ютерна гра на безкоштовній платформі “Android” для дітей дошкільного та молодшого шкільного віку, що дозволяє навчати корисним звичкам поділу та сортування сміття. Розроблено програмне забезпечення, створена альфа-версія, що апробована на платформі “Google Play”. Виявлено значний потенціал та інтерес користувачів (біля тисячі скачувань в 176 регіонах) до розробленого мобільного застосунку.

Перспективи використання результатів дослідження. Перспективи використання результатів дослідження полягають не тільки в удосконаленні структури гри в горизонтальному напрямі, але й у можливості використання представленої комп’ютерної гри у системі неформальної освіти задля формування позитивних екологоорієнтованих звичок поділу сміття як для дітей, так і для дорослого населення нашої держави.

Робота виконана в рамках міжнародного проекту UniCities (Unlocking the Transformative potential of Ukrainian Universities towards climate neutral and sustainable cities)

Література

1. Can G., Cagiltay K. Turkish prospective teachers’ perceptions regarding the use of computer games with educational features. *Educational Technology & Society*. 2006. Vol. 9. Iss. 1. P. 308–321.
2. Vecchio L.P., Greco A.D. Game-based solutions and the plastic problem: a systematic review. *Sustainability*. 2023. Vol. 15. Iss. 5558. doi: 10.3390/su15065558
3. R3SOLVE: A serious game to support end-of-life rooftop solar panel waste management / H. Salim et al. *Sustainability*. 2021. Vol. 13. Iss. 12418. doi: 10.3390/su132212418
4. Design of a serious game for children to raise awareness on plastic pollution and promoting pro-environmental behaviors / L. Panagiotopoulou. *Journal of Computing and Information Science in Engineering*. 2021. Vol. 21. Iss. 6. doi: 10.1115/1.4050291
5. A new methodology of design and development of serious games / André F. S. Barbosa et al. *International Journal of Computer Games Technology*. 2014. Vol. 2014. doi: 10.1155/2014/817167

6. A serious game for raising air pollution perception in children / T. Relvas. *Journal of Computers in Education*. 2024. doi: 10.1007/s40692-023-00305-8
7. Environmental education on sustainable principles in kindergartens – A Foundation or an Option? / M. Poje et al. *Sustainability*. 2024. Vol. 16. Iss. 2707. doi: 10.3390/su16072707
8. Hoffmann G., Pfeiffer J. Gameful learning for a more sustainable world. *Business & Information Systems Engineering*. 2022. Vol. 64. P. 459–482. doi: 10.1007/s12599-021-00731-x
9. Денисов Д. Ю. Використання ігроладу, як складової формування екологоорієнтовного мислення. *Economics, finance, accounting and law: problems, trends, directions* : conference proceedings of the International scientific-practical conference, Finland, Tampere, February 12, 2024. Tampere, 2024. P. 13–15.

ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ЛІСОВІДНОВАЛЬНИХ ЗАХОДІВ

Дунаєвська О.Ф., Вишневський А.В., Іщук О.В., Сокульський І.М.

Поліський національний університет

бульв. Старий, 7, 10008, м. Житомир

oksana_fd@ukr.net, vishnev.tolik@ukr.net, ischuk_o@ukr.net, sokulskiy_1979@ukr.net

Ліси, розташовані на території України, є національним багатством. Ліс – це неповторна екосистема. У цій системі поєднуються рослинність з певними ґрунтами, тваринами, мікроорганізмами, які впливають один на одного та на навколишнє середовище.

Лісові екосистеми зазнали значних втрат в наслідок воєнних дій, що процес лісовідновлення робить важливим та надзвичайно актуальним. Лісовідновлення на території України відоме з 17 століття, наукових рис набуло в 19 столітті, дослідники виділяють 9 періодів становлення, але і сьогодні вивчаються його особливості. Лісовідновлення повинно забезпечувати стійкість та стабільність екологічних систем. Лісовідновлення варто розглядати в комплексі з селекційними розвідками та високим рівнем ведення насінництва.

Перше лісовпорядкування у філії «Овруцьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України» датується 1939 роком, наступне лісовпорядкування було у 1947 році та кожні наступні 10 років. Лише з 1997 році розпочалося планомірне та постійне лісовідновлення. До складу філії «Овруцьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України» входить 5 лісництв. Радіоактивне забруднення більше 15 Кі/км² спостерігається на території 2107,3 га лісгоспу. Найвагомішу частку займають експлуатаційні ліси – майже 73 %. Моніторинг лісів за показниками дефоліація крони, пошкодження, деформація крони у 2022 році виявив, що площі з такими ознаками не перевищували 5 %. Було виявлено хвороби і шкідники лісів. На території філії «Овруцьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України» є об'єкти природо-заповідного фонду. У господарстві заготовляють самостійно насіння та висівають у теплицях, розсадниках Лісовідновлення відбувалося двома шляхами: створення лісових культур та природним поновленням. *Ключові слова:* лісовідновлення, філія «Овруцьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України», екологічні особливості.

Environmental aspects of forest restoration measures. Dunaievskaya O., Vishnevskiy A., Ischuk O., Sokulskiy I.

Forests located on the territory of Ukraine are national wealth. Forest is a unique ecosystem. This system combines vegetation with certain soils, animals, microorganisms that affect each other and the environment. Forest ecosystems have suffered significant losses as a result of hostilities that the reforestation process makes it important and extremely relevant.

Logging in the territory of Ukraine has been known since the 17th century, scientific features have gained in the 19th century, researchers distinguish 9 periods of formation, but today its features are being studied. Forestry should ensure the stability and stability of ecological systems. Logging should be considered in combination with breeding intelligence and high levels of seed.

The first forest management at the Ovruch Specialized Forestry Branch of the Forest of Ukraine dates from 1939, the next forest management was in 1947 and every next 10 years. Only since 1997, systematic and permanent reforestation began. The branch “Ovruch specialized forestry” of SE “Forests of Ukraine” includes 5 forestry. Radioactive contamination of more than 15 ki/km² is observed in the territory of 2107.3 of forestry. The most important share is occupied by operating forests – almost 73 %. Forest monitoring by defoliation of crown, damage, deformation of the crown in 2022 found that areas with such features did not exceed 5 %. Diseases and pests of forests were identified. On the territory of the branch “Ovruch specialized forestry” of SE “Forests of Ukraine” there are objects of the nature reserve fund. The farm is harvested independently seeds and sowed in greenhouses, the forests have taken place in two ways: creation of forest crops and natural renewal. *Key words:* reforestation, “Ovrutsk Specialized Forestry” branch of SE “Forests of Ukraine”, ecological features.

Постановка проблеми. Забезпечення екологічної безпеки і підтримання екологічної рівноваги є обов'язком держави [1]. Пріоритетність вимог екологічної безпеки є основним принципом охорони навколишнього природного середовища [2]. Ліси, розташовані на території України, є національним багатством. Ліс – це неповторна екосистема [3]. Для охорони, раціонального використання та відтворення тваринного світу необхідно забезпечувати цілісність природних угруповань, охороняти середовища існування, умов розмноження та шляхи міграції тварин [4]. Для відтворення рослинного світу необхідно проводити заходи та виконувати певні вимоги: зберігати різноманітність, забезпечити невиснажливе користування, збереження природних угруповань, захищати від шкідників і хвороб, відтворювати рослини [5].

Надважливим завданням є охорона лісів. Для охорони лісових угруповань здійснюється комплекс міроприємств: протипожежні, лісопатологічні обстеження, патрулювання, охорона від незаконних рубок [6].

Актуальність дослідження. Лісовідновлення на території України відоме з 17 століття, наукових рис набуло в 19 столітті [7], дослідники виділяють 9 періодів становлення [8], але і сьогодні вивчаються його різні види [9] та розраховуються оптимальні показники заліснення [10]. Лісовідновлення повинно забезпечувати стійкість та стабільність екологічних систем. Для забезпечення сталого розвитку людства доцільно не лише скорочувати викиди в атмосферне повітря, шкідливих токсичних речовин у водні об'єкти, а й обмежити вирубку лісів та інтенсифікувати процеси відновлення лісів. Лісовідновлення

варто розглядати в комплексі з селекційними розвідками та високим рівнем ведення насадництва. Сьогодні, з його викликами, приносить все більше проблем, які потрібно вирішувати негайно. Порушення у екосистемах вимагає збереження генетичного фонду, що важливо в умовах змін клімату та післявоєнного відновлення. Кращі популяції відбираються за важливою ознакою – висока адаптивна властивість. Генофондом можуть стати дерева, що вирости в осередках ураження, але самі його уникнули [11, 12]. Лісовідновлення має враховувати особливості кожного лісового господарства, вивчення яких є актуальним завданням.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження проводилися відповідно до теми науково-дослідної роботи «Моніторингові дослідження біосфери Українського Полісся», затвердженої у Міністерстві освіти і науки України (державний реєстраційний номер 0124U000645).

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Вивченням лісовідновлення та його вдосконаленням науковці займаються постійно. Оскільки потрібно враховувати регіональні особливості [7, 13] та можливі ризики низьких темпів лісорозведення [10]. Важливим є і природне поновлення, яке забезпечує відтворення лісу [14]. Екологічні угруповання формуються за природними законами, а ведення лісовідновлення має свої принципи, які повинні враховувати природне відновлення. Таке господарювання можна вважати популяційним. Популяції в першу чергу потрібно відновлювати для тих видів, що зникають або стають рідкими. Лісові екосистеми зазнали значних втрат в наслідок воєнних дій, що процес лісовідновлення робить важливим та надзвичайно актуальним [15, 16]. Як зазначають науковці [17] на природне лісовідновлення впливають погодні умови. А для повноцінного лісовідновлення необхідно проводити еколого-географічний аналіз, враховувати вплив побічного лісокористування та стан охорони площ, що вкриті лісом [18].

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Важливим завданням є відтворення лісів. Відтворення лісів здійснюється двома шляхами – відновлення та лісорозведення. Метою нашої роботи було вивчення екологічних особливостей лісовідновлення, оскільки воно здійснюється на певних ділянках, що були вкриті лісовою рослинністю. Тому завданням є екологічна оцінка стану лісової ділянки, відновлення лісів у конкретному лісовому господарстві – філії «Овруцьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України».

Новизна. Результати досліджень пропонується використовувати для оптимізації лісовідновлення у філії «Овруцьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України», оскільки проведена комплексна екологічна оцінка цього процесу.

Методологічне або загальнонаукове значення.

Ліси надають велику кількість послуг, серед яких рекреаційні, лікарські, оздоровчі. Ліси використовують у збройних конфліктах, для побудови фортифікаційних споруд, пожежі пошкодили більше 50 тис га лісу, знищена велика кількість диких тварин, порушені шляхи міграцій, гніздування [16]. Лісовідновлення – це частина програми з відтворення лісів. Відтворення лісів має за мету досягати такої лісистості, яка економічна вигідна, оскільки буде досягатися в стислі терміни та екологічно оптимальна з врахуванням екологічних технологій та способів. Таке відтворення дозволить підвищити корисні ознаки лісу, санітарно-гігієнічні окремішності, збільшити продуктивність, буде сприяти реалізації важливих функцій лісу, серед яких охорона від вод, захист ґрунту, стійкість до шкідників та хвороб.

Виклад основного матеріалу. Відтворення лісів здійснюється шляхами відновлення та лісорозведення [19]. Лісовідновлення здійснюється на низькопродуктивних деревостанах, на малоцінних деревостанах. Для цього проводять реконструкцію і лісокультурні роботи (рис. 1). Методи та шляхи проведення лісовідновлення представлені на рис. 2. Слід зазначити, що заліснення має бути проведено у термін до 2-х років. Якщо цьому передувала стихійна ситуація і на її ліквідацію було витрачено не один місяць, то терміни заліснення можуть бути продовжені.

Екологічні умови лісовідновлення ми вивчали у філії «Овруцьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України». Перше лісовпорядкування датується 1939 роком, наступне лісовпорядкування було у 1947 році та кожні наступні 10 років. Лише з 1997 році розпочалося планомірне та постійне лісовідновлення. Почалася вестися документація та була створена база даних.

До складу філії «Овруцьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України» входить 5 ліс-



Рис. 1. Місця проведення відновлення лісів

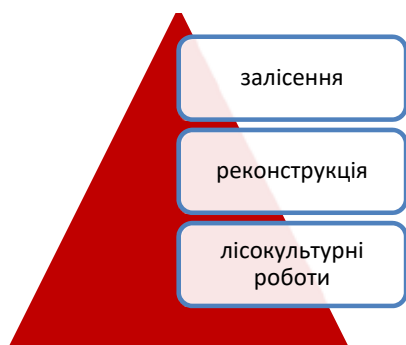


Рис. 2. Шляхи відновлення лісів

ництв, які мають наступні певні площі (рис. 3) та розташовані в Овруцьких і Народицьких районах. Найбільшу площу займає Виступовицьке лісництво, найменшу – Журбенське. Окрім таких лісництв ще є у структурі автотранспортний цех та нижній склад Бережесть.

Територія даного лісового господарства належить до Полісся центрального, в якому ростуть хвойно-листяні ліси. Клімат вважається помірно-континентальним, глибина промерзання ґрунту може сягати 30 см. Сніговий покрив може бути товщиною 33 см. Відносна вологість повітря найбільша взимку – 87 %, найменша – влітку – 68 %. Кліматичні умови вважаються сприятливими для ведення лісового господарства.

Рельєф представлений рівниною, лише у Коптівщинському лісництві є яри та пагорби, частково воно розташоване на Словечансько-Овруцькому кряжі. Основними культурами є сосна звичайна, дуб звичайний, береза повисла, вільха чорна. Негативний вплив клімату проявляється у весняних заморозках, які можуть знижувати вегетаційні процеси. На площах Коптівщинського лісництва виявлено ґрунтові ерозійні ділянки, на цих площах більше 30 років тому було проведено штучне залісення.

Лісове господарство розташоване в басейні річки Уж, є місцями невелика заболоченість, на території створено ставки. В місцях підвищеної заболоченості функціонують осушувальні системи. Гідрологічні характеристики сприяють веденню лісового господарства. Лісистість становить в середньому 50 %.

Щорічно заготовляють в середньому 85 тис м³ деревини, пиловник серед всього користується попитом.

Дороги мають довжину 705 км, з твердим постійним покриттям лише 67 км. За нормативними показниками дорогами забезпечено лише на 45 %. Великий відсоток доріг низького технічного стану, без паспортів, експлуатуються більше тридцяти років, потребують суттєвого ремонту.

Екологічними напрямками діяльності філії «Овруцьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України» є протипожежні заходи, підвищення санітарного стану лісу, покращення якості фонду лісу, підвищення продуктивності.

Лісове господарство має площі з забрудненням більше 2 Кі/км² 137Cs, звісно, що на цій території заготівля лікарських рослин, грибів, соку, ягід не проводиться. Радіоактивне забруднення більше 15 Кі/км² спостерігається на території 2107,3 га у Борутинському лісництві, 3375 га – у Виступовицькому лісництві, 178 га – у Журбенському лісництві, всього – 5660,3 га.

Категорії лісів представлені на рисунку 4. Найвагомішу частку займають експлуатаційні ліси – майже 73 %.

Категорії захисних лісів представлені на рисунку 5. Такий поділ є доцільним та раціональним.

Постійно проводиться моніторинг лісів за показниками дефоліація крони, пошкодження, деформація крони. У 2022 році площі з такими ознаками не перевищували 5 %.

Було виявлено хвороби і шкідники лісів: омела, губка соснова, короїд вершинний, трутовики (дубо-

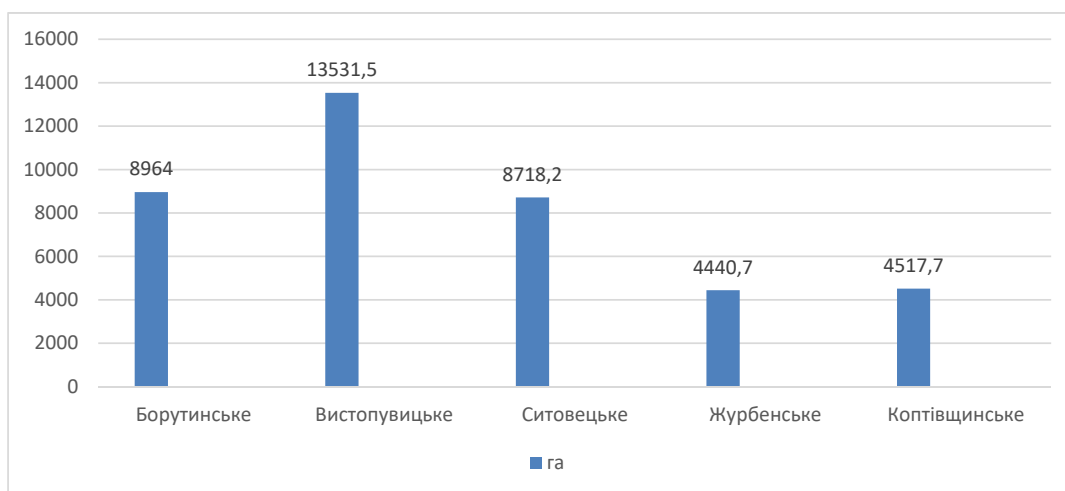


Рис. 3. Структура філії «Овруцьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України» та площі лісництв

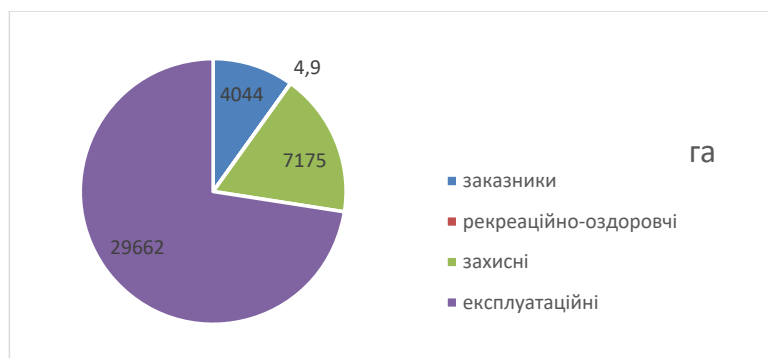


Рис. 4. Категорії лісів філії «Овруцьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України»

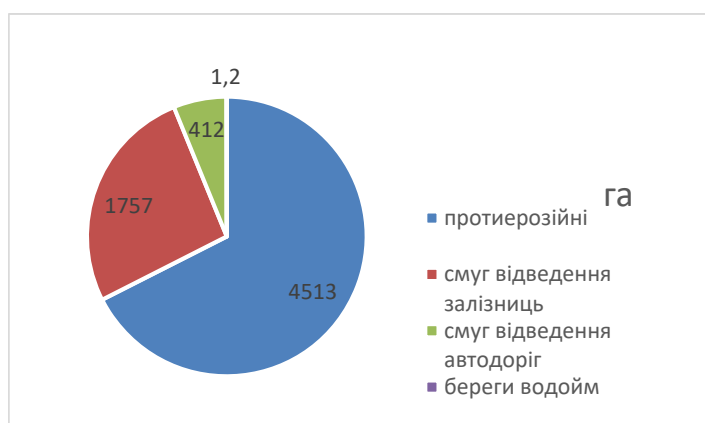


Рис. 5. Категорії та площі захисних лісів філії «Овруцьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України»

вий, несправжній, несправжній осиковий), коренева губка, рак дуба, соснові лубоїди.

На території філії «Овруцьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України» виділено об'єкти природо-заповідного фонду:

– Боротинська лісництво – 2 (зоологічний заказник загальнодержавного значення «Кутне», Зоологічний заказник місцевого значення «Боротинський»),

– Журбенське лісництво – 1 (Ботанічний заказник місцевого значення «Хмелі»),

– Ситовецьке лісництво – 1 (Ботанічна пам'ятка природи місцевого значення «Язвін-1, 2, 3»).

Лісовідновлення у філії «Овруцьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України» відбувалося двома шляхами: створення лісових культур та природним поновленням (додатково – сприяння природному поновленню).

У 2019 році на ділянках, де була здійснена суцільна рубка, проведено відновлення на площі 192 га, з них 76 % становило штучне шляхом садіння та висівання, решта площі відновлювалася природним шляхом. Були проведені роботи на ділянках, які були відновлені у попередні роки площею 389 га, з якої 69 % становили площі догляду, на решті були проведені доповнення. Важливим напрямом лісовід-

новлення є підготовка матеріалу. У філії «Овруцьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України» заготовляють самостійно насіння у співвідношенні 1:4:5 (хвойні породи, листяні і чагарникові, дуб) та висівають у теплицях та розсадниках площею 0,33 га.

У 2020 році на площі понад 70 га були проведені підготовчі роботи, в тому числі й ґрунту, для лісовідновлення у 2021 році.

Моніторинг філії «Овруцьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України» засвідчив, що лісовідновлення у 2014 році на території площею 215 га було ефективним, тому ці землі сьогодні вважаються вкритими лісовою рослинністю.

Сертифікація лісних господарств – важливий крок для забезпечення екологічно збалансованого ведення господарства. Основними принципами є невиснажливе лісокористування, збереження біорізноманіття, охорона довкілля. Важливим під час сертифікації стало виділення типових лісових екосистем. Також були виділені лісові екосистеми, які є унікальні та репрезентативні, їх площа сягає 10,5 %, ніяких заходів на них, відповідно, не планується. Ці осередки є важливими для глобального рівня, знаходяться на території Боротинського, Журбенського, Ситовецького лісництв, загальна площа 4044,83 га.

На території філії «Овруцьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України» є квартали, які включені до Смарагдової мережі. Така площа нараховує 23047 га.

Головні висновки. Розвиток лісового господарства повинен відбуватися за пріоритетним напрямком – екологічним. Повинен бути повністю усунений ресурсний підхід споживання та виснажливе використання.

Екологічні проблеми мають розглядатися не в контексті окремої держави, а у планетарному масштабі, щоб не збільшувати вже існуючу екологічну кризу та шукати міжнародні шляхи її вирішення. Ведення лісового господарства на території даної філії було сертифіковано Лісовою Опікунською

Радою. Під час сертифікації були виділені лісові екосистеми, які є унікальні та репрезентативні, їх площа сягає 10,5 %. Додатково потребують натурального обстеження ділянки, які можливо будуть віднесені до пралісів, природних лісів або квазіпралісів. Лісовідновлення у філії «Овруцьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України» відбувалося двома шляхами: створення лісових культур та природним поновленням.

Перспективи використання результатів дослідження. Автори сподіваються, що дане дослідження сприятиме комплексному розумінню особливостей ведення лісового господарства на території філії «Овруцьке спеціалізоване лісове господарство» ДП «Ліси України».

Література

1. Конституція України, 1996. ВВР № 30, ст. 141, 1996.
2. Про охорону навколишнього природного середовища : Закон України від 26 чер. 1991 р. № 1268-XII. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1264-12#Text> (дата звернення: 20.01.2023).
3. Лісовий кодекс України, 1994. (*Відомості Верховної Ради України (ВВР)*, 1994, № 17, ст. 99).
4. Про тваринний світ : Закон України 2002 р. № 2894-III. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2894-14#Text> (дата звернення: 20.01.2023).
5. Про рослинний світ : Закон України 1999 р. № 591-XIV. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1264-12#Text> (дата звернення: 20.01.2023).
6. Про затвердження Порядку організації охорони і захисту лісів : Постанова Кабінету Міністрів України від 20.05.2022 № 612.
7. Буцький П. Особливості заліснення Північно-Західного Приазов'я. *Східноєвропейський історичний вісник*. 2017. № 4. С. 164–171.
8. Слісавенко Ю., Поліщук В., Хаєцький Г. Історія лісовідновлення та лісорозведення в умовах формування збалансованого розвитку східного Поділля. *Науковий вісник Вінницької академії безперервної освіти. Серія «Екологія. Публічне управління та адміністрування»*. 2023. № 3. С. 77–82. DOI: <https://doi.org/10.32782/2786-5681-2023-3.10>
9. Досвід штучного лісовідновлення дубових насаджень різними методами та видами садивного матеріалу в Південно-Східному Лісостепу України. Лук'янець В.А., Румянцев М.Г., Мусієнко С.І., Тарнопільська О.М., Кобець О.В., Бондаренко В.В., Ющик, В.С. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2023. № 33 (1). С. 7–12. DOI: <https://doi.org/10.36930/40330101>.
10. Вознюк Н.М., Скиба В.П., Ганчук М.М., Усаченко С.В. Особливості та ризики лісорозведення і лісовідновлення у межах сухостепової підзони України (на прикладі Запорізької області). *Вісник НУВГП*. 2022. Вип. 4 (100). С. 49–68. DOI: <https://doi.org/10.31713/vs420224>
11. В. І. Блистів, З.М. Юрків, І.С. Нейко, М.В. Матусяк Практичні аспекти удосконалення лісонасінного районування. *Сільське господарство та лісівництво*. 2021. № 21. С. 140–157. DOI: <https://doi.org/10.37128/2707-5826-2021-2-12>
12. Турко В.М., Вишневецький А.В., Сірук Ю.В. і Жуковський О.В. Особливості лісовідновлення в осередках кореневої губки в сосняках свіжих суборів Житомирського Полісся. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2023. № 33 (2). С. 38–44. DOI: <https://doi.org/10.36930/40330205>.
13. Шведюк Ю.В. Стан і динаміка лісовідновлення в умовах малого Полісся. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2014. № 21 (10). С. 105–113.
14. Загвойська Л.Д., Шведюк Ю.В. Оцінювання еколого-економічної ефективності заходів з лісовідновлення. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2016. Вип. 26.4. С. 110–116.
15. В. І. Блистів, В. М. Маурер. Популяційне лісовідновлення як основа збереження генетичного поліморфізму бука лісового в Закарпатті. *Лісове і садово-паркове господарство*. 2019. № 16. С. 15–32.
16. Дунаєвська О.Ф., Сокульський І.М., Мельник Н.В., Піциль А.О. Екологічні проблеми сільського господарства в умовах воєнного стану. *Екологічні науки*. 2024. № 1 (52). С. 22–27. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2024.eco.1-52.1.3>
17. Турко В., Мороз В. Вплив погодних умов на природне лісовідновлення *Pinus Sylvestris* в умовах центрального Полісся. *German International Journal of Modern Science / Deutsche Internationale Zeitschrift für Zeitgenössische Wissenschaft*. 2023. Issue 58. P. 5. DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.8054464>
18. Пашковська Х., Перхач О. ДП “Бродівське лісове господарство”: сучасний стан, використання, лісовідновлення та лісозахист. *Наукові записки Тернопільського нац. Педагогічного ун-ту імені Володимира Гнатюка*. 2019. Том 47 № 2. С. 173–177. DOI: <https://doi.org/10.25128/2519-4577.19.3.21>
19. Правила відтворення лісів : Постанова Кабінету Міністрів України від 1 березня 2007 р. № 303. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=303-2007-п#Text>

ГЛОБАЛЬНА ЕКОЛОГІЧНА ПРОБЛЕМА МІКРОПЛАСТИКА

Кірсанова В.В.

Дунайський інститут Національного університету «Одеська морська академія»
вул. Фанагорійська, 9, 68601, м. Ізмаїл
kirsanova@dinuoma.com.ua

Забруднення пластиком та мікропластиком створили екологічні проблеми через його стійкість та шкідливий вплив на біосферу та на здоров'я людини. Розкладання пластмас у результаті життєдіяльності мікроорганізмів має велике значення для екологічного здоров'я біосфери. Можливість розкладання пластмас мікроорганізмами привернула увагу дослідників. При вивченні механізму біодеградації пластику та мікропластику виявлено особливості деструкції залежно від структури пластмас. Виявлено, що полімери з довгими ланцюгами ефективно біорозкладаються на невеликі фрагменти, які вимагають більшої ферментативної активності протягом більш тривалого періоду часу. Полімери, що складаються з коротких ланцюгів і характеризуються низькою молекулярною масою, розкладаються швидше, порівняно з полімерами з довгими ланцюгами. Мікроби використовують біорозкладні полімери як субстрат при голодуванні та недоступності поживних речовин. Мікробна біоплівка є способом біодеградації полімерів. Вона формується мікроорганізмами на поверхні пластику і називається пластисферою. При порівнянні швидкості біорозкладання, бактерій і грибів, виділених з одного і того ж звалища, показало, що гриби виявилися більш ефективними для розкладання поліетилену, ніж бактерії. Виявлено що деякі нитчасті гриби здатні використовувати ці матеріали як єдине джерело вуглецю та енергії. На біорозкладання пластику впливає поєднання сукупності біотичних та абіотичних факторів. Необхідні подальші дослідження та комплексна оцінка впливу мікроорганізмів на деградацію пластику. Обнаслідують результати досліджень біодеструкції біорозкладних пластиків. Вони можуть відкрити нові варіанти керування відходами в кінці терміну служби, які недоступні для нерозкладних пластиків, таких як анаеробне зброджування та компостування. Забруднення харчових продуктів поточними пластиками, що не розкладаються, обмежує можливості їх переробки, а біорозкладні пластики, забруднені продуктами харчування, можуть бути компостовані до молекулярного походження. Необхідні подальші дослідження та комплексна оцінка впливу на деградацію пластику для інформування про методи сталого управління відходами. Які дозволять прискорити та удосконалити процеси їх утилізації. *Ключові слова:* забруднення пластиком, біодеградація пластику, мікропластик, біорозкладні полімери, пластисфера, мікроорганізмами нитчасті гриби.

Global environmental problem of microplastics. Kirsanova V.

Plastic and microplastic pollution have created environmental problems due to its persistence and harmful effects on the biosphere and human health. The decomposition of plastics as a result of the vital activity of microorganisms is of great importance for the ecological health of the biosphere. The possibility of decomposition of plastics by microorganisms has attracted the attention of researchers. When studying the mechanism of biodegradation of plastic and microplastic, the peculiarities of destruction depending on the structure of plastics were revealed. Long-chain polymers have been found to efficiently biodegrade into small fragments that require more enzymatic activity over a longer period of time. Polymers consisting of short chains and characterized by low molecular weight degrade faster than polymers with long chains. Microbes use biodegradable polymers as a substrate during starvation and inaccessibility of nutrients. Microbial biofilm is a method of biodegradation of polymers. It is formed by microorganisms on the surface of plastic and is called a plastisphere. When comparing the rate of biodegradation of bacteria and fungi isolated from the same landfill, it was shown that fungi were more effective in decomposing polyethylene than bacteria. It was found that some filamentous fungi are able to use these materials as the only source of carbon and energy. The biodegradation of plastic is influenced by a combination of biotic and abiotic factors. Further research and a comprehensive assessment of the impact of microorganisms on plastic degradation is necessary. The results of studies on the biodestruction of biodegradable plastics are encouraging. They can open up new end-of-life waste management options not available to non-degradable plastics, such as anaerobic digestion and composting. Contamination of food products with current non-biodegradable plastics limits their recycling options, and biodegradable plastics contaminated with food products can be composted to molecular origins. Further research and comprehensive impact assessment on plastic degradation is needed to inform sustainable waste management practices. Which will allow to speed up and improve the processes of their disposal. *Key words:* plastic pollution, biodegradation of plastic, microplastic, biodegradable polymers, plastisphere, microorganisms, filamentous fungi.

Постановка проблеми. Пластмаси, це полімерні матеріали, яких можна синтезувати у промислових масштабах під дією тепла та тиску. Мономери в реакціях полімеризації або поліконденсації з'єднуються і утворюють високомолекулярні сполуки.

Технологія виробництва пластмас було розроблено на початку минулого століття. Пластмаси характеризуються різноманітністю хімічної структури мономеру. Об'єднані у загальну групу, оскільки всі пластмаси характеризуються пластичністю, яка збільшується у разі підвищення температури.

З метою розширення технологічних властивостей пластмас, додають наповнювачі, пластифікатори, стабілізатори, барвники та інші добавки. Всі ці сполуки розширюють різноманітність хімічної структури пластмас та їх технологічні властивості (міцність, жорсткість, щільність, термостійкість, електропровідність). Різноманітність будови, хімічних та фізичних властивостей пластмас зумовили їхнє широке застосування. Незважаючи на те, що без цих матеріалів сучасне життя уявити складно, пластмаси характеризуються суттєвими недоліками.

У 80-ті роки. XX ст. було доведено, що при спалюванні пластикових відходів утворюються діоксини. Діоксини – це хімічні сполуки, які утворюються як побічні продукти високотемпературних хімічних реакцій, котрим характерна присутність молекул хлору, що з атомами вуглецю. Характерною особливістю діоксинів є їхня стійкість до хімічного та біологічного розкладання, а також їх здатність зберігатися та накопичуватися у навколишньому середовищі. Діоксини концентруються в біомасі і переноситися харчовими ланцюжками. Вони є суперінтоксикантами, універсальними клітинними отрутами, що знищує все живе. Поєднання високої токсичності, біокумулятивності та канцерогенності обумовлює серйозну небезпеку діоксинів для біосфери [1]. Зберігаючи стійкість до впливу агресивних факторів навколишнього середовища, при тривалому використанні або зберіганні відбувається ослаблення і розрив зв'язків між мономерами в полімерних молекулах пластику. На початку двадцять першого сторіччя виявлено здатність пластику деградувати. У всіх екосистемах планети без винятку виявлено частинки пластикових відходів різних розмірів.

Актуальність дослідження Деградація пластику виникає внаслідок зміни хімічної структури полімеру під впливом факторів довкілля. Деградацію класифікують як фотоокислювальну, термічну, спричинену озоном, механохімічну, каталітичну та біодеградацію [2; 3]. Процес деградації продовжується до розкладання молекул пластику на мономери. В результаті виявлено макрочастинки (великі шматки) та мікрочастинки. Найбільшу небезпеку для екосистем є мікрочастинки, які накопичуються, але продовжують розкладатися. Оскільки процес розкладу безперервний, у навколишньому середовищі накопичуються мікрочастинки різних розмірів.

Мікропласт (МП) класифікується як частинки в діапазоні від 1 мкм до 5 мм, нанопластик частки в діапазоні від 1 нм до 100 нм, а розміри від 100 нм до 1 мкм називаються субпластичними. Класифікація відповідає ухвалам Європейської комісії для сконструйованих наночастинок (ENP) [4].

У Світовому океані накопичено пластикові відходи, які утворили острови у сотні квадратних км. Пластмасове забруднення виявлено в найрізноманітніших морських екосистемах, у тому числі, вздовж берегових ліній віддалених островів, прибережну товщу води, глибоководні та субтропічні круговороти.

Аналіз останніх досліджень і публікацій Вплив на навколишнє середовище великих частинок пластику діаметром від сантиметрів до десятків метрів включає зміну довкілля, заплутування і вживання в їжу мегафауною, такий як ссавці [5], морські птахи [6], і великі види риб [7]. Часто хвилі океану викидають на берег трупи дельфінів, трупи китів та птахів, у яких убив пластик. Колонізація плаваючих уламків може також переносити особин дрібних видів, що

є однією з причин біоінвазії чужорідних видів [8; 9]. Забруднення мікропластиком в останні роки викликало особливе занепокоєння через його поширеність в океані та потенційне потрапляння в організм усіх морських мешканців. Виявлено поширення мікропластика у глобальному морському середовищі. Яка включає первинні джерела (використання мікрочастинок пластику в косметичних засобах, синтетичному одязі, та при утворенні виробничих відходів заводів з переробки пластмас. Вторинні джерела накопичуються в результаті деградації більших залишків пластику в результаті фізичних та хімічних впливів [10]. В результаті досліджень визначено, що берегові лінії містять значну кількість пластикового сміття, але кількість, розподіл та походження залишаються не до кінця дослідженими.

За даними деяких авторів [11]. Протягом перших 5 років після викиду в океан 77% наземного пластику викидається на берег, або зосереджений у прибережних водах. Викинутий на берег пластик характеризується різним походженням. [12] Накопичення та розсіювання пластику в навколишньому середовищі сприяють виникненню глобальної екологічної кризи [11]. З річковою водою пластикові відходи потрапляють із суші до Світового океану, річки також утримують пластик протягом тривалих періодів часу [13]. Досліджено динаміку перенесення пластикових відходів по річці. Вони показали, що більшість пластику переносилася на поверхню, але також виявили рух і накопичення в нижніх шарах води на ділянках з повільним перебігом. Одне з перших досліджень щодо визначення кількісної концентрації пластику в товщі води продемонструвало, що не можна нехтувати підводним пластиком. Іноді концентрації на глибині дорівнювали або перевищували концентрації, що спостерігаються на поверхні [14]. Було проведено комплексні дослідження, присвячені виявленню мікропластику в товщі води басейну річки Дунай від її початку до гирла, включаючи основні притоки. Мікропластик було виявлено у всіх зразках. Поліетилен є переважним полімером з максимальним вмістом 22,24 мкг/мг, 3,23 мкг/мг полістиролу, 1,03 мкг/мг стирол-бутадиєн-каучуку та 0,45 мкг/мг поліпропілену. Полімери, такі як поліефіри, поліакрилати, полілактид та натуральний каучук, не були виявлені. Води басейну річки Дунай, як і всі річки планети, містять мікропластик, що утворився внаслідок накопичення залишків пластикового сміття [15; 16].

Оцінка просторового розподілу сміття має значення визначення його екологічної значимості. Деякі дослідження показали, що мікропластик присутній у ґрунті, в атмосфері та може пересуватися на великих відстанях [17] Виявлено присутність мікропластику у пробах хмарної води. Хмарний мікропластик характеризується широким діапазоном розмірів від 8 до 1542 мкм, 60% їх менше 100 мкм. На концентрацію мікропластика впливає

вміст рідкої води у хмарах, райони джерел та висота траєкторії. Шорстка поверхня хмарного мікропластика, вказує на його фотохімічне старіння. Потрібні додаткові дослідження, щоб зрозуміти взаємодію мікропластику з хмарами [18]. Внаслідок численних досліджень виявлено більш високий рівень сміття в районі звалищ. Кореляція між густиною населення та кількістю сміття позитивна, проте на регіональному рівні кореляція негативна. Передбачається, що управління відходами ефективніше у великих населених пунктах [19; 20]. Виявлено новий вид мінералів, що містить пластик на всіх континентах Землі. Каміні з включенням пластикових полімерів були виявлені як уздовж берегової лінії, так і в глиб континентів. Вперше пластикові каміні, які складаються з розплавленого пластику, до якого прилипли піщинки, каміння, корали, черепашки та деревне сміття, були виявлені всередині розпаленого багаття. Пластикові каміння також може бути результатом руху хвиль. Внаслідок чого пластик прилипає до поверхні каміння. Хімічне зв'язування могло стати можливим завдяки сонячному опроміненню, що окислює пластик. Пластикові каміння являють собою безпосередню загрозу стійкості екосистем в океані та здоров'ю людини, оскільки можуть знизити мікробну різноманітність та виділяти мікропластик, який потрапляє до тіла людини та тварин [21; 22; 23].

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття Результати досліджень показали, що всі живі організми на планеті можуть ковтати або адсорбувати мікропластик [24; 25]. Мікрочастинки пластику виявлено в організмі медуз, мідій, ракоподібних, риб та інших морських мешканців [26]. Виявлено наявність мікропластику у біологічних зразках людського походження [27].

Мікропластик надає несприятливий вплив на живі організми. При дослідженні впливу мікропластику у поєднанні з антибіотиками, які також накопичені у навколишньому середовищі, виявлено суттєве ушкодження системи окисного захисту. Також спостерігалось зниження різноманітності видів мікроорганізмів [28].

Внаслідок впливу бісфенолів на організм людини, знижується концентрація та кількість сперматозоїдів. Необхідні додаткові дослідження для подальшого вивчення взаємозв'язку між впливом бісфенолів та зниженням чоловічої фертильності [29]. Бісфеноли активують внутрішньоклітинні метаболічні ферменти та насос відтоку в бактеріях, що збільшує їх стійкість до антибіотиків [30]. Згідно з результатами досліджень, рослинні екосистеми можуть природно відфільтрувати і накопичити мікропластик до його потрапляння у водне середовище. Накопичення частинок мікропластику впливають на властивості ґрунту та зростання рослин, представляючи загрозу для наземних екосистем [31; 32].

Прісноводні екосистеми містять велику кількість мікропластику. Скидання стічних вод вважається основним джерелом їх забруднення мікропластиком, але не єдиний [33; 34]. Пластик завдяки хімічній стійкості та невеликій вазі легко переміщається повітрям, сушею, прісною водою та океаном. Масове використання та неефективні системи керування пластиковими відходами призвели до забруднення мікропластиком, що стало серйозною загрозою для навколишнього середовища. Повсюдна присутність мікропластику у навколишньому середовищі збільшує ризик негативного впливу мікропластику на біосферу та здоров'я людини [35; 36]. Внаслідок широкого поширення пластику виникла гостра необхідність видалення пластикових відходів із навколишнього середовища, щоб подолати глобальну екологічну кризу пластикового забруднення. Доля пластмас на планеті залежатиме від ефективних технологій управління та утилізацією пластиковими відходами. Також можливе розкладання та нейтралізація мікропластику під впливом мікроорганізмів та ферментів.

Новизна. Узагальнено дослідження мікроорганізмів, що беруть участь у біодеградації пластику. Визначено існування значного потенціалу для використання різних штамів бактерій та нитчастих грибів для ефективної деградації пластику з метою розв'язання глобальної екологічної проблеми пластичного та мікропластикового забруднення планети.

Загальнонаукове значення Розкладання пластику внаслідок біодеградації має важливе значення для екологічного здоров'я. Це дослідження включає попереднє обговорення механізму біодеградації та переваг ферментів різних мікроорганізмів у деградації різних полімерів. Огляд підсумовує дослідження біологічної деградації пластику та мікропластику, пов'язані з механізмами та факторами впливу, а також їх ферментами у посиленні деградації синтетичних пластиків. Для подальшого підвищення ефективності деградації полімерів обговорювалися попередні обробки для підвищення ефективності біодеградації, які можуть призвести до значного зниження забруднення токсичним пластиком. Результати багатьох досліджень показують, що багато мікроорганізмів бере участь у біодеградації пластику, хоча їх механізми недостатньо вивчені. Існує значний потенціал для використання різних штамів бактерій та ниткових грибків для ефективної деградації пластику.

Викладення основного матеріалу Мікробна ферментативна деградація ґрунтується на здатності бактеріальних ферментів до деградації пластику [37]. Стійкі полімери не повністю розкладаються, що ускладнює асиміляцію цих пластмас у навколишньому середовищі [38]. Полімери з довгими ланцюгами ефективно біорозкладаються на невеликі фрагменти, проте для повного розкладання потрібні більшої ферментативної активності протягом більш

тривалого періоду часу. У процесі часткового біорозкладання фрагменти, що утворилися, асимілюються з мікроорганізмами. Асиміляція спостерігається і коли пластик фрагментується під впливом абіотичних факторів, таких як УФ-випромінювання, температура та фізичний стрес [39]. Біорозкладні пластики, які складаються з коротких ланцюгів і характеризуються низькою молекулярною масою, розкладаються швидше, порівняно з полімерами з довгими ланцюгами. Мікроби використовують біорозкладні полімери як субстрат при голодуванні та недоступності поживних речовин [40]. Одна з причин, через яку деградація пластику в даний час є темою екологічних досліджень, полягає в тому, що перетворення пластику на дрібні частинки може призвести до виділення токсичних хімічних сполук. Які можуть спричинити серйозні проблеми, такі як ендокринні порушення, метаболічні порушення та репродуктивна токсичність [41]. Пластмаси є високомолекулярними речовинами, які спочатку виявляють відносно невелику токсичність і не засвоюються організмом людини. Токсичними є добавки, яких додають під час переробки, або при синтезі. Мономери, з яких складаються і до яких розкладаються пластмаси, теж дуже токсичні [42]. На біорозкладання пластику впливає поєднання сукупності біотичних та абіотичних факторів. [43]. Утворення мікробної біоплівки є способом біодеградації полімеру. Вона спочатку формується мікроорганізмами лежить на поверхні пластику і називається пластисферою [44]. Біоплівки складаються з великої кількості мікроорганізмів, що беруть участь у деградації, що підвищує ефективність порівняно з одним видом мікроорганізмів. Чисті культури бактерій, виділені з більшості середовищ, показують, що бактерії мають різноманітність і функціональність. Види бактерій з рідів *Pseudomonas*, *Escherichia* і *Bacillus* мають величезний потенціал розкладання пластмас, особливо полімерів, що важко розкладаються, таких як поліетилен, полістирол. Крім того, було продемонстровано, що бактеріальні штами, такі як *Pseudomonas aeruginosa*, *Bacillus megaterium*, *Rhodococcus ruber* та інші можуть руйнувати термопласти [45]. Ідентифіковані нитчасті гриби, *Z. maritimum*, здатні розкладати пластик, вони характеризуються потужною ферментативною системою. Грибкові дослідження біорозкладання макро- і мікропластика показали, що нитчасті гриби здатні використовувати ці матеріали як єдине джерело вуглецю та енергії [46]. З плаваючого пластикового сміття у субтропічному кругообігу у північній частині Тихого океану виділено гриб *Parangyodontium album*. Результати досліджень показують здатність *P. album* розкладати поліетилен у морському середовищі та мінералізувати її до CO_2 . Початкова фотодеградація поліетилену має вирішальне значення метаболізму вуглецю, отриманого з поліетилену [47]. Морські гриби можуть розщеплювати складні

вуглецеві матеріали. На додаток до чотирьох видів, виявлених на даний момент, можлива ідентифікація інших видів, які також сприяють нейтралізації пластику та мікропластику. Потрібні подальші дослідження нових штамів із пластисферних екосистем. Мікробіологічна деградація пластмас являє собою процес розщеплення полімеру на більш короткі ланцюги або дрібніші молекули (наприклад, олігомери, димери та мономери). Полімери з малою молекулярною масою розкладаються на мономери, які можуть бути необхідні для росту мікробів. Мономери в клітинах мінералізуються в CO_2 , H_2O (в аеробних умовах), і CO_2 , H_2O і CH_4 (в анаеробних умовах). Ознаки розкладання можуть бути визначені трьома технологічними критеріями: зміни структури пластику/мікропластику, фізична втрата маси пластику/МП та утворення метаболітів пластику/МП.

Ідентифіковано штами бактерій, які виявляють здатність деградації поліетиленотерефталат. Вони відносяться до грам-позитивного типу *Actinobacteria* [48] який включає рід *Thermobifida* та *Thermomonospora* [49]. Ідентифіковано бактерію *Ideonella sakaiensis* 201-F, яка використовує пластик як своє єдине джерело їжі. Виробництво двох ферментів із штаму здатне гідролізувати поліетиленотерефталат, ефективно перетворюючи поліетиленотерефталат на екологічно безпечні мономери [50]. До складу мікробіома кишечника борошняного хробака ідентифіковані дві таксономічні одиниці (OTU) (*Citrobacter* sp. та *Kosakonia* sp.) які мають потенціал хімічного розкладання пластиків з різною хімічною будовою. Необхідні подальші дослідження для використання кишкового мікробіома борошняних хробаків для біодеградації ФС [51].

При порівнянні швидкості біорозкладання, бактерій і грибів, виділених з одного і того ж звалища, показало, що гриби виявилися більш ефективними для розкладання поліетилену, ніж бактерії [52]. Використання грибкових та бактеріальних штамів окремо або у складі консорціуму ефективно розкладають пластик [53]. Дослідження та ідентифікація мікроорганізмів здатних біорозкладати пластик та мікропластик мають важливе значення для вдосконалення утилізації пластикових відходів та нейтралізації їх негативного впливу на навколишнє середовище. З цією метою необхідно удосконалювати процеси біодеградації пластику. Вплив на пластикових полімерів високою температурою, ультрафіолетовим опроміненням та каталіз мікробних ферментів можуть сприяти їхній ефективній біодеградації. Однак, враховуючи особливості подальшої деградації різних груп полімерів, необхідно досліджувати продукти розпаду деградації та їх вплив на довкілля.

Біорозкладанні пластики більш сприйнятливі до попередньої обробки, ніж традиційні пластики. Для них характерна відносно низька молекулярна маса, висока гнучкість і кілька функціональних груп у структурі молекул. Ці їх особливості зумовлюють

успішніший біорозклад. Останніми роками фотокаталіз як «зелений шлях» швидко розвивався [54]. Було виявлено, що хлорид заліза може каталізувати процес окисного розриву зв'язків пластику у присутності кисню та світлодіодної лампи з довжиною хвилі 400 нм [55]. Забруднення харчових продуктів пластиками, що не розкладаються, виключає або обмежує можливості їх переробки, а біорозкладні пластики, забруднені продуктами харчування, можуть бути компостовані до молекулярного походження [55]. Умови довкілля часто відрізняються від стандартних умов, за яких тестується розкладання пластику. Біорозкладання може бути менш ефективним. У порівнянні зі стандартами умов [56]. Часткове біорозкладання призводить до фрагментації біорозкладаного пластику на дрібніші частинки, які диспергують у ґрунтових та водних екосистемах, де умови можуть бути менш сприятливими для подальшого біорозкладання [57]. Їх часткова деградація збільшує виробництво нанопластиків, які піддаються ризику системного впливу на біосферу і здоров'я людини [58].

Головні висновки. Забруднення пластиком та МП є глобальною екологічною проблемою, що викликає серйозне занепокоєння людства, через його шкідливий вплив на біосферу та здоров'я людини. В результаті досліджень скупчень пластикових відходів у Світовому океані та на континентальних звалищах були ідентифіковані різні штами бактерій та нитчастих грибів, які здатні розкласти пластик та мікропластик. Виявлено, що полімери з довгими ланцюгами біорозкладаються на невеликі фрагменти, які вимагають більшої ферментативної активності протягом більш тривалого періоду часу. У процесі неповного біорозкладання фрагменти, що утворилися, асимілюються з мікроорганізмами. Біорозкладні пластики, які складаються з коротких ланцюгів і характеризуються низькою молекулярною масою, розкладаються швидше, порівняно з полімерами з довгими ланцюгами. Мікроби використовують біорозкладні полімери як субстрат при голодуванні та недоступності поживних речовин. На біорозкладання пластику впливає поєднання сукупності біотичних та абіотичних факторів.

Дослідження біорозкладання макро- і мікропластику під впливом грибків виявили, що нитчасті гриби здатні використовувати ці матеріали як єдине

джерело вуглецю та енергії. Результати отриманих досліджень мають важливе значення для нейтралізації забруднення планети пластиком та мікропластику.

Процес біодеградації біорозкладних пластик відбувається більш інтенсивно під впливом улітрофіолетового опромінення та в термофільних умовах. Необхідно продовжити подальші дослідження для оптимізації ефективних ферментативних умов розкладання пластику та зосередитись на структурному аналізі відповідних ферментів та механізмах реакції для отримання бажаних результатів. Ідентифікація необхідного мікроорганізму для розкладання різних видів пластику має важливе значення. Опубліковано недостатня кількість поглиблених досліджень про біорозкладання, в яких можна розглядати процес розкладу залежно від домішок у пластмасах та ферментів у бактеріях. Недостатньо вивчено зазначені механізми, попередньої обробки для прискорення біорозкладання. Необхідно провести подальші дослідження для оптимізації ефективних ферментативних умов для розкладання пластику та зосередитись на структурному аналізі відповідних ферментів та механізмах реакції для отримання бажаних результатів. Дослідження з біодеградації пластику можуть допомогти зрозуміти процеси біосинтезу мікроорганізмів та їх потенціал для скорочення кількості пластику у навколишньому середовищі. Такі дослідження допоможуть розробити досконаліші ферменти для вирішення проблем, пов'язаних із пластиковими відходами.

Перспективи використання результатів дослідження. Пластичні матеріали є синтетичними полімерами і тривалий час вважалося, що вони в біосфері не піддаються біодиструкції. Виявлення та ідентифікація мікроорганізмів, які розкладають пластик, мають значення для нашої планети. Ці відкриття дозволять удосконалити технологію упілізації пластикових відходів. Однак процес утворення МВР під час біорозкладання недостатньо вивчений, необхідні подальші дослідження їх потенційних екологічних наслідків. Також спостерігається нестача інформації про потенціал ферментів у розщепленні пластику ферментативним шляхом. Подальші дослідження дозволять розробити методи стійкого управління відходами, переглянути структуру стандартів тестування біорозкладності пластику та мікропластику.

Литература

1. R. E. Alcock and K. C. Jones Dioxins in the Environment: A Review of Trend Data, *Environmental Science & Technology*. 1996. V. 30. № 11, p. 3133–3143. doi: 10.1021/es960306z
2. Zhu, L., Zhao, S., Bittar, T. B., Stubbins, A., & Li, D. Photochemical dissolution of buoyant microplastics to dissolved organic carbon: rates and microbial impacts. *Journal of hazardous materials*, 2020, № 383, Article № 121065. doi: 10.1016/j.jhazmat.2019.121065
3. Yoon, M. G., Jeon, H. J., & Kim, M. N. Biodegradation of polyethylene by a soil bacterium and AlkB cloned recombinant cell. *J Bioremed Biodegrad*, 2012, V. 3. № 4, p. 1–8. doi:10.4172/2155-6199.1000145
4. Commission Recommendation 2011/696/EU of 18 October 2011 on the definition of nanomaterial (OJ L 275, 20.10.2011, p. 38). <https://www.google.com/search?q=4>
5. Li, W. C., Tse, H. F., & Fok, L. Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of the total environment*, 2016, V. 4 № 566, p. 333–349. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.084>

6. K. Ugwu, A. Herrera, M. Góme Microplastics in marine biota: a review *Mar. Pollut. Bull.*, 2021, № 169 Article № 112540. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112540
7. Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W., ... & Russell, A. E, Lost at sea: where is all the plastic? *Science*, 2004, V. 304. №.5672, p. 838–838. doi: 10.1126/science.1094559.
8. Carbery, M., O'Connor, W., & Palanisami, T. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environment international*, 2018, № 115, p. 400–409. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.03.007>
9. Under a Creative Commons. Degradation and lifetime prediction of plastics in subsea and offshore infrastructures *Science of The Total Environment* V. 904, № 15 2023, Article № 166719. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166719>
10. Anthony L. Andrady. Show more Microplastics in the marine environment *Marine Pollution Bulletin* 2011. V. 62, № 8, p. 1596–1605 <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
11. March, A., Roberts, K. P., & Fletcher, S. A new treaty process offers hope to end plastic pollution. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2022. V. 3. (№.11), p. 726–727. <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00361-1>
12. Morales-Caselles, C., Viejo, J., Martí, E., González-Fernández, D., Pragnell-Raasch, H., González-Gordillo, J. I., ... & Cózar, A. An inshore-offshore sorting system revealed from global classification of ocean 2021. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00720-8>
13. van Emmerik, T., Mellink, Y., Hauk, R., Waldschläger, K., & Schreyers, L. Rivers as plastic reservoirs. *Frontiers in Water*, 2022, № 3, p. 212. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.786936>
14. Haberstroh, C. J., Arias, M. E., Yin, Z., Sok, T., & Wang, M. C. Plastic transport in a complex confluence of the Mekong River in Cambodia. *Environmental Research Letters*, 2021. V. 16. № 9, Article № 095009. doi 10.1088/1748-9326/ac2198
15. Мария Киттнер et. al. Microplastics in the Danube River Basin: A First Comprehensive Screening with a Harmonized Analytical Approach *ACS ES&T Water* 2022, V. 2. № 7, p. 1174–1181. doi:10.1021/acsestwater.1c00439
16. Pojar, I., Stănică, A., Stock, F. et al. Sedimentary microplastic concentrations from the Romanian Danube River to the Black Sea. *Sci Rep* 2021, № 11, Article № 2000. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-81724-4>
17. Chamas, A., Moon, H., Zheng, J., Qiu, Y., Tabassum, T., Jang, J. H., ... & Suh, S. (Degradation rates of plastics in the environment. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 2020 V. 8, № 9, p. 3494–3511. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b06635>.
18. Xinmiao Xu, Tao Li, Jiebo Zhen, et al. Characterization of Microplastics in Clouds over Eastern China *Environmental Science & Technology Letters American Chemical Society*. Jan 1, 2024. V. 11, № 1, p. 16–22. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.3c00729>
19. Tim H. M. van Emmerik, Daniel González-Fernández, Charlotte Laufkötter, Martin Blettler et al Focus on Plastics from Land to Aquatic Ecosystems, *Environ. Res. Lett.* 2023 V. 18. № 4. Article № 040401. doi 10.1088/1748 9326/ac086
20. Хенар Маргенат, Холли А. Нел, Суза Х. Стоундал, Стефан Краузе et al. Hydrologic controls on the accumulation of different sized microplastics in the streambed sediments downstream of a wastewater treatment plant (Catalonia, Spain). *Environmental Research Letters*, 2021. V. 16, № 11. Article № 115012. doi 10.1088/1748-9326/ac3179
21. Gabriel Enrique De-la-Torre, Carlos Ivan Pizarro-Ortega, Diana Carolina Dioses-Salinas, Md. Refat Jahan Rakib, et al. Plastic crusts: A new potential threat in the Anthropocene's rocky shores, *Science of The Total Environment*, 2019. № 687. p. 413–415. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.123>
22. Gabriel Enrique De-la-Torre e al. First record of plastiglomerates, pyroplastics, and plastic crusts in South America, *Science of The Total Environment* 2022, 833. № 10. Article № 155179. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155179>
23. Liuwei Wang, Deyi Hou, Plastistone: An emerging type of sedimentary rock, *Earth-Science Reviews* 2023, № 247. Article № 104620. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2023.104620>
24. Silvia Franzellitti, Laura Canesi, Manon Auguste, Rajapaksha H.G.R. Wathsala, Elena Fabbri Microplastic exposure and effects in aquatic organisms: A physiological perspective *Environmental Toxicology and Pharmacology* 2019, V. 68, № 5, p. 37–51. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.03.009>
25. Agathe Bour, Ane Haarr, Steffen Keiter, Ketil Hylland Environmentally relevant microplastic exposure affects sediment-dwelling bivalves *Environmental Pollution*, 2018, V. 236, № 5, P. 652–660. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.006>
26. Alex Scott MICROPLASTICS All-consuming plastic Microplastics are showing up in our food and in our bodies. Is that a problem? *C&EN London C&EN*, 2019. V. 97. № 5, p. 28–33. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/cen-09705-cover>
27. Anqi Sun, Wen-Xiong Wang. Human Exposure to Microplastics and Its Associated Health Risks. *Environment & Health* 2023. V. 1. № 3, p. 139–149. <https://doi.org/10.1021/envhealth.3c00053>
28. Weiliang Pan, Yi Zhou, Huimin Xie, Lin Liang, et al. Plant and microbial response in constructed wetland treating tetracycline antibiotic polluted water: Evaluating the effects of microplastic size and concentration *Chemosphere* 2024, № 353. Article № 141553. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141553>
29. Lei Lü, Yuan Liu, Yuhong Yang, Jinxing He, Lulu Luo, Shanbin Chen, and Hanzhu Xing Bisphenol A Exposure Interferes with Reproductive Hormones and Decreases Sperm Counts: A Systematic Review and Meta-Analysis of Epidemiological Studies *Toxics* 2024. V. 12. № 4. Article № 294. <https://doi.org/10.3390/toxics12040294>
30. Jingyu Qin, Xin Qi, Yuejiao Li, Zhuyun Tang, Xiaona Zhang, Shaoguo R et al., Bisphenols can promote antibiotic resistance by inducing metabolic adaptations and natural transformation *Journal of Hazardous Materials* 2024, V. 470. № 5. Article № 134149. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.134149>
31. Yuzhou Huang, Xi Xiao, Caicai Xu, Yuvna Devi Perianen et al., Seagrass beds acting as a trap of microplastics – Emerging hotspot in the coastal region? *Environmental Pollution*, February 2020. V. 257. № 2 Article № 113450. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113450>
32. M. Eugenia Adaro, Ana C. Ronda Natural filters of marine microplastic pollution: implications for plants and submerged environments *Environmental Advances* 2024, V. 16. №.7. Article № 100535. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2024.100535>
33. Hoi-Shing Lo, Xiaoyu Xu, Chun-Yuen Wong, Siu Gin Cheung Comparisons of microplastic pollution between mudflats and sandy beaches in Hong Kong *Environmental Pollution* 2018, V. 236. № 5, p. 208–217. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.031>

34. Xiaowei Li, Lubei Chen, Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China *Water Research* 2018, V. 142, № 10. p. 75–85. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.034>
35. Sarijan, S.; Azman, S.; Said, M. I. M.; Jamal, M. H. Microplastics in freshwater ecosystems: a recent review of occurrence, analysis, potential impacts, and research needs. *Environ. Sci. Pollut. R.* 2021, № 28, p. 1341–1356. doi:10.1007/s11356-020-11171-7
36. Prata, J.C.; da Costa, J.; Lopez, I.; Duarte, A.C.; Rocha-Santos, T. Environmental impacts of microplastics: a review of possible consequences for human health. *Sci. Total environment.* 2020, V. 702, № 10, Article № 134455. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134455
37. Bano, K., Kuddus, M., R Zaheer, M., Zia, Q., F Khan, M., Md Ashraf, G., ... & Aliev, G. Microbial enzymatic degradation of biodegradable plastics. *Current pharmaceutical biotechnology*, 2017, V. 18, № 5, p. 429–440. doi: <https://doi.org/10.2174/1389201018666170523165742>.
38. Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science advances*, 2017, V. 3, № 7, Article № 1700782. doi: 10.1126/sciadv.1700782.
39. Urbanek, A. K., Rymowicz, W., & Mirończuk, A. M. Degradation of plastics and plastic-degrading bacteria in cold marine habitats. *Applied microbiology and biotechnology*, 2018, V. 102, № 7, p. 7669–7678. <https://doi.org/10.1007/s00253-018-9195-y>
40. Narancic, T., & O'Connor, K. E. Plastic waste as a global challenge: are biodegradable plastics the answer to the plastic waste problem? *Microbiology*, 2019, V. 165. № 2, p. 129–137. <https://doi.org/10.1099/mic.0.000749>
41. Bin Zhou, Lixia Zhao, Yuebo Wang, Yang Sun, Xiaojing Li et al. Spatial distribution of phthalate esters and the associated response of enzyme activities and microbial community composition in typical plastic-shed vegetable soils in China. *Ecotoxicology and environmental safety*, 2020, V. 195, № 6. Article № 110495. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110495>
42. Wright, S. L., & Kelly, F. J. Plastic and human health: a micro issue? *Environmental science & technology*, 2017, V. 51, № 12, p. 6634–6647. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423>
43. Papadopoulou, A., Hecht, K., & Buller, R. Enzymatic PET degradation. *Chimia*, 2019, 73 (№ 9), p. 743–743. doi: <https://doi.org/10.2533/chimia.2019.743>
44. Anjana, K., et al. “Review on plastic wastes in marine environment—Biodegradation and biotechnological solutions”. *Marine Pollution Bulletin* 2020, V. 150, № 1. Article № 110733. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110733>
45. Amobonye, A.; Bhagwat, P.; Singh, S.; Pillai, S. Plastic biodegradation: Frontline microbes and their enzymes. *Sci. Total Environ.* 2021, V. 759, № 11 Article № 143536. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.143536
46. Sánchez, C. Fungal potential for the degradation of petroleum-based polymers: An overview of macro-and microplastics biodegradation. *Biotechnology advances*, 2020, V. 40, № 6. Article № 107501. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2019.107501>.
47. A. Vaksmaa, H. Vielfaure, Biodegradation of polyethylene by the marine fungus *Parengyodontium album* *Science of The Total Environment* 2024. V. 934, № 6. Article № 172819. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172819>
48. Kawai, F., Kawabata, T., & Oda, M. Current knowledge on enzymatic PET degradation and its possible application to waste stream management and other fields. *Applied microbiology and biotechnology*, 2019, V. 103, № 4, p. 4253–4268. <https://doi.org/10.1007/s00253-019-09717-y>
49. Hu, X., Thumarat, U., Zhang, X., Tang, M., & Kawai, F. Diversity of polyester-degrading bacteria in compost and molecular analysis of a thermoactive esterase from *Thermobifida alba* AHK119. *Applied microbiology and biotechnology*, 2010, V. 87, № 4, p. 771–779. <https://doi.org/10.1007/s00253-010-2555-x>
50. T., Shosuke Yoshida, Kazumi Hiraga, Toshihiko Takehana, Ikuo Taniguchi, et al., A bacterium that degrades and assimilates poly(ethylene terephthalate). *Science*, 2016, V. 351, № 6278, p. 1196–1199. doi: 10.1126/science.aad6359
51. Brandon, A. M., Gao, S. H., Tian, R., Ning, D., Yang, S. S., Zhou, J., ... & Criddle, C. S. Biodegradation of polyethylene and plastic mixtures in mealworms (larvae of *Tenebrio molitor*) and effects on the gut microbiome. *Environmental science & technology*, 2018, V. 52, № 11, p. 6526–6533. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02301>
52. Muhonja, C. N., Makonde, H., Magoma, G., & Imbuga, M. Biodegradability of polyethylene by bacteria and fungi from Dandora dumpsite Nairobi-Kenya. *PloS one*, 2018, V. 13, № 7, Article № e0198446. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0198446>
53. Sridharan, R., Krishnaswamy, V. G., & Kumar, P. S. Analysis and microbial degradation of Low-Density Polyethylene (LDPE) in Winogradsky column. *Environmental Research*, 2021. V. 201, № 10, Article № 111646. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111646>.
54. Song, Y.K.; Hong, S.H.; Eo, S.; Shim, W.J. The fragmentation of nano- and microplastic particles from thermoplastics accelerated by simulated-sunlight-mediated photooxidation. *Environ. Pollut.* 2022, V. 311, № 10. Article № 119847. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119847>
55. Oh, S.; Stache, E.E. Chemical Upcycling of Commercial Polystyrene via Catalyst-Controlled Photooxidation. *J. Am. Chem. Soc.* 2022, V. 144, № 13. p. 5745–5749. <https://doi.org/10.1021/jacs.2c01411>
56. Helmberger, M. S., Tiemann, L. K., & Grieshop, M. J. Towards an ecology of soil microplastics. *Functional Ecology*, 2020, V. 34, № 3, p. 550–560. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13495>
57. Zhu, F., Zhu, C., Wang, C., & Gu, C. (2019). Occurrence and ecological impacts of microplastics in soil systems: A review. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2019, V. 102, № 6, Article № 741749. <https://doi.org/10.1007/s00128-019-02623-z>
58. Shah, A. A., Hasan, F., Hameed, A., & Ahmed, S. Biological degradation of plastics: A comprehensive review. *Biotechnology Advances*, 2008, V. 26, № 3, p. 246–265. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2007.12.005>

ФІТОХІМІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ МАЛОПОШИРЕНИХ ЛІКАРСЬКИХ РОСЛИН: ЧАБЕРУ САДОВОГО (*Satureja hortensis*) ТА ЕЛЬШОЛЬЦІЇ ВІЙЧАСТОЇ (*Elsholtzia ciliata*)

Котюк Л.А., Іващенко І.В., Житова О.П., Котюк В.С.

Поліський національний університет

Старий Бульвар, 7, 10008, м. Житомир

kotyuk-la@ukr.net, kalateja@ukr.net, elmi1969@meta.ua, zr220784kvs@gmail.com

Альтернативою збереження та відновлення біологічного різноманіття в Україні є подальший розвиток лікарського рослинництва, тому що наразі лікарські рослини активно використовують не лише для отримання лікарських препаратів, але й для покращення раціону харчування людини. Потреби галузей народного господарства в продукції ефіроолійних, пряно-ароматичних й лікарських рослин постійно зростають.

Важливе завдання сьогодення - це введення в культуру у ґрунтово-кліматичних умовах Полісся України та всебічне вивчення нових малопоширених видів рослин, які забезпечать потреби у натуральних біологічно активних сполуках фармацію, кулінарію, ароматерапію, парфумерію, косметологію, ландшафтне будівництво та інші галузі промисловості України.

Досить перспективними у цьому відношенні є чабер садовий (*Satureja hortensis* L., 1753) та ельшольція війчаста (*Elsholtzia ciliata* Thunb., 1941), які накопичують у рослинній сировині цінні поживні речовини, вітаміни, макроелементи, ефірні олії, що забезпечує їхні антисептичні, антимікробні, протигельмінтні, інсектицидні властивості.

Вивчено кількісний і якісний склад основних компонентів рослинної сировини і ефірних олій *S. hortensis* та *E. cristata*, вирощених на території Полісся України. Дослідженнями встановлено, що вміст сухої речовини у *S. hortensis* становив 17,8%, *E. ciliata* – 17,1%, клітковини – відповідно 44,2 і 31,3%, золи – 4,2 і 7,1%, протеїну – 13,9 і 16,2%, загальних цукрів – 5,1 і 4,2%, жирів – 2,3 і 3,5%. Вміст каротину у фітосировині ельшольції гребінчастої становив 1,12, а у чаберу садового – 0,27 мг% на суху речовину. Досить суттєвий вміст аскорбінової кислоти у ельшольції війчастої (121,2 мг% у перерахунку на абсолютно суху речовину) та калію (613,6 мг%) свідчить про перспективність використання рослин для потреб фармацевтичної та харчової галузей.

Високий вміст карвакролу (88,8%) у ефірній олії чаберу садового забезпечує бактерицидні властивості рослин. Компонентний склад ефірної олії із сировини *E. ciliata*, вирощеної в умовах Полісся України, вирізняється переважанням в ній карвакролу (21,8%), неролідолу (11,9%), ельшольція-кетону (10,1%), що дає можливість використовувати рослини не лише для ароматизації продуктів, а також як протимікробний засіб. *Ключові слова:* *Satureja hortensis*, *Elsholtzia ciliata*, лікарські рослини, біохімічний склад, ефірні олії.

Phytochemical characteristics of lesser-known medicinal plants: summer savory (*Satureja hortensis*) and crested latesummer mint (*Elsholtzia ciliata*). Kotyuk L., Ivashchenko I., Zhytova O., Kotyuk V.

An alternative to preserving and restoring biodiversity in Ukraine is the further development of medicinal plant cultivation, as medicinal plants are actively used not only for obtaining medicinal preparations but also for improving human diets. The demand for essential oil, spicy-aromatic, and medicinal plants is constantly growing across various sectors of the national economy.

A crucial task today is the cultivation in the soil and climatic conditions of the Polissya region of Ukraine and the comprehensive study of new lesser-known plant species that will meet the needs for natural biologically active compounds in pharmaceuticals, culinary arts, aromatherapy, perfumery, cosmetology, landscape construction, and other industries in Ukraine.

Promising in this regard are summer savory (*Satureja hortensis* L., 1753) and crested latesummer mint (*Elsholtzia ciliata* Thunb., 1941), which accumulate valuable nutrients, vitamins, macroelements, and essential oils in their plant materials, ensuring their antiseptic, antimicrobial, anthelmintic, and insecticidal properties.

The quantitative and qualitative composition of the main components of the plant materials and essential oils of *S. hortensis* and *E. ciliata* grown in the Polissya region of Ukraine has been studied. Research has shown that the dry matter content in *S. hortensis* is 17.8%, in *E. ciliata* – 17.1%, fiber – 44.2% and 31.3%, ash – 4.2% and 7.1%, protein – 13.9% and 16.2%, total sugars – 5.1% and 4.2%, fats – 2.3% and 3.5%, respectively. The carotene content in the plant material of *E. ciliata* was 1.12 mg% and in *S. hortensis* – 0.27 mg% per dry matter. The significant content of ascorbic acid in *E. ciliata* (121.2 mg% in terms of absolutely dry matter) and potassium (613.6mg%) indicates the potential use of these plants for pharmaceutical and food industries.

The high content of carvacrol (88.8%) in the essential oil of summer savory provides the plant with bactericidal properties. The component composition of the essential oil from *E. ciliata* grown in the Polissya region of Ukraine is characterized by the predominance of carvacrol (21.8%), nerolidol (11.9%), and elsholtzia-ketone (10.1%), which allows the use of these plants not only for food flavoring but also as antimicrobial agents. *Key words:* *Satureja hortensis*, *Elsholtzia ciliata*, medicinal plants, biochemical composition, essential oils.

Постановка проблеми. Останнім часом споживання лікарських засобів на основі лікарських рослин характеризується тенденцією до зростання в усьому світі. За даними FoodAgricultural Organisation (Всесвітньої продовольчої організації при ООН), наприкінці минулого століття обсяг продажу лікарських рослин перевищив 1 млрд доларів. У науковій медицині на сьогодні використовується понад 180 видів дикорослих та уведених в культуру лікарських рослин. Світовий ринок лікарських рослин оцінюється в 600 тис. т на рік. Також про його ємність свідчить те, що понад 40% фармацевтичної продукції у світі виготовляється з лікарських рослин [1, 2].

У багатьох країнах світу лікарські рослини чи їхні окремі фізіологічно-функціональні інгредієнти активно використовують не лише як лікувальні засоби, але й як компоненти харчових продуктів для покращення раціону харчування людини [3].

Станом на 03.06.2024 року в «Державному реєстрі сортів рослин, придатних для поширення в Україні на 2024 рік» під рубрикою цільового призначення «Декоративні та лікарські» зареєстровано 357 таксонів із загального переліку (14616 таксонів), що складає всього 2,4% [4]. Тому розширення переліку таксонів рослин, які забезпечать лікарською та харчовою сировиною населення, є нагальним завданням сьогодення.

Актуальність дослідження. Одним із інструментів збереження й відновлення біорізноманіття в Україні може бути подальший розвиток лікарського рослинництва – галузі, якій не вистачає уваги з боку суспільства й держави, починаючи з часів здобуття незалежності [5].

Одним із найактуальніших завдань сьогодення є введення в культуру у ґрунтово-кліматичних умовах Полісся України та всебічне вивчення нових малопоширених видів рослин. Досить перспективними у цьому відношенні є чабер садовий (*Satureja hortensis* L., 1753) та ельшольція війчаста (*Elsholtzia ciliata* Thunb., 1941), які здатні забезпечити населення лікарською та харчовою сировиною галузі народного господарства [6]. Чабер садовий та ельшольція війчаста належить до родини Глухокропівові (*Labiatae* Juss., 1789) або Губоцвіті (*Lamiaceae* Martinov, 1820). Це однорічні рослини, які в умовах Полісся України формують вегетативні та генеративні органи, якісний насінний матеріал [7]. Надземні органи рослин (листки, квітки, насіння) накопичують поживні та біологічно активні речовини, які мають лікувальні властивості, здатні підвищувати імунітет людини.

Зв'язок авторського доробку із важливими та практичними завданнями. Зважаючи на те, що рослини *S. hortensis* та *E. ciliata* відзначаються значною біологічною цінністю, встановлення їх біохімічних особливостей має важливе практичне значення для покращення якості життя населення.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Чабер садовий та ельшольція війчаста не належать до категорії офіційних лікарських рослин, не входять до вітчизняної фармакопеї [9,10].

Батьківщина чаберу садового – Південно-Східна Європа та Азія. У теперішній час рослини *S. hortensis* культивують у Франції, Іспанії, Німеччині, Англії та інших країнах Європи, Канаді, США.

За відомостями Шанайди М. І. та співавторів [8], основними компонентами ефірної олії чаберу садового, який культивували в умовах Західного Поділля України, є карвакрол (76,2%), γ -терпінен (10,2%), β -каріофілен (2,7%), β -бісаболен (2,3%). В умовах Румунії основні компоненти чаберу садового – це γ -терпінен (42,3,2%), карвакрол (32,9%), β -цімен (8,1%), α -терпінолен (5%), β -пінен (2,3%), каріофілен (2,2%), α -туйєн (1,95%) [11].

Чабер садовий використовували ще у древньому Римі у якості замітника перцю для ароматизації їжі, а також для лікування розладів травлення [12, 13]. Фітосировину *S. hortensis* застосовують як лікувальний засіб при тахікардії, головних болях, риніті, циститі, гострих респіраторних захворюваннях. Сік чаберу може заспокоїти біль і зменшити набряк при укусах бджіл. Листки чаберу містять фенольні сполуки (розмаринова кислота та флавоноїди), які мають потужну антиоксидантну дію. У траві чаберу садового виявлено дубильні речовини, леткі олії, кислоти, камеді, пірокатехін, фенольні сполуки. У ефірній олії чаберу садового виявлено найбільший вміст карвакролу, тимолу, γ -терпінену, α -терпінену, β -каріофілену [13]. Рядом дослідників встановлено бактерицидні [15] та фунгіцидні властивості ефірної олії та трави *S. hortensis* [16, 17].

Батьківщина ельшольції війчастої – Азія, в природних умовах рослини трапляються в Афганістані, Китаї, Монголії, Індокитаї, Малайзії. На території України рослина часто зростає як бур'ян у парках, лісах, садибах. Рослини *E. ciliata* культивують в Європі, Північній Америці, Азії [18, 19, 20]. Рослини *Elsholtzia ciliata* (Thunb.) Nyl., 1941 називають бджоляною травою війчастою, «в'єтнамським бальзамом», а також мають синонімічні назви – ельшольція Патрена *Elsholtzia patrinii* (Lepech.) Garcke, 1858, *Elsholtzia cristata* Willd., 1790 – «зимова м'ята» [20, 21].

Низкою дослідників встановлено, що фітосировина ельшольції війчастої містить вітаміни, макро- та мікроелементи, біологічно активні речовини [22, 23]. Сучасні наукові дослідження свідчать, що рослини *E. ciliata* мають широкий спектр фармакологічних ефектів, включаючи протівірусну, протизапальну, антибактеріальну, антиоксидантну, протиалергічну, протипухлинну, болезаспокійливу дію [19, 24]. Траву ельшольції здавна широко використовують в Китаї та Кореї для полегшення таких симптомів як застуда, лихоманка, пневмонія, кір [24, 25].

Фітосировину ельшольції війчастой застосовують як пряність при приготуванні м'яса, страв із овочів, риби, яєць, сиру, бобових, а також ароматизують деякі рослинні олії, оцет, алкогольні та безалкогольні напої [26]. Крім того, рослини багаті леткими оліями, які використовують як ароматизатори у виробництві косметичних засобів. Ефірна олія ельшольції має приємний охолоджуючий смак і тонкий стійкий аромат, її застосовують для виготовлення одеколонів і парфумів [27].

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується зазначена стаття. Зважаючи на обмежені відомості про нові цінні малопоширені ароматично-лікарські рослини, виникла необхідність вивчення фітохімічних властивостей рослин *S. hortensis* та *E. ciliata* при введенні у культуру в умовах Полісся України.

Мета нашої роботи – вивчення компонентного складу фітосировини та ефірних олій чаберу садового й ельшольції війчастой для подальшого використання у якості лікарської та харчової сировини.

Методологічне або загальнонаукове значення. Рослинну сировину збирали на експериментальних ділянках ботанічного саду Поліського національного університету (м. Житомир) під час цвітіння (у першій декаді серпня), коли рослини досягали максимальної продуктивності. Абсолютно суху речовину визначали шляхом висушування зразків при температурі 105°C до постійної маси; «сиру» клітковину – за Геннебергом та Штоманом; кальцій – трилонометричним методом; вміст жирів – методом визначення знежиреного залишку; фосфор – об'ємним методом з молібденовою рідиною; протеїн – методом К'ельдаля; золу – методом спалювання в муфельній печі (300–700 °C); каротин – спектрофотометрично з застосуванням розчинника бензина Калоша (спектрофотометр UNICO 2800); аскорбінову кислоту – за Муррі; загальний вміст цукрів – за Крищенко; калій –

у полум'яному фотометрі CL 378 (ELICO Limited, India) [28].

Хроматографічний аналіз компонентного складу ефірної олії здійснювали на газорідному хроматографі Agilent Technologies 6890 із мас-спектрометричним детектором 5973. Для ідентифікації компонентів використовували бібліотеку мас-спектрів NIST05 і WILEY 2007 із загальною кількістю спектрів більше 470000 в комплексі з програмами для ідентифікації AMDIS і NIST.

Виклад основного матеріалу. Результати експериментальних досліджень з визначення компонентного складу фітомаси досліджуваних рослин показали, що вміст сухої речовини у *S. hortensis* становив 17,8%, *E. ciliata* – 17,1%, клітковини – відповідно 44,2 і 31,3%, золи – 4,2 і 7,1%, протеїну – 13,9 і 16,2%, загальних цукрів – 5,1 і 4,2%, жирів – 2,3 і 3,5% (рис. 1).

Встановлено, що вміст каротину у фітосировині ельшольції гребінчастой становив 1,1, а у чаберу садового – 0,3 мг% на суху речовину. Виявлено досить високий вміст аскорбінової кислоти у сировині ельшольції війчастой – 121,2 мг% у порівнянні з чабером садовим, де цей показник становив 44,1 мг% на суху масу (рис. 2). Досить суттєвий вміст аскорбінової кислоти у ельшольції війчастой свідчить про перспективність використання цієї рослини потреб фармацевтичної та харчової галузей.

Макроелементи у сировині досліджуваних рослин, які культивували в зоні Полісся України, є важливими компонентами, життєво необхідними для організму людини. Встановлено, що у фітосировині чаберу садового вміст фосфору складав 0,4%, а ельшольції гребінчастой – 0,2%; кальцію – відповідно 3,1% та 4,2%. У незначній кількості виявлено калій у рослинній сировині *S. hortensis* (58,1 мг%), тоді як у *E. ciliata* вміст калію становив 613,6 мг% (рис. 3).

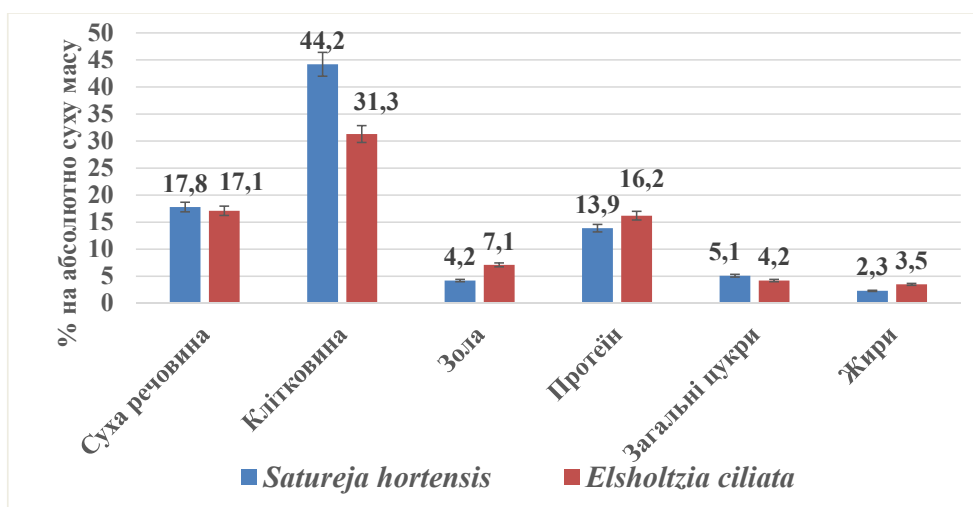


Рис. 1. Біохімічний склад фітосировини чаберу садового та ельшольції війчастой

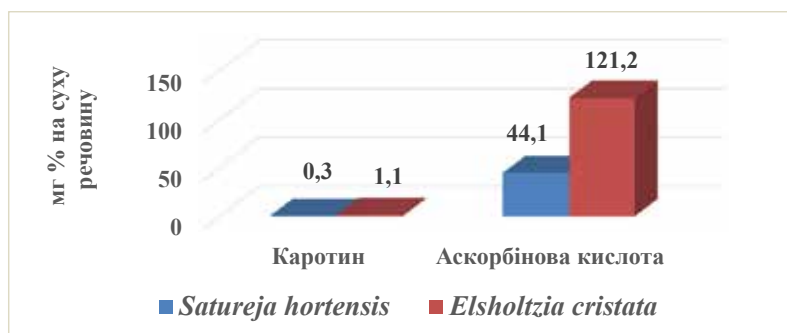


Рис. 2. Вміст вітамінів у фітосировині чабера садового і ельшольції в'їхчастой, мг% на абсолютно суху речовину

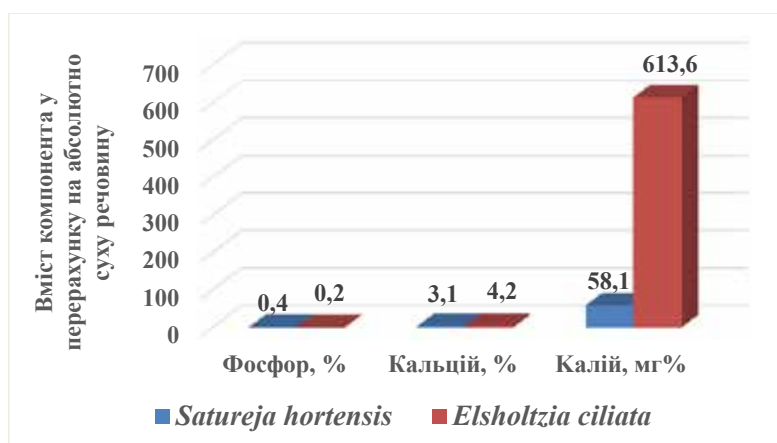


Рис. 3. Вміст макроелементів у рослинній сировині чабера садового і ельшольції

При вивченні компонентного складу ефірної олії у *S. hortensis* ідентифіковано 19 компонентів, у *E. ciliata* – 16 (табл. 1–2).

У ефірній олії чаберу садового встановлено високий вміст карвакролу – 88,8%. Також у ефірній олії виявлено γ -терпінен (3,43%), α -туйон (1,8%), кам-

Таблиця 1

Компонентний склад ефірної олії чаберу садового, %

№ з/п	Час утримування, хв.	Компонент	Вміст, %
1	2	3	4
1.	09.49	октанол-3	0,08
2.	10.10	1-октен-3-ол	0,21
3.	10.52	α -терпінен	0,11
4.	10.85	парацимен	0,33
5.	11.08	γ -терпінен	3,43
6.	12.04	1,8-цинеол	0,43
7.	12.67	транс-сабіненгідрат	0,15
8.	13.85	α -туйон	1,8
9.	14.25	камфора	1,50
10.	15.37	β -туйон	0,24
11.	16.72	терпінен-4-ол	0,71
12.	21.34	карвакрол	88,8
13.	22.03	евгенол	0,36
14.	22.27	геранілацетат	0,09

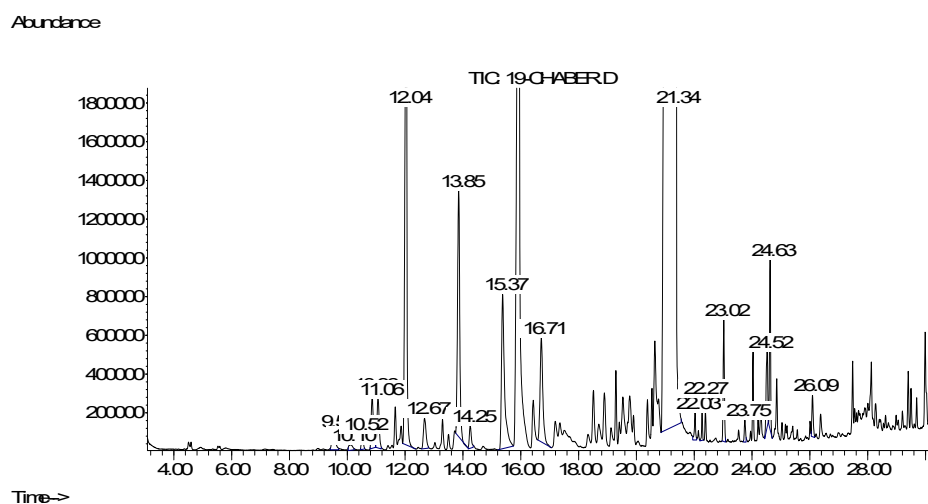
Продовження таблиці 1

1	2	3	4
15.	23.02	β -каріофілен	0,46
16.	23.75	гумулен	0,18
17.	24.52	β -бісаболен	0,58
18.	24.63	біциклогермакрен	0,38
19.	26.09	спатуленол	0,16

Таблиця 2

Компонентний склад ефірної олії ельшольції в'їчної, %

№ з/п	Час виходу	Компонент	%
1.	13.70	пінокамфон	0,89
2.	15.82	нонаналь	2,10
3.	17.16	2-ацетил-5-метилфуран	0,57
4.	17.34	деканаль	3,93
5.	18.52	нераль	3,99
6.	19.41	гераніаль	3,20
7.	20.40	дегідроельшольція-кетон	7,05
8.	20.80	ельшольція-кетон	10,1
9.	21.05	евгенол	7,67
10.	21.80	карвакрол	21,30
11.	23.72	гумулен	6,08
12.	23.91	2,4,4,7-тетраметил-окта-5,7-діен-3-он	7,90
13.	24.19	<i>цис</i> - α -фарнезен	3,06
14.	24.44	<i>транс</i> - α -фарнезен	3,06
15.	25.61	α -кадінол	7,2
16.	27.38	неролідол	11,90

Рис. 4. Хроматограма ефірної олії *Satureja hortensis*

фора (1,5%). Ідентифіковано також сполуки, вміст яких складав від 0,08 до 0,71%: октанол-3, α -терпінен, гумулен, 1-октен-3-ол, парацимен, 1,8-цинеол, транс-сабіненгідрат, β -гуйон, терпінен-4-ол, евгенол, геранілацетат, β -каріофілен, біциклогермакрен, β -бісаболен, спатуленол (табл. 1, рис. 4).

В умовах Румунії у траві чаберу садового виявлено γ -терпінен (42,30%), карвакрол (32,83%), *p*-цимен (8,05%), α -терпінолен (5%), β -пінен (2,32%), каріофілен (2,22%), α -туєн (1,93%), α -пінен (1,49%), *цис*-сабіненгідрат (0,87%), β -бісаболен (0,79%), лімонен (0,77%), сабінен (0,66%),

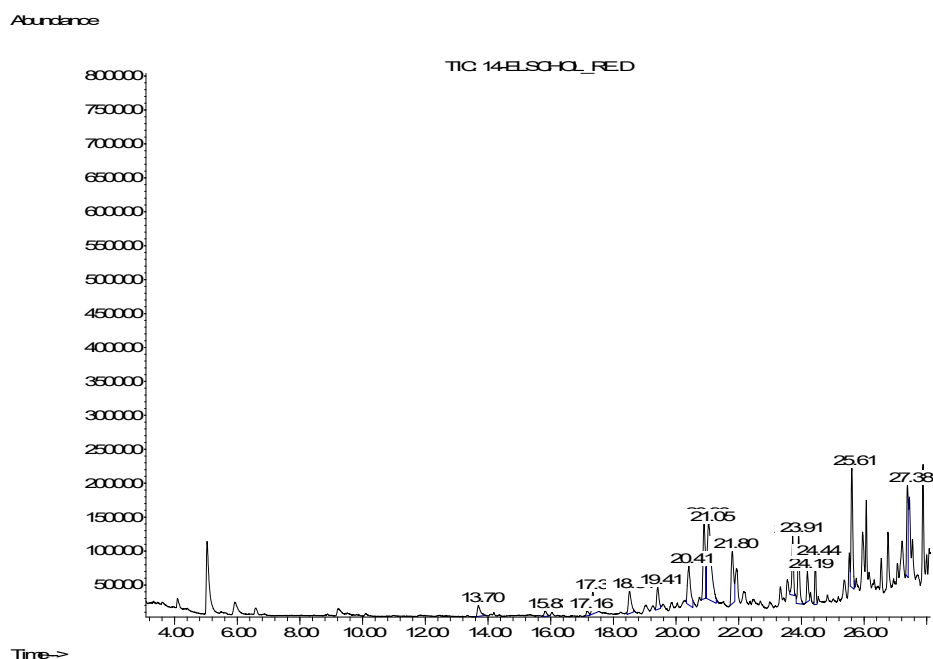


Рис. 5. Хроматограма ефірної олії *Elsholtzia ciliata*

α -фелландрен (0,63%), карвакрол метиловий ефір (0,09%) та ін. [29].

Високий вміст карвакролу у ефірній олії чабера садового забезпечує бактерицидні властивості рослин, що підтверджено дослідженнями іранських науковців [30].

У ефірній олії ельшольції в'їчастої виявлено відносно значний вміст наступних компонентів: карвакролу (21,3%), неролідолу (11,9%), ельсгольція-кетону (10,1%), 2,4,4,7-тетраметил-окта-5,7-діен-3-ону (7,9%), α -кадінолу (7,2%), дегідроельсгольція-кетону (7,05%), гумулену (6,08%). Інші компоненти (2-ацетил-5-метилфуран, пінокамфон, нонаналь, гераніаль, цис- α -фарнезен, транс- α -фарнезен, деканаль, нераль та ін.) склали від 0,57 до 3,99% (табл. 2, рис. 5).

Переважають в ефірній олії ельшольції в'їчастої, вирощеної в умовах Полісся України, карвакролу, неролідолу, ельсгольція-кетону дає можливість вико-

ристовувати рослини не лише для ароматизації продуктів, а також як протимікробний засіб.

Головні висновки. Дослідженнями встановлено, що фітосировина *S. hortensis* та *E. ciliata* містить цінні поживні речовини, вітаміни, макроелементи, тому рослини перспективні для використання у лікарській та харчовій галузі. Високий вміст карвакролу у ефірній олії дозволяє використовувати названі види для створення антимікробних засобів.

Отримані результати свідчать про важливість впровадження у зоні Полісся України малопоширених пряних, лікарських й ефіроолійних рослин *S. hortensis* та *E. ciliata* для подальшого практичного використання.

Перспективи використання результатів дослідження. На перспективу передбачається вивчення динаміки якісних і кількісних біохімічних показників рослин з метою створення біологічно активних добавок, фіточаїв та лікарських засобів.

Література

1. Мірзоева Т. В. Перспективи розвитку лікарського рослинництва. Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. Сер.: Економіка, аграрний менеджмент, бізнес. 2013. Вип. 181(6). С. 176–181.
2. Мірзоева Т. В. Аналіз сучасного стану виробництва лікарських рослин в Україні. *Приазовський економічний вісник*. 2018. Вип. 6(11). С. 62–67.
3. Глушенко Л. А., Приведенюк Н. В. Перспективи вирощування лікарських, ефіроолійних і пряноароматичних культур в умовах України. *Збалансоване природокористування*. 2023. Вип. 4. С. 41–49.
4. Державний реєстр сортів, придатних до поширення в Україні. URL: <https://minagro.gov.ua/file-storage/reyestr-sortiv-roslin>
5. Мірзоева Т. В. Щодо доцільності розвитку лікарського рослинництва у взаємозв'язку зі збереженням біорізноманіття. *Інноваційні екологічнобезпечні технології рослинництва в умовах воєнного стану*: матеріали II Всеукр. наук.-практ. конф. (Київ, 31 серпня 2023 р.). Київ, 2023. С. 119–122.
6. Котюк Л. А., Рахметов Д. Б., Іващенко І. В. Перспективи використання ароматичних рослин родини Lamiaceae Martinov. *Екологічні науки*. 2022. № 6(45). С. 119–125. DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2022.eco.6-45.19>.

7. Kotyuk L., Ivashchenko I., Borysiuk B., Pitsil A., Mozharivska I. Introduction to culture, reproduction, and productivity of aromatic plants of the *Lamiaceae* family in the Central Polissia of Ukraine. *Scientific Horizons*. 2022. Vol. 25 (8). P. 37–48. DOI: 10.48077/scihor.25(8).2022.37-48
8. Шанайда М. І. Фармакогностичне дослідження представників підродини *Nepetoideae* Burnett родини *Lamiaceae* Martinov як джерела одержання лікарських засобів : автореф. дис. ... докт. фарм. наук : 15.00.02. Львів, 2021. 47 с.
9. Державна фармакопея України. 1-е вид., Доповнення 4. Харків: Державне підприємство «Український науковий фармакопейний центр якості лікарських засобів». 2011. 540 с.
10. Державний реєстр лікарських засобів України. URL: drlz.com.ua.
11. Chambre D. R., Moisa C., Lupitu A., Copolovici L., Pop G., Copolovici D. M. Chemical composition, antioxidant capacity, and thermal behavior of *Satureja hortensis* essential oil. *Scientific Reports*. 2020. Vol. 10(1). P. 21322. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-78263-9>
12. *Satureja hortensis*. URL: <https://www.inaturalist.org/taxa/58460-Satureja-hortensis>
13. Ejaz A., Waliat S., Arshad M. S., Khalid W., Khalid M. Z., Rasul Suleria H. A., Mironeasa S. A. Comprehensive review of summer savory (*Satureja hortensis* L.): Promising ingredient for production of functional foods. *Frontiers in Pharmacology*. 2023. Vol. 14. P. 1198970. DOI:10.3389/fphar.2023.1198970.
14. Шанайда М. І., Покришко О. В. Антимікробна активність ефірних олій культивованих представників родини *Lamiaceae* Juss. *Annals of Mechnikov Institute*. 2015. № 4. С. 66–69.
15. Mohammed F. S., Daştan T., Sevindik M., Selamoğlu Z. Antioxidant, antimicrobial activity and therapeutic profile of *Satureja hortensis* from Erzincan Province. *Cumhuriyet Medical Journal*. 2019. Vol. 41(3). P. 558–562. DOI: <https://doi.org/10.7197/cmj.vi.569426>
16. Kotyuk L. A. Antimicrobial activity of oil-bearing plants *Lamiaceae* Lindl. towards *Escherichia coli*. *Biological Bulletin of Bogdan Chmelitskiy Melitopol State Pedagogical University*, 2016. Vol. 6 (1). P. 216–236. DOI: 10.1007/s 11101-014-9349-1
17. Golparvar A. R., Gheisari M. M., Hadipanah A., Khorrami M. Antibacterial, antifungal properties and chemical composition of essential oils of *Satureja hortensis* L. and *Satureja khuzestanica* Jamzad. *Journal of Medicinal Herbs*. 2018. Vol. 8(4). P. 243–249. DOI: 10.3390/10.14196/JHD. 2018. 243
18. Xia L., Wanze Z., Shouqin S., Shumiao S., Zheliang S., Jun Z., Ting L., Zhicai Z. Influence of habitat on the distribution pattern and diversity of plant community in dry and warm valleys of the middle reaches of the Dadu River, China. *Biodiversity Science*. 2020. Vol. 28(2). P. 117. DOI: <https://www.biodiversity-science.net/EN/10.17520/biods.2019202>
19. Wang F., Liu X., Chen Y., An Y., Zhao W., Wang L., Zhou H. *Elsholtzia ciliata* (Thunb.) Hyland: a review of phytochemistry and pharmacology. *Molecules*. 2022. Vol. 27(19). P. 6411.
20. *Elsholtzia ciliate*. URL: <https://www.gbif.org/species/2927075>
21. *Elsholtzia ciliata* in Flora of China. URL: http://www.efloras.org/florataxon.aspx?flora_id=2&taxon_id=200019619
22. Зоценко Л. О., Кисличенко В. С. Дослідження макро- і мікроелементного складу сировини *Elsholtzia stauntonii* та *Elsholtzia ciliata*. *Фітотерапія. Часопис*. 2019. № 1. С. 63–66. DOI: 10.33617/2522-9680-2019-1-63.
23. Dung D. T., Thao T. T. P., Hoang N. H., Tai B. H., Van Kiem P. Phenolic constituents from *Elsholtzia ciliata* (Thunb.) Hyland and their NO production inhibition activity. *Vietnam Journal of Chemistry*. 2023. Vol. 61(3). P. 348–355. DOI: <https://doi.org/10.1002/vjch.202200178>
24. Chen S., Chen J., Xu Y., Wang X., Li J. *Elsholtzia*: a genus with antibacterial, antiviral, and anti-inflammatory advantages. *Journal of Ethnopharmacology*. 2022. Vol. 297. P. 115549. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jep.2022.115549>
25. Mandal U., Jyotirmayee B., Mahalik G. Traditional plants utilized for the viral disease treatment. *Plant Science Today*. 2022. Vol. 9(2). P. 386–398. DOI: <https://doi.org/10.14719/pst.1491>
26. Донцова, І. В., Олексів, Н. Р. Перспективи використання лікарських рослин у виробництві прянощів. *Сучасні аспекти збереження здоров'я людини: збірник праць XVI Міжнародної міждисциплінарної наук.-практ. конф. / За ред. проф. Т. М. Ганича. Ужгород: ДВНЗ «УжНУ». 2023. С. 99–102.*
27. Сімахіна Г. О., Науменко Н. В. Доцільність використання лікарських трав у харчовій промисловості. *Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського. Серія : Технічні науки*. 2019. Т. 30 (69). № 6. С. 140–145.
28. Грицаєнко З. М., Грицаєнко А. О., Карпенко В. П. Методи біологічних та агрохімічних досліджень рослин і ґрунтів. К.: НІЧЛАВА, 2003. 320 с.
29. Chambre D. R., Moisa C., Lupitu A., Copolovici L., Pop G., Copolovici D. M. Chemical composition, antioxidant capacity, and thermal behavior of *Satureja hortensis* essential oil. *Scientific Reports*. 2020. Vol. 10(1). P. 21322. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-78263-9>
30. Hagh L. G., Arefian A., Farajzade A., Dibazar S., Samiea N. The antibacterial activity of «*Satureja hortensis*» extract and essential oil against oral bacteria. *Dental Research Journal*. 2019. Vol. 16(3). P. 153–159. DOI:10.4103/1735-3327.255741

ФОРМУВАННЯ ТА РОЗВИТОК ЕКОЛОГІЧНИХ УЯВЛЕНЬ В ХІХ СТОРІЧЧІ

Пилипчук О.Я., Висоцька Т.І., Ничкалюк Г.В., Пилипчук О.О., Пічкур Т.В., Соловійова Л.М.
Державний університет інфраструктури та технологій МОН України
вул. Кирилівська 9, 04071, м. Київ
olegpilipchuk47@gmail.com

Надзвичайно важливо чітко визначити зміст будь-якої науки, її межі і її місце в системі наук. Це забезпечує цілеспрямованість досліджень, консолідацію сил вчених, розробку єдиних методик дослідження та успішне вирішення практичних питань. Шкода, але досі значення чітких визначень і понять в кожній науці часто вченими недооцінюється. А це спричиняє плутанину у визначеннях і гальмує розвиток науки. Стосовно змісту екології як науки та її меж, досі немає єдиної думки, а окремі її розділи навіть відносять до різних наук – звідси маємо велику кількість визначень екології. У даній статті розглянемо лише деякі визначення.

У статті висвітлюється роль Е. Геккеля, К.Ф. Рульє, І.М. Сеченова, К.А. Тімірязєва, М.О. Сєверцова, О.Ф. Янати, Ж. Бюффона, К. Ліннея та багато інших дослідників природи у процесі становлення та розвитку екологічних уявлень у ХІХ сторіччі. Визначальними принципами, які служили для розвитку екологічних ідей у Рульє були: принцип найтіснішого зв'язку організму з навколишнім середовищем і принцип безперервного їхнього розвитку. Ці підходи дозволяють відносити Рульє не тільки до основоположників екологічної науки, а й до російських попередників Ч. Дарвіна. Без сумніву К.Ф. Рульє, який застосував історичний спосіб мислення в біології, дуже багато зробив для підготовки громадської думки в плані сприйняття теорії Дарвіна в Росії. Завдяки працям цього вченого еволюційна теорія Дарвіна в Росії відразу ж знайшла благодатний ґрунт. Через всю творчість Рульє проходить теза про єдність організму і середовища. Слід також відзначити, що на формування екологічного мислення початку ХІХ ст. великий вплив мали праці німецького дослідника природи Олександра Гумбольда (1769–1868), професора Казанського університету Е.О. Еверсмана (1794–1860) і особливо академіка К.М. Берга (1793–1876), який вклав багато енергії у вивчення продуктивних ресурсів Російської імперії. К.М. Берга вважали одним із зачинателів екологічного напрямку в Росії. Простежити за розвитком історії екології – значить простежити за історією пошуків шляхів найбільш повного вивчення проблеми «організм і середовище», простежити за удосконаленням методів вивчення організму в середовищі, що його оточує. *Ключові слова:* екологія, єдність організму і середовища, екологічний напрямок, біологія, еволюція.

Formation and development of ecological ideas in the xix century Pylypchuk O.Ia., Vysotska T.I., Nychkaliuk H.V., Pylypchuk O.O., Pichkur T.V., Soloviova L.M.

It is extremely important to clearly define the content of any science, its boundaries and its place in the system of sciences. This ensures the focus of research, the consolidation of the efforts of scientists, the development of uniform research methods and the successful solution of practical issues. It's a pity, but until now the importance of clear definitions and concepts in every science is often underestimated by scientists. And this causes confusion in definitions and slows down the development of science. Regarding the content of ecology as a science and its boundaries, there is still no consensus, and some of its sections are even attributed to different sciences – hence we have a large number of definitions of ecology. In this article, we will consider only some definitions.

The article highlights the role of E. Haeckel, K.F. Roullier, I.M. Sechenov, K.A. Timiryazev, M.O. Severtsov, O.F. Yanata, J. Buffon, K. Linnaeus and many other nature researchers in the process of formation and development of ecological ideas in the 19th century. Determining principles that served for the development of ecological ideas of Roullier were: the principle of the closest connection of the organism with the environment and the principle of their continuous development. These approaches make it possible to attribute Roullier not only to the founders of ecological science, but also to the Russian predecessors of Ch. Darwin. Without a doubt, K.F. Roullier, who applied the historical way of thinking in biology, did a lot to prepare public opinion for the acceptance of Darwin's theory in Russia. Thanks to the work of this scientist, Darwin's evolutionary theory immediately found fertile ground in Russia. The thesis of the unity of the organism and the environment runs through all of Roullier's work. It should also be noted that the formation of ecological thinking at the beginning of the 19th century, the works of the German naturalist Alexander Humboldt (1769–1868), professor of the Kazan University E.O. Eversman (1794–1860) and especially Academician K.M. Berg (1793–1876), who invested a lot of energy in studying the productive resources of the Russian Empire. K.M. Berg was considered one of the founders of the ecological trend in Russia. To trace the development of the history of ecology means to trace the history of the search for the most complete study of the problem "organism and environment", to trace the improvement of methods of studying the organism in the environment that surrounds it. *Key words:* ecology, unity of organism and environment, ecological direction, biology, evolution.

Постановка проблеми. Ернст Геккель (1866) першим використав термін «екологія», визначив екологію як науку, що вивчала відношення тварин до неорганічного і органічного середовища [1]. Безперечно, таке визначення екології дуже загальне. Бо Геккель помилково вважав, ніби усім організмам

характерні дві групи властивостей: пристосувальні, тобто ті, що перебувають у взаємозв'язку з середовищем, і ті, що не мають зв'язку з середовищем (їх ще називають палінгенезами). Визначення, яке дав Геккель, призводило до протиставлення екології тим дисциплінам, які вивчають інадаптивні струк-

тури. В наш час, коли ми визнаємо, що вся будова, функції і спосіб життя організму перебувають у взаємозв'язках з абіотичним і біотичним середовищем, визначення екології, наведене Геккелем, може бути поширене на біологію загалом і повинно бути конкретизоване. Згодом розвиток уявлень Геккеля про наявність в організмі пристосувальних і непристосувальних властивостей призвів до визначення екології як науки про адаптації.

В 20–30-х роках ХХ століття дуже поширеним було визначення екології як науки про біоценози (Шелфорд, 1929) [2]. Це визначення витікало з уявлень про біоценоз як «організм вищого порядку».

Актуальність дослідження. Більшість вітчизняних екологів, наслідуючи Геккеля, визначали екологію як науку, що вивчає взаємовідносини організмів з середовищем. Однак таке визначення є дуже загальним. Виходячи з аналізу історії розвитку екології та її сучасних завдань, екологія повинна бути визначена як біологічна дисципліна, що вивчає спосіб життя видів тварин і рослин на основі уявлень про єдність організмів і середовища. Таке визначення свідчить, що екологія займає своє, конкретне місце в системі дисциплін, які об'єднуються єдиною наукою – біологією, наукою про живі організми. Адже біологія – це наука, яка розпадається на ряд дисциплін, серед яких морфологія вивчає будову організмів, фізіологія – функції органів і цілого організму, екологія – спосіб життя організмів у взаємозв'язку із навколишнім середовищем.

Під способом життя виду так звані класичні екологи розуміють характер взаємовідносин, динаміку чисельності організмів, характер харчових взаємовідносин, розмноження, розподілу, міграцій, добового і сезонного ритму життя, характер відносин до хижаків і паразитів, характер і пристосувальне значення внутрішньовидових і міжвидових угруповань і ряд інших питань. Зрозуміло, що спосіб життя нерозривно зв'язаний з будовою, відправленнями і реакціями організму і його не слід розглядати відірвано від них. Специфічність власне екологічної проблематики і методології загалом безсумнівна, хоча точне визначення цієї специфічності зустрічає певні труднощі. Необхідна умова для такого визначення вже створена і це сьогодні вважається найбільш суттєвим досягненням екології. Якої конкретної форми не набувало б, наприклад, визначення «екологія тварин», її основа залишається незмінною. Екологія займається дослідженням законів, що керують життям тварин в природному середовищі.

Зв'язок авторського доробку із важливими наковими та практичними завданнями. Простежити за розвитком історії екології – значить простежити за історією пошуків шляхів найбільш повного вивчення проблеми «організм і середовище», простежити за удосконаленням методів вивчення організму в середовищі, що його оточує. Природно, що конкретні аспекти цієї дуже широкої

проблеми можуть бути дуже різними. Наприклад, гідробіологія у своїй основі є фактично екологією водних тварин. Тому завжди важливо з'ясувати теоретичні основи екології.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Безперечно, екологічні дослідження провадилися ще задовго до появи власне слова «екологія» (1866). До початку 20-х років ХХ ст. розвиток екологічних досліджень в колишній царській Росії сягнув дуже високого рівня. Коротко це виглядає так.

1. В результаті фауністичного дослідження надзвичайно різних в фізико-географічному відношенні територій Росії, яке активно здійснювалося у XVIII–XIX ст. багатьма талановитими дослідниками, було отримано вартісні відомості, які стосувалися способу життя найважливіших видів в різних середовищах проживання. Цей період в історії екології називають періодом первісного накопичення фактів. Для розвитку екології він мав виключне значення, тому що знання способу життя виду є висхідною точкою будь-яких екологічних досліджень. Разом з тим, ці роботи призвели до чіткого розуміння залежності всіх проявів життєдіяльності тварини від умов зовнішнього середовища.

2. В колишній царській Росії були сформульовані найважливіші положення теоретичної екології і її основні методичні принципи. Біля джерел формування екології бачимо таких видатних біологів ХХ століття: М.О. Максимовича, К.Ф. Рульє, М.О. Северцова. В першу чергу тут слід відзначити праці К.Ф. Рульє, який вперше в світовій біологічній науці чітко вказав на значення вивчення тварин в природному середовищі, у співдружності з іншими організмами (біоценологічний принцип сучасних вчених) і фактично сформулював ідею про популяцію (своєрідність тварин однієї спільноти). Вже у 1850 р. К.Ф. Рульє писав, що уявити собі тварину... взятю окремо від зовнішнього світу – це є дуже великий і навіть неможливий парадокс. Ось чому в основі поділу знарядь і відправлень тварини завжди покладался факт спілкування її із зовнішнім світом... з тієї ж причини та сама ідея лягала в основу огляду усіх явищ певних тварин, їхнього способу життя і поведінки. Таким чином, бачимо, що ще задовго до Е. Геккеля, К.Ф. Рульє правильно сформулював основні теоретичні засади екології, а саме: уявлення про єдність організму і середовища і про адаптивність структур і функцій організму. Більш ґрунтовно ці положення К.Ф. Рульє висвітлював у 1852 р. у своїх публічних лекціях на тему «Життя тварин по відношенню до зовнішніх умов». Ідеї К.Ф. Рульє отримали підтримку в працях І.М. Сеченова, який в 1861 р. писав, що організм без зовнішнього середовища, який підтримує своє існування, неможливий, тому до наукового визначення організму повинно входити і середовище, яке впливає на нього. Велике значення для розвитку екології мали праці М.О. Северцова, які наповнили

конкретним змістом найважливіше положення К.Ф. Рулье про залежність складу фауни від особливостей середовища і про взаємовідносини у співдружностях.

3. В кінці XIX ст. і на початку XX ст. в царській Росії і в підросійській Україні була здійснена дуже велика серія досліджень, зміст яких фактично зводився до застосування екологічних принципів в розробці практичних проблем, особливо в мисливському господарстві та боротьбі з шкідниками (М.М. Богданов, Л.П. Сабанєєв, М.О. Смірнов, Б.М. Житков, В.І. Талієв, О.А. Яната [3], І.І. Пузанов, О.М. Краснов і багато інших). Таким чином, екологія в царській Росії і, в тому числі в Україні, ще до жовтневого більшовицького перевороту 1917 р. сягнула досить-таки високого рівня, накопичилося багато конкретних фактів, сформулювався ряд важливих теоретичних ідей і було набуто певного досвіду у використанні цих ідей на практиці. Однак, як свідчить історія екологічних досліджень, не дивлячись на великі успіхи екологічного вивчення тварин в перші десятиліття після появи «Походження видів» Ч. Дарвіна (1859) і формулювання поняття «екологія» Е. Геккелем (1866), можна говорити лише про збирання найбільш початкових екологічних відомостей. Бо, як сьогодні відомо, справжнього розквіту екологія сягнула лише в XX ст.

Новизна. Тут слід зауважити, що деякі вчені другої половини XIX ст. свідомо не вживали термін «екологія», вони віддавали перевагу старому поняттю «біологія у вузькому розумінні слова». І це не дивлячись на те, що Е. Геккель довів неправомірність цього терміну. Однак, як тепер переконаємося, опоненти терміну «екологія» вкладали в даний розділ зоології, наприклад, абсолютно такий же зміст, як і власне екологи. Як приклад наведемо полемічну статтю Е. Васмана, в якій він трактує біологію у вузькому змісті слова як науку, що займається способами життя тварин і рослин, внутрішньовидовими і міжвидовими взаємовідносинами, а також вивченням умов існування організмів, так необхідних для їхнього життя [4].

Виклад основного матеріалу. Дещо дивним було відродження на початку XX ст. терміну «етологія» замість терміну «екологія». К.А. Тімірязєв, протестуючи, вслід за Е. Геккелем, проти поняття «біологія у вузькому змісті слова» вважав за необхідне називати цю науку словом «економіка» – економіка рослин, економіка тварин. Він вважав, що цей термін краще відображає зміст предмету і відкидає плутанину термінів. Під економікою рослин він розумів у 1919 р. «корисність для самого організму органічних побудов і відправлень». Однак і К.А. Тімірязєв, як підтверджує сьогодні історія, був неправим, коли прагнув відродити архаїчне поняття «економіка організмів». Адже цей термін функціонує в галузі соціології і політичної економіки і тому використувати його у біології недоцільно.

Не дивлячись на різний супротив щодо свого вживання, термін «екологія» продовжував укріпляти свої позиції в біологічному лексиконі і набував все більшого визнання в колах вчених. Назва ж «екологія» все більше і більше пов'язувалась з наукою про поведінку тварин і в цій якості збереглася до наших днів. Інколи в середовищі зоологів початку XX ст. в царській Росії, замість екології говорили про зоогеографію або біогеографію.

Найбільшого поширення термін «екологія» отримав в зоології та ботаніці. Проте і тут, в процесі розвитку екології все частіше стала проявлятися глибока відмінність розуміння предмету і об'єму екології зоологами і ботаніками. Якщо зоологи були схильні розглядати екологію в широкому плані як науку, що досліджує взаємодію організмів з середовищем та одного організму з іншим, що належать не тільки до окремих видів і видових популяцій, а й до співдружностей, то ботаніки притримувалися зовсім іншої точки зору. Вони вважали, що при вивченні екології рослин слід розглядати вплив тільки абіотичних факторів на організм, як представника окремого виду. Питання, які стосуються рослинних співдружностей і взаємодії їх біологічних компонентів, вже відносяться до сфери геоботаніки.

І, все-таки, не дивлячись на вказані принципи розходження, розвиток обох екологічних дисциплін відбувався в багатьох відношеннях у тісній взаємодії, в умовах постійного обміну ідеями, фактами і методами. Звичайно, це сприяло загальному прогресу екології, яка має тривалу історію. Бо, незважаючи на те, що слово «екологія» вперше з'явилося в науковому обігові тільки в 1866 р., солідні дослідження, які ґрунтувалися на принципах екології, публікувалися значно раніше. А якщо бути ще більш точним, то деякі елементи екології зустрічаються у працях навіть дуже давніх вчених. Тобто формування екологічних уявлень відбувалося протягом багатьох століть. Ось чому інколи буває важко виділити екологічний момент із загального розуміння природного оточення – формування більшості екологічних ідей в історії біологічної думки йшло у руслі розвитку та вирішення більш загальних проблем. В цьому аспекті дуже важливим є питання про провідну роль середовища в існуванні органічного світу. І хоча ця думка виникла у дослідників природи давно, лише в першій половині минулого століття вона набула чітких обрисів, а ще пізніше переросла в особливий теоретичний напрям, що відіграв надзвичайно суттєву роль в розвитку усієї біології.

Безперечно, як і будь-який науковий напрям, екологія вирішує ряд теоретичних проблем, що тісно пов'язані з екологічним розумінням життя рослин і тварин. Серед таких проблем вчені-екологи на перше місце ставлять еволюційну теорію розвитку живої природи. Це зумовлено, перш за все, тим, що екологічні уявлення завжди були еволюційними.

Тобто будь-яка еволюційна гіпотеза завжди повинна бути і екологічною. Адже історичний розвиток видів тварин і рослин тісно пов'язаний з умовами існування, з довкіллям.

У вітчизняній літературі науковому аналізу питання про формування екологічних уявлень в першій половині XX ст. присвячена невелика кількість праць. Майже у кожній з них відзначається, що на формування світогляду так званого класичного природознавства (XIX – початок XX ст.) мали вплив визначні ідеї Ф. Бекона і Р. Декарта – мислителів, які творили на межі XVI–XVII століть. Саме ці вчені першими обґрунтували важливу і вирішальну роль людського мислення як основного знаряддя пізнання і підкорення природи. Вони побачили, що людство поступово перестало боятися стихійних природних явищ, звільнялося від впливу ідолів, які були незаперечними авторитетами. Згодом становище людини в загальній картині світу ставало все більш кращим, а це значно поширювало її владу над природою. Ф. Бекон закликав людей об'єднувати свої зусилля для оволодіння приступом неприступних фортець природи.

Р. Декарт основним завданням для науки вважав створення «практичної філософії», тобто «при її допомозі, знаючи силу і дію вогню, води, повітря, зірок, небес і всіх інших тіл, що оточують нас так само чітко, як ми знаємо різні заняття наших ремісників, ми могли б таким самим способом використовувати їх для всяких можливих застосувань і тому стати володарями природи».

Дещо пізніше, в унісон Р. Декарту, майже всі без винятку представники класичної філософії обґрунтували безмежні можливості людського розуму і людини взагалі у справі «підкорення природи». В цей час надзвичайно стимулюється наукове пізнання. До всіх процесів природи застосовуються методи механіки. Механічний рух стає єдиною реальною енергетичною базою, на яку опиралася людина. В ті часи наукове пізнання зводилося до детального опису окремих явищ природи, які штучно виділялися із загального природного та історичного зв'язку. З точки зору механіки розглядалися майже всі процеси, які відбувалися у живій природі. В цілому, вся природа стала розглядатися як своєрідний агрегат, який складається з окремих явищ і процесів. Це значно перешкоджало появі загального синтетичного погляду на навколишнє середовище, що призвело до односторонності і обмеженості світогляду.

Як приклад візьмемо хоча б тогочасну систематику, певної завершеності якої надали праці Джона Рея (1627–1705) і Карла Ліннея (1707–1778). Завдяки цим вченим були описані майже всі види рослин і тварин, встановлена бінарна номенклатура. Однак цього було недостатньо для формування правильних екологічних уявлень. К. Ліннею кожен вид здавався незмінним і таким, яким його створив Творець. Ф. Енгельс відзначаючи тогочасний стан біологічної

науки зазначав, що XVIII ст. не вирішило великого протиріччя, яке віддавна займало історію і заповнювало її своїм розвитком, а саме: протилежністю субстанції і суб'єкта, природи і духу, необхідності і свободи; але воно протиставило один одному дві сторони суперечності в усій її гостроті і повному розвитку і цим власне зробило необхідним знищення цього протиріччя.

Для того, щоб вирішити цю суперечність, потрібно було практичному відношенню до світу зробити необхідним співпадання дій людини з законами природи. І хоча це співвідношення на перших порах було наслідком механічних законів, людина все більше і більше ставала визначальною у відношенні «людина–природа». На початку XIX ст. традиційне поклоніння перед механікою перестає забезпечувати потреби буржуазного виробництва. Мало цього, воно почало гальмувати його прогрес. Створилися сприятливі умови для прийняття ідеї розвитку всього матеріального світу, яка вже давно визривала в надрах науки.

За безпосередньої участі палеонтології ідея розвитку майже одночасно проникає в геологію і біологію. Так, у праці Ч. Лайєля «Основи геології» (1832) вперше була аргументована теза про те, що земна поверхня зазнала поступових, а не катастрофічних змін. Ідеї Ч. Лайєля сприяли створенню еволюційної теорії Ч. Дарвіна. І взагалі, слід зауважити, що майже всі еволюціоністи, які заклали основи класичної екології, прагнули аналізувати особливості геологічного розвитку земної поверхні. Перш за все це були Ж. Бюффон, Ж.Б. Ламарк, К.Ф. Рульє, Ч. Дарвін та інші. Особливо наводив дослідників природи на думку про еволюційний розвиток органічного світу порівняльний аналіз викопних решток різних тварин віддаленого минулого.

На початку XIX ст. найбільшого поширення в науці про все живе здобула ідея «драбини створіння», яку пропагували Г.В. Лейбніц, Ш. Бонне, Ж. Ламетрі, Д. Дідро та інші. Цікаво відзначити, що хоча окремі види в розумінні цих вчених вважалися як окремі нерухомі сходи, все-таки вже тоді існувала думка про перехідні форми, які мусять бути між сусідніми сходами цієї драбини. Саме через це проти застиглої конструкції, якою була «драбина істот» виступили на початку XIX ст. І.Ж. Сент-Ілер та Ж.Б. Ламарк. Перший, перейнявши в Арістотеля поняття «аналогії», обґрунтував тезу про єдину будову всіх організмів і цим пояснив історичну обумовленість всіх сходів «драбини істот». Ж.Б. Ламарк, з свого боку, вперше в історії науки запропонував цілісну еволюційну концепцію і науково обґрунтував ідею еволюції органічного світу на Землі в своїй праці «Філософія зоології» (1809) [5]. Свої наукові побудови Ламарк будує на взаємостосунках «організм–середовище». Центр ваги еволюційного прогресу він визначав як пристосування органічного світу до умов середовища, які постійно змінюються. Мало

цього, Ламарк запевняв, що це пристосування здійснюється за допомогою «вправління–невправління» органів визначеної мінливості, що передається спадково. Будову організму визначає його функція.

Слід також зауважити, що Ламарк вважав вирішальним фактором еволюції так званий принцип градації, який був дещо зміненою ідеєю «драбини створінь». Саме в цьому принципі Ламарк вбачав в кожному організмі відображення еволюційного процесу, який призводить до ступінчатого підвищення рівня організації органічних форм від простого до складного. Фактори середовища, або обставини, згідно Ламарку, є другим, менш важливим джерелом еволюції. І цього мало, Ламарк додумався до того, що вважав умови навколишнього середовища прикрими обставинами, які призводять до різних аномалій та відхилень в результаті «внутрішнього прагнення до прогресу».

В своїй праці Ламарк робив спроби якимось чином пов'язати ці два джерела еволюції, але нічого з цього не вийшло. Тому саме з цього боку концепція Ламарка є найбільш вразливою. Як багато інших необгрунтованих ідей, концепція Ламарка не була прийнята науковою громадськістю. І це не дивлячись на те, що цей геніальний зоолог зумів, на відміну від інших трансформістів, висвітлити ідею еволюції як струнку єдиної системи. Однак непереконливі аргументи, а також непослідовність викладу своєї теорії дозволили її противникам звинуватити Ламарка в механіцизмі, віталізмі, в деїзмі, дуалізмі і в захопленні натурфілософією.

Виникає питання, чому опоненти звинуватили Ламарка в таких помилках? За свідченням багатьох сучасних дослідників причина цього криється, перш за все, в тому, що цей учений випередив свій час. Адже механіцизм та метафізика були тоді ще настільки сильними, що ідея розвитку органічного світу ще не мала сили, її ще не можна було покласти в основу світогляду вчених початку XIX ст. Мабуть тому Ж. Кюв'є, який при допомозі палеонтологічних даних сформулював закон кореляції окремих органів, все ж лишився антиеволюціоністом, а Ч. Лаєль, який показав геологічну еволюцію Землі не погодився з ідеєю Ламарка про еволюційний розвиток всього живого на Землі. Як бачимо, еволюційні ідеї ще не могли в першій половині XIX ст. заволодіти біологією. Історія засвідчує, Ж. Кюв'є та його послідовники впевнено розкритикували вчення Ж.Б. Ламарка і він був несправедливо забутий, аж до появи праці Ч. Дарвіна «Походження видів» (1859).

Як би там не було, виникнення концепції Ж.Б. Ламарка засвідчило, що проблема впливу зовнішніх умов на тварин повинна бути предметом спеціальних досліджень. Тому услід за Ламарком проблему впливу середовища стали широко розробляти французький зоолог Е.Ж. Сент-Ілер (1773–1814), українець, вчений–енциклопедист М.О. Максимович (1804–1873), а відтак російський зоолог К.Ф. Рульє

(1814–1858). Слід також відзначити, що на формування екологічного мислення початку XIX ст. великий вплив мали праці німецького дослідника природи Олександра Гумбольда (1769–1868), професора Казанського університету Е.О. Еверсмана (1794–1860) і особливо академіка К.М. Берга (1793–1876), який вклав багато енергії у вивчення продуктивних ресурсів Російської імперії. К.М. Берга вважали одним із зачинателів екологічного напрямку в Росії. І, нарешті, слід відзначити видатну роль у формуванні екології академіка А.Ф. Міддендорфа (1815–1894), який був різнобічним дослідником природи, провів багато експедицій у важкодоступних місцях Росії і особливо Середньої Азії.

Перспективи використання результатів дослідження. Наші дослідження можуть бути використані у навчальному процесі, при підготовці навчаючих посібників з екології для студентів, для аспірантів і всіх тих хто цікавиться історією екології.

Головні висновки

1. Фактів вкладу вчених у формування і розвиток екологічних уявлень в XIX ст. дуже багато. І всі ці факти, ідеї та висновки мають непересічне значення для формування і розвитку екологічного мислення. Ці вчені, без сумніву, належать до основоположників екологічної науки і в багатьох її напрямках були засновниками. І все ж основними засновниками екології тварин стали К.Ф. Рульє та М.О. Єверцов (1827–1885). Ми вже відзначали надзвичайно важливий внесок в розвиток екології К.Ф. Рульє. Він створив струнку екологічну концепцію і вперше обгрунтував метод екологічного вивчення тварин. Та хоча цей вчений не залишив після себе великої спеціальної праці в галузі екології, все ж його погляди і думки, які розсіяні в багатьох наукових статтях, публічних лекціях та університетських курсах, свідчать про сформульовані ним найважливіші принципи і методи екології, повністю розкривають її зміст. Визначальними принципами, які служили для розвитку екологічних ідей у Рульє були: принцип найтіснішого зв'язку організму з навколишнім середовищем і принцип безперервного їхнього розвитку. Ці підходи дозволяють відносити Рульє не тільки до основоположників екологічної науки, а й до вітчизняних попередників Ч. Дарвіна. Без сумніву К.Ф. Рульє, який застосував історичний спосіб мислення в біології, дуже багато зробив для підготовки громадської думки в плані сприйняття теорії Дарвіна. Завдяки працям цього вченого еволюційна теорія Дарвіна в царській Росії відразу ж знайшла благодатний ґрунт. Через всю творчість Рульє проходить теза про єдність організму і середовища Він зазначав, що уявити собі тварину, як і всі дійсно існуючі, взяті окремо від зовнішнього світу – є величезний, майже неможливий парадокс. Рульє вперше встановлює «закон спілкування тварин зі світом» і надає йому світового значення, істотно розширює поняття «середовище» і вперше в історії науки дає визначення цьому фундаментальному еко-

логічному поняттю. Визначаючи нерозривний зв'язок між організмами і середовищем, Рульє зробив висновок про необхідність вивчення життя і будови організмів в залежності від середовища.

2. Спадщина К.Ф. Рульє надзвичайно багата. Без уваги він не залишив багато питань екології. Серед них: акліматизація тварин, проблеми адаптації, екологічна морфологія, географічна та екологічна мінливість, застосування екологічного підходу до проблеми палеонтології. В працях Рульє викладені не

тільки принципи екології тварин, але й показано теоретичне і практичне її значення, чітко сформульовані основні методичні підходи. Вченого цікавили навіть питання зоопсихології. Науку про поведінку тварин він розглядав як невід'ємну частину усієї зообіології або зооетології. Дуже важливий внесок Рульє в розуміння специфіки зв'язку організму і середовища.

3. Наступний етап в становленні ідей класичної екології зумовлений виходом у світ праці Ч. Дарвіна «Походження видів» (1859).

Література

1. Haeckel E. *Generelle Morphologie der Organismen*. Bd. 1. *Allgemeine Anatomie der Organismen*. Berlin, 1866. 188 p.
2. Shelford V.S. *Laboratory and field ecology*. Baltimore, Williams and Wilkins. 1929. 608 p.
3. Яната О.А. Бур'яни і проблеми врожайності. *Вісник прикладної ботаніки*. 1930. № 1. С. 87–92.
4. Wasman E. *Biologie oder Ethologie?* *Biolog. Zbl.* 1901. V. 21. № 12. S. 391–400.
5. Lamarck G.B. *Philosophic zoologique*. Paris, 1809. V. I–II. 440 p.

ЕТАЛОНИ ТИПОВОСТІ ЯК КРИТЕРІЇ ОЦІНКИ НЕСХОЖОСТІ БІОМІВ ТА ПРОВІНЦІЙНИХ ЕКОСИСТЕМ УКРАЇНИ ЗА ЇХ ПРИРОДНО-РЕСУРСНИМ ПОТЕНЦІАЛОМ

Руденко С.В.¹, Руденко В.П.², Руденко С.С.³

¹Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара
пр. Гагаріна, 72, 49010, м. Дніпро

²Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича
вул. Коцюбинського, 2, 58002, м. Чернівці

³Донецький національний університет ім. Василя Стуса
вул. 600-річчя, 21, 21021, м. Вінниця

rudenkostepan@gmail.com, v.rudenko@chnu.edu.ua, rudenko.prof.eco@gmail.com

Еталони типовості пропонуються розглядати як критерії оцінки несхожості біомів та провінційних екосистем України за компонентною структурою їх природно-ресурсного потенціалу (ПРП). «Типовість» екосистем визначається як синонім їх «схожості» за певними властивостями, у той час як «несхожість» є їх протилежною ознакою – своєрідним антонімом «типовості» цих екосистем. Компонентна структура ПРП характеризує внутривидові і міжвидові співвідношення (пропорції) природних ресурсів, що склалися в екосистемі як результат розвитку природного процесу і дії соціально-економічних факторів. Компонентна структура ПРП екосистеми вищого рівня визначається як своєрідний «еталон типовості» для компонентної структури ПРП екосистеми нижчого рівня. Компонентна структура ПРП екосистеми України загалом обґрунтовується як критерій оцінки їх схожості/несхожості на рівні природних країн, біомів (природних зон), провінційних екосистем. Для обласних екосистем таким критерієм є структура ПРП провінційних екосистем. Запропоновано рівняння кількісної оцінки, що дозволяє виявити три основні ступені (рівні) несхожості екосистем України за такими градаціями: 1) відносно схожі екосистеми – 0,205–0,500; 2) перехідні до несхожих – 0,501–0,750; 3) несхожі – 0,751–1,310. До групи несхожих у порівнянні з Україною екосистем за компетентною структурою їх ПРП чітко відносяться: Кримська гірська – 0,902, Донецька – 0,914 та Українські Карпати – 1,310. У кожній з них сформувався своєрідний, зовсім не типовий для України природно-ресурсний комплекс. У Кримській гірській – це рекреаційно-земельно-мінеральний, у Донецькій – мінерально-земельний, в Українських Карпатах – водно-земельно-рекреаційний. Україна ж загалом характеризується земельно-мінерально-водним типом природних ресурсів. *Ключові слова:* типовість, схожість/несхожість біомів та провінційних екосистем України.

Reference standards of typicality as criteria to assess dissimilarity of biomes and provincial ecosystems of Ukraine with regard to their nature-resource potential. Rudenko S., Rudenko V., Rudenko S.

Reference standards of typicality are suggested to help assess dissimilarity of the biomes and provincial ecosystems of Ukraine with regard to components structure of their nature-resource potential (NRP). The “typicality” of ecosystems should be interpreted as synonymic term to their “similarity” in respect of certain properties, whereas the “dissimilarity” should be understood as their opposite attribute, that is, a peculiar antonym to “typicality” of said ecosystems. The NRP components structure manifests the intraspecific and interspecific balance (proportions) of nature resources available within the ecosystem as a result of natural processes and the effect of social-economic factors. The NRP’s components structure of the higher-level ecosystem should be regarded as some “reference standard of typicality” for the same of the lower level. The NRP components structure of the ecosystem of Ukraine on the whole is substantiated as the criterion of the assessment of their similarity/dissimilarity at the level of natural countries, biomes (natural zones), and provincial ecosystems. We suggest the equation of quantitative assessment to help disclose three major gradations (levels) of dissimilarity of ecosystems of Ukraine: 1) relatively similar ecosystems – 0,205–0,500; 2) ecosystems that approximate dissimilar ecosystems – 0,501–0,750; 3) dissimilar ecosystems – 0,751–1,310. The group of ecosystems that are dissimilar to Ukrainian ecosystems on the whole with regard to components structure of their NRPs are distinctly represented by the Crimean Mountainous Provincial Ecosystem (0,902), the Donetsk Provincial Ecosystem (0,914), and the Ukrainian Carpathians Provincial Ecosystem (1,310). Each of these is distinctive for their original and atypical nature-resource complex. The Crimean Mountainous Provincial Ecosystem enjoys its richness in recreation-land-mineral potential, the Donetsk – in mineral-land, and the Ukrainian Carpathians – in water-land-recreation potential. Ukraine on the whole is characterized for predominance of land-mineral-water type of nature resources. *Key words:* typicality, similarity/dissimilarity of biomes and provincial ecosystems of Ukraine.

Постановка проблеми. Всестороннє, комплексне дослідження екосистем України було неповним, коли б не була розглянута така важлива проблема як вивчення типовості (схожості/несхожості) цих екологічних систем на різних ієрархічних рівнях, чи то йдеться про первинний рівень природних районів, областей чи про пізнання рівня провінційних екосистем, біомів (природних зон) країни. Це важливо

як з загальнотеоретичної, так і з прикладної точок зору, оскільки мовиться про виявлення, з одного боку, закономірностей розвитку, функціонування цих екосистем, а з другого боку, – про обґрунтування конкретних пропозицій щодо їх раціонального використання, охорони та відтворення.

Що ж розуміється під «типовістю» екосистем, ландшафтів, природних комплексів? Типовість, за

роз'ясненням «Словника української мови», є «посланням в одному явищі індивідуальних, своєрідних рис, ознак і властивостей, характерних для сукупності явищ» [1, с. 118]. Д.О. Ладичук зі співавторами «під типовістю антропогенно змінених ландшафтів розуміють відповідність їх природно-кліматичних, агротехнічних і водогосподарських умов між собою». За цих умов «дослідно-виробнича ділянка повинна бути моделлю території, на яку будуть поширені результати досліджень» [2, с. 69].

Використовувані на сьогодні для визначення типовості агроландшафтів методи – ймовірний, метод про рівність двох середніх малих виборок та метод довірчі інтервали сусідніх ліній регресій – як справедливо, на нашу думку, відзначають Д.О. Ладичук і О.М. Гайдабура, мають «характерні недоліки, які не дозволяють їх широко впроваджувати у наукових дослідженнях» [3, с. 323]. Один з них – складність у виборі як першорядних, так і другорядних ознак для визначення типовості ландшафтів, що спонукає дослідника до прийняття рішень, виходячи із власних інтуїтивних уявлень [3, с. 323].

Аналогічні або ж близькі до вищевикладених висновків підходи зустрічаємо у працях М.Д. Гродзинського [4;5], В.М. Петліна [6], П.Х.Т. Бекета [7], П. Клампа [8], Р. Деардена [9], Дж.А. Дірінгера [10], Р.Т.Т. Формана [11], Т.Р. Герцога [12], І.А. Жакле [13], А.Т. Перселла [14]. Їх головна думка, – типовість екосистем, ландшафтів може розглядатись, з одного боку, як визначальна ознака їх схожості, а з другого протилежного боку, – як чи не основне мірило (критерій) їх несхожості, відмінності між собою.

Таким чином, з нашої точки зору, «типовість» може характеризуватись як синонім «схожості» екосистем за певними властивостями, у той час як «несхожість» є їх протилежною ознакою – своєрідним антонімом, «типовості» цих екосистем.

Визначити якою ж є кількісна оцінка міри (ступеню) несхожості біомів та провінційних екосистем України за їх природно-ресурсним потенціалом, які рівні їх відмінності – **головна мета** нашого дослідження.

Методи та матеріали. Виходячи з вищевикладених умов типовість ландшафтів (екосистем) нижчого ієрархічного рівня по відношенню до ландшафтів (екосистем) вищого ієрархічного рівня могла б, на нашу думку, визначитись тими їх осередненими ознаками, рисами, властивостями, що характеризують цей вищий рівень. Скажімо, коли йдеться про природно-ресурсний потенціал первинних природних (екологічних) районів України, то їх типовість, наприклад, за компонентною структурою потенціалу, могла б оцінюватись за компонентною структурою природних (екологічних) областей або ж провінційних екосистем або ж біомів, до складу яких входять ці первинні екосистеми. Компонентна структура ПРП території (акваторії) як відомо, відо-

бражає внутривидові і міжвидові співвідношення (пропорції) природних ресурсів, що склалися в екосистемі як результат розвитку природного процесу і дії соціально-економічних факторів. Таким чином, при такому підході компонентна структура ПРП екосистеми вищого рівня могла б визначитись як своєрідний «еталон типовості» для компонентної структури ПРП екосистеми нижчого рівня. В свою чергу цей «еталон типовості» міг би розглядатись як критерій оцінки схожості чи несхожості екосистем України за їх природно-ресурсним потенціалом. Звичайно ж, і це зрозуміло, чим вищим є ієрархічний рівень екосистеми по відношенню до початкового (первинного) рівня конкретної екосистеми, – тим більше віддаленими, несхожими вони будуть за їх природно-ресурсним потенціалом, зокрема, за його компонентною структурою.

Взявши за основу показники компонентної структури ПРП України загалом [15] як «еталони типовості» – критерії оцінки несхожості, спробуємо кількісно порівняти схожість/несхожість окремих біомів (природних зон), провінційних екосистем країни – за їх природно-ресурсним потенціалом. Для цього використаємо таку модифіковану нами залежність [4, с. 287]:

$$T_j = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{|x_{ti} - x_{ji}|}{x_{ti}}$$

де T_j – ступінь типовості як показник несхожості j -ої точки місця; n – число змінних; x_{ji} – значення i -ої змінної в j -ій точці; x_{ti} – те саме в ядрі типовості місця.

У нашому випадку: n – число змінних (природних ресурсів) рівне 6; j -ою точкою місця є центр біому, провінційної екосистеми; x_{ji} – є значення i -ої змінної (частка відповідно мінеральних, водних, земельних, лісових, фауністичних, природно-рекреаційних ресурсів в сумарному ПРП) в j -ій точці – центрі біому, провінційної екосистеми; x_{ti} – те ж саме в ядрі типовості місця. Ядром типовості місця є центральна частина, що характеризує всю Україну з показниками компонентної структури її сумарного природно-ресурсного потенціалу.

Виклад основного матеріалу. Отже, основна теза – ми розглядаємо типовість як критерій оцінки несхожості біомів (природних зон, країн), провінційних екосистем України за компонентною структурою їх ПРП. Підставивши показники компонентної структури ПРП екосистем [15] у приведену формулу, отримаємо кількісну оцінку несхожості біомів (природних зон, підзон), природних країн України (див. табл. 1) та провінційних екосистем (табл. 2).

Як засвідчують отриманні результати в табл. 1, кількісна оцінка несхожості природних країн, біомів (природних зон та підзон) України змінюється від 0,205 по Східно-Європейській рівнині до 1,31 – по Українських Карпатах. Розмір коливань – 1,105. Чим

ближчою до нуля є порівняльна оцінка екосистем, тим більш схожими вони будуть за компонентною структурою їх ПРП до всеукраїнського еталону, і, навпаки, чим більш віддаленим від нуля буде показник оцінки, – тим більш несхожими будуть такі еко-

системи найвищого рівня як між собою, так і у масштабі України загалом.

Якщо спробувати ввести градацію у ступені (рівні) несхожості природних країн, біомів України за компонентною структурою їх ПРП, то можна було

Таблиця 1

Несхожість природних країн, біомів (природних зон та підзон) України за компонентною структурою їх природно-ресурсного потенціалу

№ п/п	Природні країни, біоми (природні зони та підзони) України	$ x_i - x_{ji} / x_i$						T_j
		Мінеральні	Водні	Земельні	Лісові	Фауністичні	Природно-рекреаційні	
1	Східно-Європейська рівнина	0,710	0,092	0,045	0,238	0	0,146	0,205
2	Зона мішаних лісів	0,834	0,542	0,124	2,286	0,2	0,135	0,664
3	Зона широколистяних лісів	0,746	0,122	0,433	0,214	0,2	0,052	0,295
4	Лісостепова зона	0,756	0,107	0,540	0,095	0,6	0,104	0,367
5	Степова зона	0,703	0,221	0,251	0,833	0,2	0,240	0,408
6	Північностепова підзона	1,113	0,527	0,397	0,833	0,2	0,406	0,579
7	Середньостепова підзона	0,671	0,321	0,404	0,905	0	0,083	0,397
8	Південностепова підзона	0,724	0,962	0,131	0,833	0,2	0,573	0,571
9	Кримські гори	0,654	0,382	0,217	0,143	0,6	3,417	0,902
10	Українські Карпати	0,678	1,313	0,521	3,357	0,8	1,188	1,310

Таблиця 2

Несхожість провінційних екосистем України за компонентною структурою їх природно-ресурсного потенціалу

№ п/п	Провінційні екосистеми України	$ x_i - x_{ji} / x_i$						T_j
		Мінеральні	Водні	Земельні	Лісові	Фауністичні	Природно-рекреаційні	
1	Поліська	0,834	0,542	0,124	2,286	0,2	0,135	0,664
2	Західно-Українська	0,746	0,122	0,433	0,214	0,2	0,052	0,295
3	Подільсько-Придніпровська	0,830	0,191	0,641	0,071	0,4	0,240	0,396
4	Лівобережно-Дніпровська	0,661	0,023	0,506	0,262	1,0	0,292	0,457
5	Східно-Українська	0,707	0,000	0,244	0,262	0,2	0,833	0,374
6	Дністровсько-Дніпровська	0,470	0,374	0,045	0,905	0,0	0,271	0,344
7	Лівобережно-Дніпровсько-Приазовська	0,707	0,321	0,217	0,810	0,0	0,292	0,391
8	Донецька	1,784	0,695	0,709	0,881	0,8	0,615	0,914
9	Задонецько-Донська	1,269	0,481	0,535	0,643	0,2	0,333	0,577
10	Причорноморська	0,671	0,321	0,402	0,905	0,0	0,083	0,397
11	Причорноморсько-Приазовська	0,898	0,908	0,348	0,738	0,4	0,104	0,566
12	Кримська степова	0,601	1,000	0,025	0,881	0,0	0,906	0,569
13	Кримська гірська	0,654	0,382	0,217	0,143	0,6	3,417	0,902
14	Українські Карпати	0,678	1,313	0,521	3,357	0,8	1,188	1,310

б обмежитися такою шкалою: 1) відносно схожі екосистеми – 0,205–0,500; 2) перехідні до несхожих – 0,501–0,750; 3) несхожі – 0,751–1,310.

До першої групи – відносно схожих екосистем за компонентною структурою їх ПРП слід віднести Східно-Європейську рівнину – 0,205, Зону широколистяних лісів – 0,295, Лісостепову зону – 0,367, Середньостепову підзону – 0,397, Степову зону – 0,408. З названих п'ятих екосистем, у трьох переважаючими є земельно-водно-рекреаційні комплекси, а на Східно-Європейській рівнині – земельно-мінерально-водні, що дуже зближує їх з всеукраїнським еталоном.

У другій групі – перехідних до несхожих – три біоми: Південностепова підзона – 0,571, Північностепова підзона – 0,579 та Зона мішаних – 0,664. Поряд з земельно-водними комплексами тут зростає значення мінеральних, природно-рекреаційних та лісових ресурсів.

Третя група – група несхожих у порівнянні з Україною загалом гірських екосистем – Кримські гори – 0,902 та Українські Карпати – 1,310. Кримські гори визначальними мають природно-рекреаційні, земельні та мінеральні ресурси, Українські Карпати – водні, земельні та природно-рекреаційні.

Не менш цікавим і своєрідним є аналіз несхожості компонентної структури ПРП і на рівні провінційних екосистем (табл. 2). Серед них також можна відстежити три групи ландшафтів, що повторюють за своєю масштабністю оцінки несхожості вищезгадані природні країни, біоми (природні зони та підзони) України.

Перша група провінційних екосистем за особливостями компонентної структури ПРП охоплює Західно-Українську – 0,295, Дністровсько-Дніпровську – 0,344, Східно-Українську – 0,374, Лівобережно-Дніпровсько-Придніпровську – 0,391, Подільсько-Придніпровську – 0,396, Причорноморську – 0,397 і Лівобережно-Дніпровську – 0,457. У цих п'ятих з семи провінційних екосистемах визначальними, як і в Україні загалом, є земельні ресурси, а у чотирьох з них субдомінантними виступають водні ресурси, на третьому місці природно-рекреаційні. У цьому їх схожість, подібність.

У другій групі – перехідних до несхожих – чотири провінційних екосистем: Причорноморсько-Приазовська – 0,566, Кримська степова – 0,569, Задонецько-Донська – 0,577 та Поліська – 0,664. Поряд з земельно-водно-рекреаційними комплексами зростає значення мінеральних та лісових ресурсів.

І, нарешті, третя група – група несхожих у порівнянні з Україною провінційних екосистем – включає Кримську гірську – 0,902, Донецьку – 0,914 та Українські Карпати – 1,310. У кожній з цих провінцій сформувався своєрідний, зовсім не типовий для України природно-ресурсний комплекс. У Кримській гірській – це рекреаційно-земельно-мінеральний, у Донецькій – мінерально-земельний, в Українських Карпатах – водно-земельно-рекреаційний. Україна ж загалом характеризується земельно-мінерально-водним типом природних ресурсів.

Отже, як бачимо, запропонований підхід озброює науковців та практиків-екологів кількісним інструментарієм для прийняття обґрунтованих рішень щодо виявлення основних закономірностей розвитку екосистем вищого ієрархічного рівня України, розробки комплексу прикладних заходів, спрямованих на збалансування, гармонізацію їх природно-ресурсних режимів функціонування.

Висновки. «Типовість» екосистем розглядається як синонім їх «схожості» за певними властивостями, у той час як «несхожість» є їх протилежною ознакою – своєрідним антонімом «типовості» цих екосистем. Типовість ландшафтів (екосистем) нижчого ієрархічного рівня по відношенню до ландшафтів (екосистем) вищого ієрархічного рівня пропонується визначити тими їх осередненими ознаками, рисами, властивостями, що характеризують цей вищий рівень. Компонентна структура природно-ресурсного потенціалу екосистем України загалом обґрунтовується як критерій оцінки їх схожості/несхожості на рівні природних країн, біомів (природних зон), провінційних екосистем.

Запропоноване рівняння оцінки дозволяє виявити три основні ступені (рівні) несхожості екосистем України за такими градаціями: 1) відносно схожі екосистеми – 0,205–0,500; 2) перехідні до несхожих – 0,501–0,750; 3) несхожі – 0,751–1,310.

До групи несхожих у порівнянні з Україною екосистем за компонентною структурою їх ПРП чітко відносяться: Кримська гірська – 0,902, Донецька – 0,914 та Українські Карпати – 1,310. У кожній з них сформувався своєрідний, зовсім не типовий для України природно-ресурсний комплекс. У Кримській гірській – це рекреаційно-земельно-мінеральний, у Донецькій – мінерально-земельний, в Українських Карпатах – водно-земельно-рекреаційний. Україна ж загалом характеризується земельно-мінерально-водним типом природних ресурсів.

Література

1. Словник української мови: в 11 тт/АН УРСР. Інститут мовознавства; за ред. І.К. Білодіда. К.: Наукова думка, 1970–1980. Т. 10. С. 118.
2. Ладичук Д.О., Шапоринська Н.М., Волошин М.М., Ладичук В.Д. Метод визначення типовості антропогенно змінених ландшафтів для проектів меліоративного будівництва в степовій зоні України. Science and Education a New Dimension. Natural and Technical Sciences. VI (18). Issue: 158. 2018. P. 69–71 (www.seanewdim.com).
3. Ладичук Д.О., Гайдабура О.М. Сучасні методи визначення типовості агроландшафтів. Таврійський науковий вісник. Науковий журнал. Вип. 81. Херсон: Грінв Д.С. 2012. С. 319–324.

4. Гродзинський М.Д. Пізнання ландшафту: місце і простір: Монографія. У 2-х т. К.: Видавничо-поліграфічний центр «Київський університет», 2005. Т. 1. 431 с.
5. Гродзинський М.Д. Пізнання ландшафту: місце і простір: Монографія. У 2-х т. К.: Видавничо-поліграфічний центр «Київський університет», 2005. Т. 2. 503 с.
6. Петлін В.М. Синергетичні залежності в організації природних територіальних систем. Львів: Видавничий центр ЛНУ ім. Івана Франка. 2013. 396 с.
7. Becket P.H.T. Interaction between knowledge and aesthetic appreciation. *Landscape Research*. 1974. Vol.1. P.5–7.
8. Clamp P. The landscape evaluation controversy. *Landscape Research*. 1981. Vol.16. P.13–15.
9. Dearden P. Factors influencing landscape preferences: an empirical investigation. *Landscape Planning*. 1984. Vol.11. P.293–306.
10. Dearing J.A. Measuring preferences for natural landscapes. *Journal of the Urban Planning and Development Division*. 1979. Vol. 105. P. 63–80.
11. Forman R.T.T. *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 1995. 632 p.
12. Herzog T.R. A cognitive analysis of preferences for waterscapes. *Landscape Perception. Readings in Environmental Psychology* / Amita Sinha (ed.). London: Academic Press, 1995. P. 47–63.
13. Jakle J.A. *The Visual Elements of Landscape*. Amherst: The University of Massachusetts Press. 1987. 200 p.
14. Purcell A.T. Environmental perception and affect: a schema discrepancy model. *Environment and Behaviour*. 1986. Vol. 18. P. 3–30.
15. Rudenko S., Rudenko V. Nature-resource potential of natural regions of Ukraine in present-day figures. *Екологічні науки: науково-практичний журнал / Головний редактор Бондар О.І. К.: Видавничий дім «Гельветика»*. 2023. Випуск 6(51). С. 84–89.

ЕКОЛОГІЯ В СІЛЬСЬКОМУ ГОСПОДАРСТВІ

UDC 582.28-133:[57.045+631.55]:004.832

DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2024.eco.3-54.34>**APPLICATION OF LINEAR AND DECISION TREE METHODS
IN ASSESSING THE INFLUENCE OF METEOROLOGICAL
FACTORS AND CROP ON THE LEVEL OF AIRBORNE
CLADOSPORIUM SPORES**

Havrylenko K.V.

State Medical and Pharmaceutical University
Maiakovskoho Ave., 26, 69035, Zaporizhzhia
gavrylenko2525@gmail.com

The article analyses the influence of environmental factors on the concentration of spores of the *Cladosporium* fungi in the atmospheric air of Zaporizhzhia in 2016-2020. The seasonal characteristics of fungi spores were analysed: total number of spores; the beginning, duration, and end of the season; maximum value in spores/m³ and the day it was recorded; average day; the number of days that was equal to or exceeded the clinical value (3000 spores/m³). The total number of *Cladosporium* spores in the period from 2016 to 2020 was 552,470 spores/m³. The highest level of spores – 157904 spores/m³ and the highest daily concentration – 5928 spores/m³ were recorded in 2019. In the same year, the number of days that exceeded the clinical threshold was 13. This is the highest number in all 5 years of monitoring. In contrast, the lowest number of spores was counted in 2020. The total number was 30986 spores/m³, and the daily concentration was 1470 spores/m³. The earliest season started in 2020 and lasted the longest – 166 days. The shortest season lasted 145 days in 2016. Forty five parameters were studied, including 42 meteorological parameters (temperature, pressure, temperature and dew point difference, 16 wind directions, 5 meteorological phenomena in 4 different time intervals of 6 hours (00-05, 05-11, 11-17, 17-23), and 3 types of clouds. The other 3 are crop parameters: daily harvested areas of barley, wheat, and sunflower. Linear regression with two regularisation methods (Ridge regression and The lasso) and decision tree methods (Bagging, Random forests, Boosting, BART) were used to investigate the relationship between *Cladosporium* spore levels and weather conditions and agricultural activity. The cross-validation mean squared error (CV MSE) was determined to determine the best model and assess the importance of the parameters. The best linear model includes 8 parameters (temperature, pressure, western wind, humidity, low-level clouds, fog, the area of daily barley and sunflower harvest). The best decision tree is Bagging. The most meaningful parameters are: dew point, temperature, area of daily harvest of barley and sunflower, pressure, west wind). *Key words*: taxonomic groups, micromycetes, fungi, moulds, fungal spores, *Cladosporium*, meteorological conditions, sunflower, barley, wheat, yield, human health, correlation, regression.

Застосування лінійних методів та методів на основі дерев рішень у оцінці впливу метеорологічних факторів та врожаю на рівень повітряних спор *Cladosporium*. Гавриленко К. В.

У статті проаналізовано вплив факторів навколишнього середовища на концентрацію спор грибів роду *Cladosporium* в атмосферному повітрі м. Запоріжжя у 2016-2020 роках. Проаналізовано сезонні характеристики спор грибів: загальна кількість спор; дата початку та кінця сезону; тривалість сезону, максимальна добова кількість спор та день, коли реєструвалась максимальна кількість спор; середній день; кількість днів, коли концентрація спор дорівнювала чи перевищувала порогове значення (3000 спор/м³). Загальна кількість спор за 2016-2020 роки склала 552470 спор/м³. Найбільша кількість спор – 157904 спор/м³ та найвища добова концентрація – 5928 спор/м³ реєструвалась у 2019 році. В цьому ж році, кількість днів, яка перевищувала клінічне порогове значення склала 13 днів. Це найбільша кількість за усі 5 років моніторингу. Натомість, у 2020 році було підраховано найнижчу кількість спор. Загальна кількість склала – 30986 спор/м³, а добова концентрація – 1470 спор/м³. Найраніше, сезон розпочався у 2020 році та тривав найдовше – 166 днів. Найкоротший сезон тривав 145 днів у 2016 році. Було досліджено 45 параметрів, серед яких 42 – метеорологічні параметри (температуру, тиск, різницю температури і точки роси, 16 напрямів вітру, 5 метеорологічних явищ у 4 різних проміжки часу по 6 годин (00-05, 05-11, 11-17, 17-23), та 3 види хмар. Інші 3 – параметри врожаю: добові площі збору ячменю, пшениці та соняшника. Для дослідження зв'язку рівню спор *Cladosporium* з погодними умовами та сільськогосподарською активністю було використано лінійну регресію з двома методами регуляризації (Ridge regression and The lasso), а також методи дерев рішень (Bagging, Random forests, Boosting, BART). Було визначено середню квадратичну похибку, отриману шляхом кросвалідації (CV MSE) для визначення кращої моделі і для оцінки важливості параметрів. Найкраща лінійна модель включає в себе 8 параметрів (температура, тиск, західний вітер, вологість, хмари низького рівня, туман, площа добового збору ячменю та соняшнику) Найкраще дерево рішень – Bagging. Найбільш значущі параметри: точка роси, температура, площа добового збору ячменю і соняшника, тиск, західний вітер). *Ключові слова*: таксономічні групи, мікроміцети, гриби, плісняві гриби, спори грибів, *Cladosporium*, метеорологічні умови, соняшник, ячмінь, пшениця, урожайність, здоров'я людини, кореляція, регресія

The spores of microscopic fungi, micromycetes, are the predominant component of atmospheric air. They arouse great interest among scientists and doctors due to their impact on human health, namely to their ability to contribute to the development and aggravation of allergic diseases [1, 2]. The leading taxonomic group of

fungi in many European countries [3] and in Ukraine [4] in particular are fungi of the genus *Cladosporium*. Sensitisation to *Cladosporium* is often associated with severe asthma, allergic rhinitis and less frequently with chronic urticaria and atopic eczema [5]. It has been reported that high airborne spore concentrations can lead to exacerbation of allergic symptoms and increased incidence of hospitalisations associated with asthma exacerbation [6, 7]. Therefore, the research of the dynamics of fungal spores and the impact of meteorological factors and agricultural activity on their level is quite relevant today.

The aim of the study is to investigate the influence of meteorological conditions and agricultural activity on the concentration of spores of the *Cladosporium* fungi using linear and decision tree methods.

Connection of the author's research with important scientific and practical tasks. The study was conducted at the Aerobiology Laboratory based at the Department of Medical Biology, Parasitology and Genetics of Zaporizhzhia State Medical and Pharmaceutical University as a part of the topic «Aerobiological studies of the formation of the dangerous aeropalynological situation in the city of Zaporizhzhia» (state registration number 0115U003878). Up-to-date information on aeroallergenic pollution and forecasts are displayed on the website of the European Aerobiology Society (<https://ean.polleninfo.eu/>) and used by specialists for the treatment and prevention of allergic diseases.

Analysis of recent researches and publications. The influence of meteorological factors on the level of fungal spores in the air is widely studied. According to the literature, the most important environmental factors are temperature, humidity, precipitation, atmospheric pressure, ultraviolet radiation, wind direction, and insolation. Sind at al. consider average temperature and precipitation to be the most significant factors affecting the level of spores in the air. In contrast, relative humidity, duration of sunlight, wind speed and direction, in their studies, showed no correlation, except for one monitoring station where the annual amount of sunlight had a positive effect on the level of *Cladosporium* spores [8]. The average temperature was the most important meteorological parameter that positively influenced the concentration of *Cladosporium* spores in the air in the study by Kasprzyk et al. The authors also reported that the maximum air temperature had the least influence. Humidity and wind speed had a minor impact on the level of spores [9]. The average temperature had the largest contribution to the spore load in the studies by Grinn-Gofron & Bosiacka [10] and Grinn-Gofroń & Rapiejko [11]. The negative effect of precipitation was noted in the study by Recio et al. and the positive correlation was observed with the temperature and insolation [12].

The literature also reports the role of summer storms and ozone concentrations in the air. This gas occurs in the lower atmosphere during thunderstorms and is formed in the polluted air of large cities. It is noted that

the concentration of *Cladosporium* spores increases before a thunderstorm, and during and after it, a decrease in their concentration is observed. This means that the increase in spore levels is caused by an increase in temperature and ozone concentration before the storm, and the decrease in spore levels is caused by a decrease in these parameters during and after the storm [13].

The effect of wind on spore concentration is studied somewhat less. Different contributions of regional and local winds to the spore load was reported [14, 15]. However, this parameter requires further study.

The concentration of *Cladosporium* spores also depends on the geographical location, vegetation, and the level of urbanisation. The level of spores was studied in urban, rural and mountain environments. The highest concentration was found in the urban region [16, 17]. Olsen et al. noted the role of agricultural activity on the spore levels. Harvesting of grain crops was a possible cause of the peak concentrations of *Cladosporium* [18].

Since, despite the large number of studies, the meteorological factors that affect the level of *Cladosporium* spores are not precisely defined and ambiguous, it is quite relevant to study this issue in the area of our region with its inherent weather conditions and other predictors.

The specification of previously unresolved parts of the general problem, the article is devoted to. This article is devoted to the study of the influence of meteorological conditions and agricultural activity on the level of spores of the *Cladosporium* fungi in the air of Zaporizhzhia city.

Novelty. It is the first time, when the analysis of seasonal dynamics of spores of the *Cladosporium* fungi in the atmospheric air of Zaporizhzhia city was carried out on the basis of five-year aeromonitoring.

Methodological and scientific significance. The results of the study can be used to improve the effectiveness of fungal allergy and bronchial asthma prevention measures by studying the causes that lead to changes in the concentration of fungal spores and developing modern methods for predicting the aeroallergenic situation for timely warning of the population.

Materials and methods. The study was conducted in the aerobiology laboratory at ZSMPhU from 1 March to 31 October over a five-year period. The data were obtained using a 7-day Hearst-type volumetric sampler calibrated to take air samples at a rate of 10 l/min. The device was installed on the roof of the educational building No. 3 of ZSMPhU at a height of approximately 30 m above ground level. The sampler drum was changed weekly. The adhesive tape on which the samples were taken was cut into 7 fragments after exposure, each of which corresponded to one day of observation. Before analysis, the slides were coated with a glycerol-fuchsin mixture. The samples were analysed under a light microscope at a magnification of x400. Spore identification and counting were limited to genus levels. The final number of spores was expressed as the concentration of spores per cubic metre of air.

To identify the peculiarities of seasonal distribution of spores, the following characteristics were analysed:

- total number of spores, calculated as the sum of daily spore concentrations during the observation period;
- the beginning, duration, and end of the season, determined by the 90% method (Nilsson and Persson 1981);
- maximum value in spores/m³ and the day it was recorded;
- average day – 50th percentile;
- the number of days that was equal to or exceeded the clinical value (3000 spores/m³).

The meteorological data were obtained from the weather station located at Zaporizhzhia airport. Agricultural activity was analysed using open data from the Department of Agricultural Development and the State Statistics Service of Ukraine. The analysis was carried out using the R programming language environment.

A total of 45 parameters were analysed, including 42 meteorological parameters:

- average daily temperature, pressure, temperature difference and dew point (an indicator of air humidity);
- average daily wind speed in 16 directions;
- the presence of meteorological phenomena (fog, rain, downpour, thunderstorm, precipitation) in 4 different time periods (00-05, 05-11, 11-17, 17-23);
- the presence of different types of clouds (high, medium and low – CH, CM, CL);

And 3 crop parameters: daily harvested areas of barley, wheat and sunflower.

Linear regression with two regularisation methods (Ridge regression and The lasso) and Decision Trees-based methods (Bagging, Random forests, Boosting, BART) were used to investigate the relationship between Cladosporium spore levels and environmental factors. 10 Fold Cross-validated mean squared error was used in order to evaluate the performance of different statistical methods and to select the appropriate level of flexibility.

Due to increases and decreases of variation during the year, the Cladosporium distribution shows positive skewness. To stabilise its variation and reduce the impact of outliers, the logarithmic transformation was amplified. Presentation of the main material.

Results. The total number of Cladosporium spores in the period from 2016 to 2020 was 552,470 spores/m³.

The Cladosporium season in 2016 started on 12 May, lasted 145 days and ended on 4 October. The maximum number of spores was recorded on 24 July with a value of 4212 spores/m³. The annual number of spores was 124,611 spores/m³. The number of days when the spore concentration exceeded the clinical threshold was 8.

In 2017, the season started on 14 May, lasted 155 days and ended on 16 October. On 14 June, the maximum value of Cladosporium was recorded, which was 5145 spores/m³. In total, 12,286 spores/m³ were counted during the year. The number of days when the spore concentration exceeded the clinical threshold was 8.

In 2018, the season started on 29 May, the latest in the entire observation period, and ended on 28 October. The season lasted 152 days. On 28 June, the peak value was 5117 spores/m³. In total, 117683 spores/m³ were counted during the year. Only 5 days a year the spore concentration exceeded the clinical threshold.

In 2019, the season for Cladosporium began on 9 May. It lasted 149 days and ended on 5 October. Over the whole period of observation, it was in 2019 that the highest daily number of spores was recorded, which was 5928 spores/m³ on 27 July, and the highest number of days (13) when the spore level was equal to or above the clinical threshold. The total number of spores was 157904 spores/m³, which was also the highest value for the entire monitoring period.

In 2020, the season started the earliest – on 27 April – but lasted the longest – 166 days. The season ended on 10 October. In total, 30986 spores/m³ were counted this year, the lowest value in the five-year monitoring period. The peak value of Cladosporium spores this year was also the lowest, at 1470 spores/m³ on 14 June. There were no days when the number of spores exceeded the thresholds.

According to open data from the Department of Agricultural Development and the State Statistics Service of Ukraine, the main crops planted in Zaporizhzhia region are barley, wheat and sunflower. The total area under these crops is approximately 1,400 thousand hectares (Zaporizhzhia region covers 2,700 thousand hectares), which suggests that this biomass is important as the main source of the spore spread. In the period from 2016 to 2020, the sown area of barley remained almost unchanged (fig.1), but there was the decrease in the sown area of sunflower (from 602 thousand hectares in 2016 to 526 thousand hectares in 2020). On the other hand, the area under wheat increased every year (from 536 thousand hectares in 2016 to 664 thousand hectares in 2020).

The fig. 2 shows the daily harvest in different years. Harvesting of winter crops generally begins in mid-June. Spring crops are harvested in early September. Harvesting dynamics are usually uneven due to the influence of weather factors, which can shift the harvesting periods in different parts of the region.

The linear model, which included all 45 parameters, has $R^2 = 0.38$, F-statistics = 9.8, which indicates the presence of important parameters. The cross-validated error was 1.171.

For computational reasons, best subset selection cannot be applied with 45 parameters (The number of possible models that must be considered is 2 in the 45 degree). Thus, we applied the stepwise selection method available in R environment, which explore a far more restricted set of models and uses Bayesian information criterion (BIC) to indirectly estimate their performance (fig. 3, fig. 4).

Each row of the plot 1 contains a black square for each variable selected according to the optimal model. We can see that several models share a BIC close to

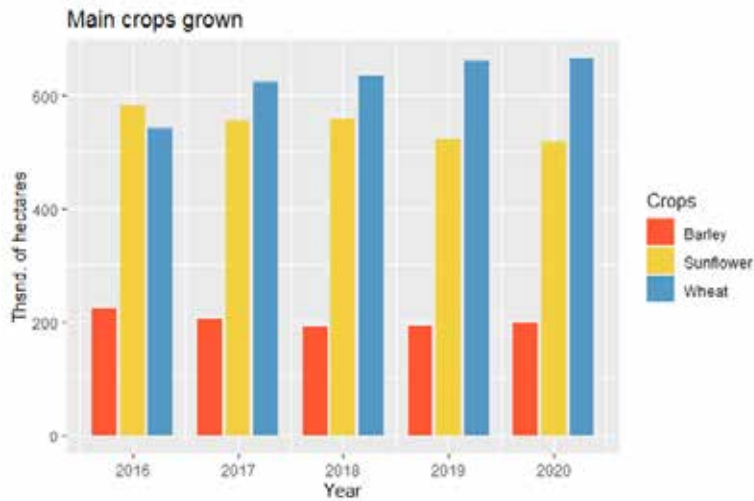


Fig. 1. Total harvested area of the main crops planted in Zaporizhzhia region

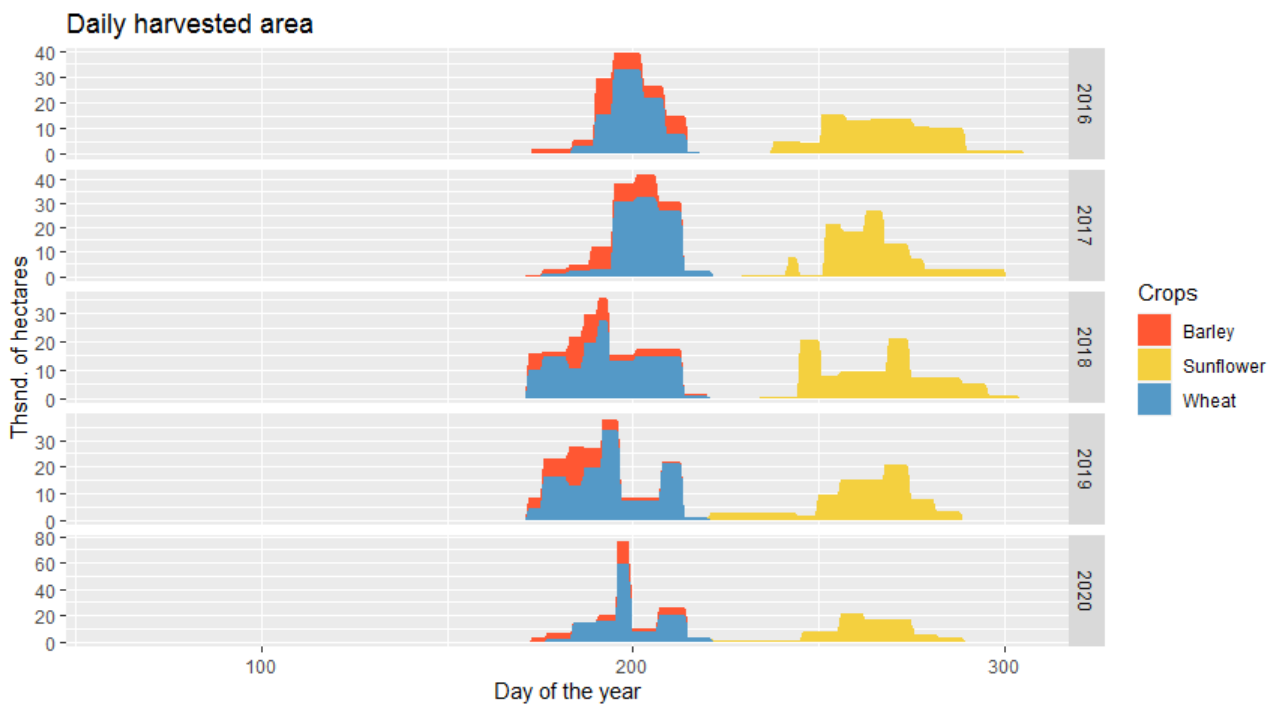


Fig. 2. Seasonal harvest area by agricultural crops

-260. However, the model with the lowest BIC is the eight-variable model that contains only Temperature, Pressure, Dew point, West wind, Fog at 00-06 AM and Wheat harvested area with positive coefficients as well as Sunflower area and CL (low level) clouds with negative coefficients (fig. 5). The cross-validated error was 1.1, which is a slight improvement over the full linear.

It is worth noting that these parameters are often present in models of different sizes, which further indicates their influence on the concentration of fungal spores.

We also used alternative methods of variable selection, such as Ridge regression and The Lasso. As with

least squares, Ridge regression minimize the residuals sum but also adds the shrinkage penalty to the equation. This penalty is small only when regression coefficients are close to 0. The tuning parameter λ serves to control the relative impact of new term on the coefficient estimates. When $\lambda = 0$, the penalty term has no effect, and ridge regression will produce the least squares estimates. However, as λ grows, the impact of the shrinkage penalty grows as well, and the ridge regression coefficient estimates will approach zero. In the case of the Lasso, some of the coefficient's estimates will be exactly equal to zero when the tuning parameter λ is sufficiently large.

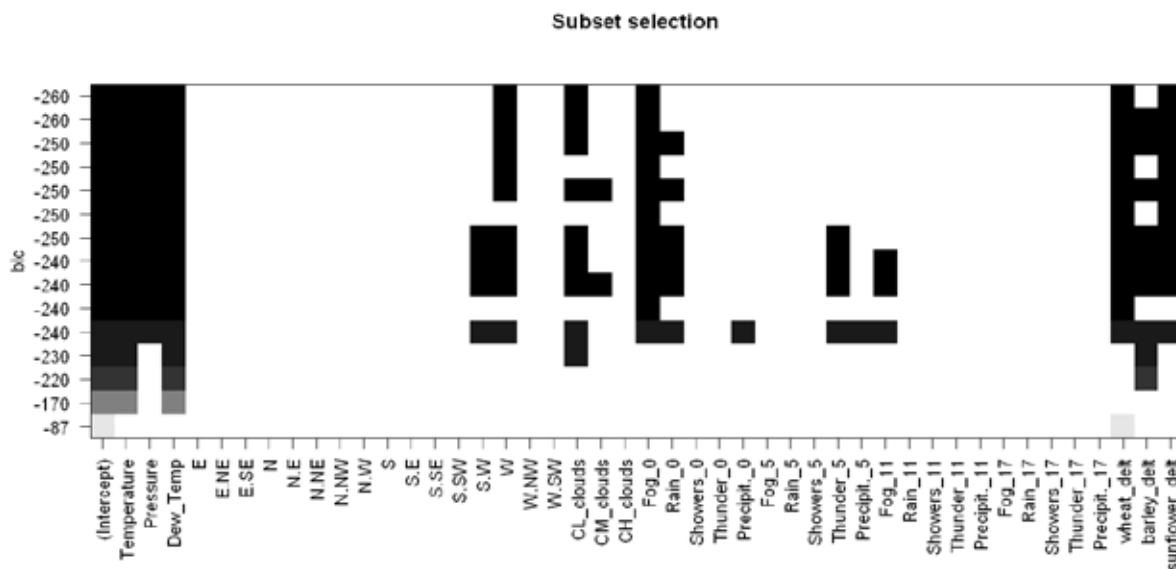


Fig. 3. Stepwise regression results

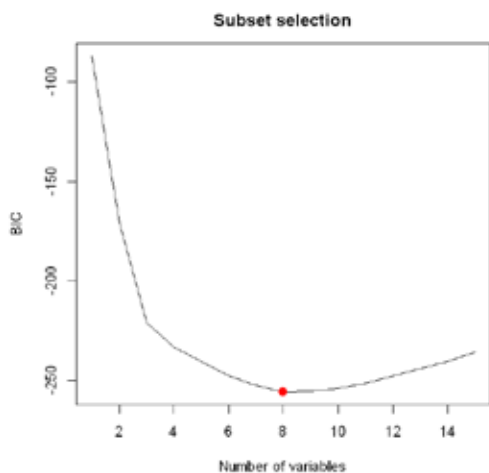


Fig. 4. MSE changes with the number of parameters

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	-35.080555	8.979318	-3.907	0.000102	***
TEMP	0.124833	0.010982	11.367	< 2e-16	***
PRES	0.053006	0.011838	4.478	8.70e-06	***
W	0.217520	0.059016	3.686	0.000244	***
CL_clouds	-0.008599	0.002751	-3.126	0.001840	**
ROS_TEMP	0.156323	0.014668	10.657	< 2e-16	***
Fog_25	0.500983	0.123893	4.044	5.80e-05	***
wheat_delt	0.035318	0.004531	7.794	2.12e-14	***
sunflower_delt	-0.025462	0.006950	-3.664	0.000266	***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 1.042 on 763 degrees of freedom
 Multiple R-squared: 0.3354, Adjusted R-squared: 0.3285
 F-statistic: 48.14 on 8 and 763 DF, p-value: < 2.2e-16

Fig. 5. The best line model with 8 parameters, selected by stepwise regression

Unlike least squares, which generates only one set of coefficients estimates, ridge regression produce a different set of coefficients estimates for each value of λ . We used 10-fold cross-validation to select best λ for both methods.

Figure 6 shows cross-validated error that result from applying Ridge regression and the Lasso with various values of λ . Top axis shows how many coefficients left after the shrinkage.

We can see that the Ridge regression does not give a significant result and the residual is the lowest when no shrinkage occurs. Instead, The Lasso reaches a minimum at $\lambda = 0.001$ (or $\log(\lambda) = -3.5$), when only 28 coefficients are not equal to 0. Among them are all 8 variables selected by the stepwise method, as well as the coefficients for meteorological phenomena, mostly with negative values.

The error of the Ridge regression was 1.198, the Lasso regression was 1.133, which is a slight improvement over the full model, but worse than the 8-variable model obtained by stepwise regression.

Using the results of the 8-variable linear regression as a starting point, we moved on to applying methods based on Decision Trees. Such models are more flexible and able to detect nonlinear relationships among the parameters, and unlike more complex non-parametric methods, they retain a wide range of possibilities for interpreting the results. Building the Regression Tree involves stratifying the predictor space into a number of simple regions. Each region uses the mean response value for the training observations in the region to which it belongs.

The usual Regression tree is shown in figure 7. The optimal size of the tree was determined by cross-vali-

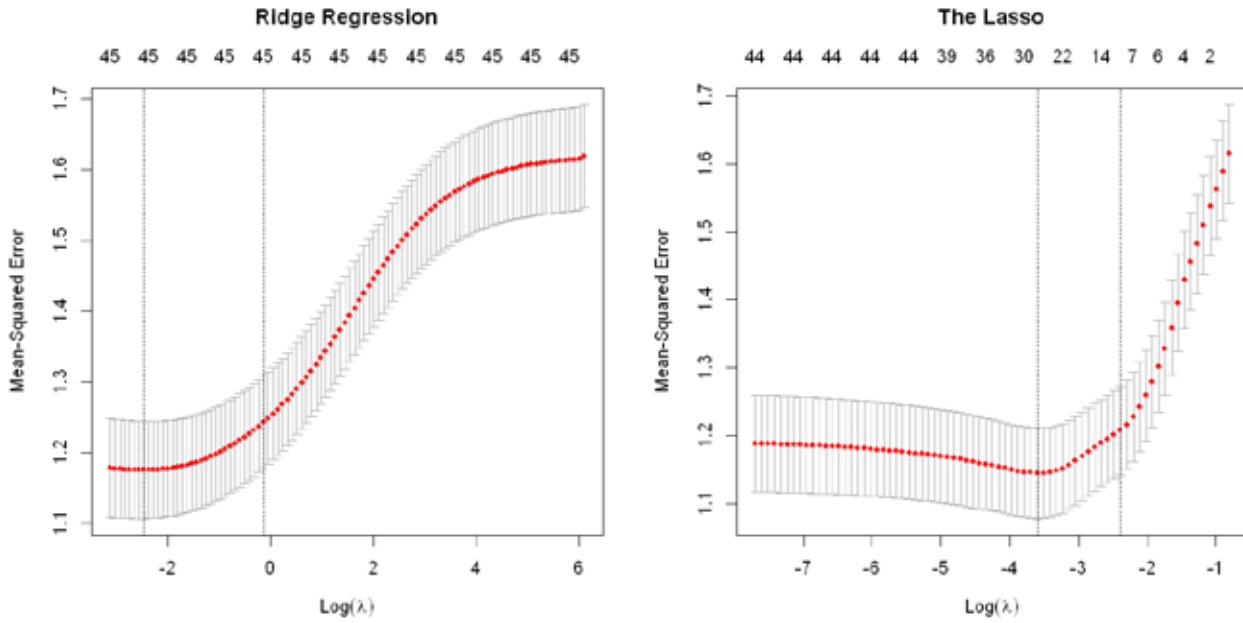


Fig. 6. Penalty impact on MSE in Ridge Regression and The Lasso

dition and amounted to 11 internal nodes. The most important parameters are those that form the top of the tree. The increase in pollen concentration was always observed during the barley and wheat harvesting periods, and partially during the sunflower harvesting periods, when favorable weather conditions were present – south wind, high pressure, high temperature and humidity, and morning fog. The cross-validation error was 1.176

Decision Trees generally do not have the same level of predictive accuracy as some other regression approaches. Additionally, trees can be very non-robust, in a sense that a small change in the data can cause a large change in the estimated tree. By aggregating many decision trees, using methods like Bagging, Random Forests, Boosting, and Bayesian Additive Regression Trees (BART), the

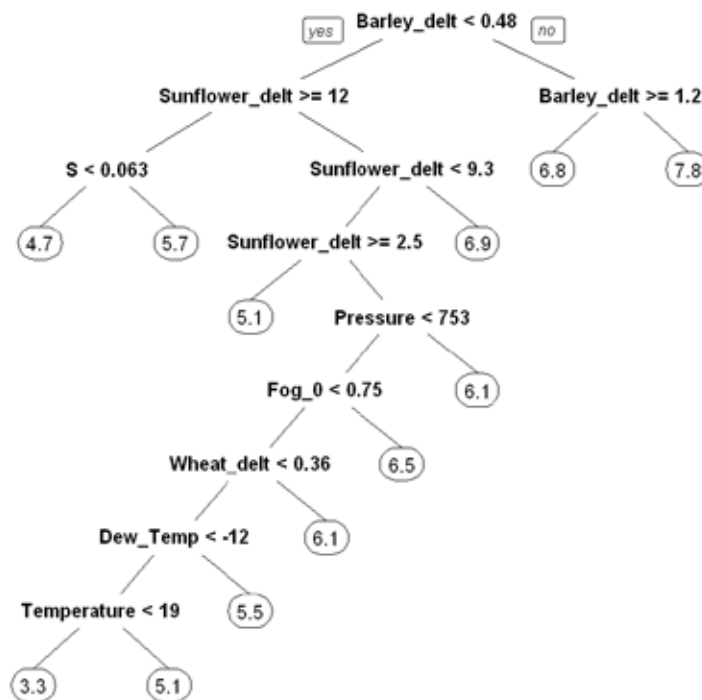


Fig. 7. Simple (pruned) regression decision tree

predictive performance of trees can be substantially improved.

Each of these approaches involves producing multiple trees which are then combined to yield a single consensus prediction.

Using the 500-tree bagging method, we achieved a reduction in cross-validation error to 0.898 (46.34% Variance explained), which is a significant improvement over the 8-variable linear model. Although the bagged trees is much more difficult to interpret than a single tree, we can obtain an overall summary of the importance of each predictor using the residuals sum. The left measurement on figure 8 shows the total amount that the RSS is decreased due to splits over a given predictor, averaged over all 500 trees. The right is a measure of the total decrease in node impurity (node is considered to be of high purity if the observations are split equally) that results from splits over that variable.

The importance of barley, wheat and sunflower harvested area, as well as temperature, dew point and pressure, is significantly higher than the other variables, which is consistent with the results of other approaches.

As in bagging, we build a number of decision trees on bootstrapped samples. Each time a split is considered, a random sample of predictors is chosen as split candidates, allowing decorrelate the trees. In this study, 15 parameters were used and the error was 0.931.

Boosting works in a similar way to bagging, except that the trees are grown sequentially: each tree is grown using residuals from previously grown trees. Thus, each new tree attempts to capture signal that is not yet accounted for by the current set of trees. Using this method, the error was 1.03.

Another ensemble method, BART, based on Bayesian statistics and related to random forests and boosting, was also used. When using this method, the error was 1.04.

Variable importance

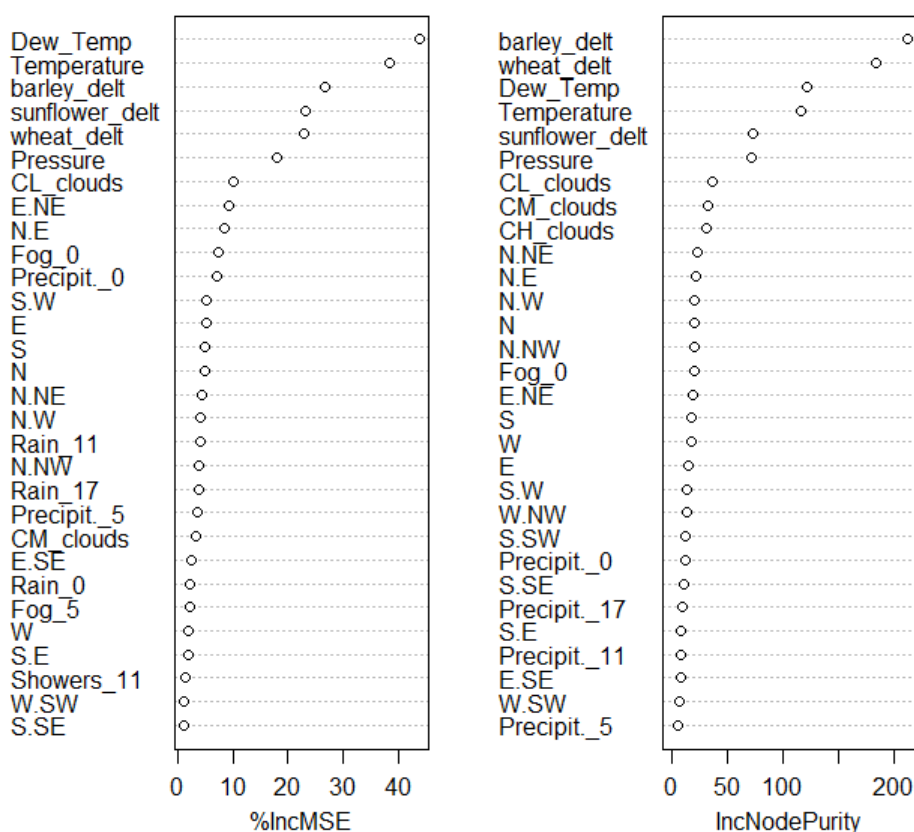


Fig. 8. Variable importance measurement in a bagged Decision Tree model

Conclusions.

1. The most meaningful parameters according to the results of stepwise regression were: temperature, pressure, westerly wind, humidity, low-level clouds, fog, area of daily harvest of barley and sunflower.

2. The most meaningful parameters according to the results of Bagging decision tree were: dew point, temperature, area of daily harvest of barley and sunflower, pressure, westerly wind.

References

1. Fukutomi Y., Taniguchi M. Sensitization to fungal allergens: Resolved and unresolved issues. *Allergy International*. 2015. № 64(4). P. 321-331. DOI: 10.1016/j.alit.2015.05.007 <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1323893015001161>
2. Stępańska D., Wolek J. Intradurnal periodicity of fungal spore concentrations (*Alternaria*, *Botrytis*, *Cladosporium*, *Didymella*, *Ganoderma*) in Cracow, Poland. *Aerobiologia*. 2009. №25(4). P. 333–340 <https://link.springer.com/article/10.1007/s10453-009-9137-3>
3. Gharbi D., Mobayed H.M., Ali R.M. et al. First volumetric records of airborne *Cladosporium* and *Alternaria* spores in the atmosphere of Al Khor (northern Qatar): a preliminary survey. *Aerobiologia*. 2022. №38. P. 329–342. DOI: 10.1007/s10453-022-09746-7 <https://link.springer.com/article/10.1007/s10453-022-09746-7>
4. Гавриленко, К. В. Мікологічний спектр атмосферного повітря міста Запоріжжя. *Acta Biologica Ukrainica*. 2023. № 1. P. 18-24. DOI:10.26661/2410-0943-2023-1-03 <https://journalsofznu.zp.ua/index.php/biology/article/view/3905>
5. Simon-Nobbe B., Denk U., Schneider P.B., Radauer C., Teige M., Cramer R., Hawranek T., Lang R., Richter K., Schmid-Grendelmeier P., Nobbe S., Hartl A., Breitenbach M. NADP-dependent mannitol dehydrogenase, a major allergen of *Cladosporium herbarum*. *J Biol Chem*. 2006 №281(24):16354-60. DOI: 10.1074/jbc.M513638200. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/16608840/>
6. Hughes K.M., Price D., Torriero A.A.J., Symonds M.R.E., Suphioglu C. Impact of Fungal Spores on Asthma Prevalence and Hospitalization. *Int J Mol Sci*. 2022 № 23(8):4313. DOI: 10.3390/ijms23084313. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC9025873/>
7. Olsen Y., Arildskov E., Hansen S.N., Pedersen M., Dharmage S.C., Kloster M., Sigsgaard T. Outdoor *Alternaria* and *Cladosporium* spores and acute asthma. *Clin Exp Allergy*. 2023. № 53(12):1256-1267. DOI: 10.1111/cea.14397. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/37748858/>
8. Sindt C., Besancenot J., Thibaudon M. Airborne *Cladosporium* fungal spores and climate change in France. *Aerobiologia*. 2016. №32(1). – P. 53–68. DOI: 10.1007/s10453-016-9422-x. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10453-016-9422-x>
9. Kasprzyk I., Kaszewski B., Weryszko-Chmielewska E., Nowak M., Sulborska A., Kaczmarek J. et al. Warm and dry weather accelerates and elongates *Cladosporium* spore seasons in Poland. *Aerobiologia*. 2016. № 32(1). P. 109–126. DOI: 10.1007/s10453-016-9425-7. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4773468/>
10. Grinn-Gofroń A., Bosiacka B. Effects of meteorological factors on the composition of selected fungal spores in the air. *Aerobiologia*. 2015. 31(1). P. 63–72. DOI: 10.1007/s10453-014-9347-1. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/25750477/>
11. Grinn-Gofroń A., Rapijko P. Occurrence of *Cladosporium* spp. and *Alternaria* spp. spores in Western, Northern and Central-Eastern Poland in 2004-2006 and relation to some meteorological factors. *Atmospheric Research*. 2009. № 93. P. 747–758. DOI: 10.1016/j.atmosres.2009.02.014. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169809509000696>
12. Recio M, Trigo Mdel M, Docampo S, Melgar M, García-Sánchez J, Bootello L, Cabezudo B. Analysis of the predicting variables for daily and weekly fluctuations of two airborne fungal spores: *Alternaria* and *Cladosporium*. *Int J Biometeorol*. 2012. V. 56(6). P. 983–991. DOI: 10.1007/s00484-011-0509-3. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/22089367/>
13. Grinn-Gofroń A, Strzelczak A. Changes in concentration of *Alternaria* and *Cladosporium* spores during summer storms. *Int J Biometeorol*. 2013. 57(5). P. 759–768. DOI: 10.1007/s00484-012-0604-0. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3745614/>
14. Haas D, Ilieva M, Fritz T, Galler H, Habib J, Kriso A, Kropsch M, Ofner-Kopeinig P, Reinthaler FF, Strasser A, Zentner E, Schalli M. Background concentrations of airborne, culturable fungi and dust particles in urban, rural and mountain regions. *Sci Total Environ*. 2023 Sep 20;892:164700. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.164700. https://raumberg-gumpenstein.at/jdownloads/FODOK/2023/fodok_3_28862_background_concentrations_of_airborne_culturable_fungi_and_dust_particles_d_haas.pdf
15. Skjøth, C. A., Sommer, J., Frederiksen, L., and Gosewinkel Karlson, U.: Crop harvest in Denmark and Central Europe contributes to the local load of airborne *Alternaria* spore concentrations in Copenhagen. *Atmos. Chem. Phys.* 2012, 11107–11123, DOI: 10.5194/acp-12-11107-2012. <https://acp.copernicus.org/articles/12/11107/2012/>
16. Sadys, M., Kennedy, R. and Skjøth, C. A. An analysis of local wind and air mass directions and their impact on *Cladosporium* distribution using HYSPLIT a circular statistics. *Fungal Ecology*. 2015. №18. P. 56–66. DOI: 10.1016/j.funeco.2015.09.006. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1754504815001191>
17. Kasprzyk, I., Worek, M. Airborne fungal spores in urban and rural environments in Poland. *Aerobiologia*. 2006. №22, 169–176. DOI: 10.1007/s10453-006-9029-8. https://www.researchgate.net/publication/225697924_Airborne_fungal_spores_in_urban_and_rural_environments_in_Poland
18. Olsen, Y., Begovic, T., Skjøth, C.A. et al. Grain harvesting as a local source of *Cladosporium* spp. in Denmark. *Aerobiologia*. 2019. № 35(4). P. 373–378. DOI: 10.1007/s10453-018-09556-w. https://core.ac.uk/display/161937654?utm_source=pdf&utm_medium=banner&utm_campaign=pdf-decoration-v1

ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ

Алпатова Оксана Миколаївна (Житомир) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри екології та природоохоронних технологій, Державний університет «Житомирська політехніка»;

Бабенко Михайло Григорович (Дніпро) – кандидат сільськогосподарських наук, провідний науковий співробітник, Дніпровський державний аграрно-економічний університет;

Березняк Олександр Олександрович (Дніпро) – кандидат технічних наук, доцент кафедри екології та технологій захисту навколишнього середовища, Національний технічний університет «Дніпровська політехніка»

Бессонова Валентина Петрівна (Дніпро) – доктор біологічних наук, професор, професор кафедри садово-паркового мистецтва та ландшафтного дизайну, Дніпровський державний аграрно-економічний університет;

Бондар Олександр Іванович (Київ) – доктор біологічних наук, професор, член-кореспондент Національної академії аграрних наук України, заслужений діяч науки і техніки України, ректор, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління;

Бутенко Елеонора Олегівна (Дніпро), кандидат технічних наук, доцент, завідувачка кафедри хімічної технології та інженерії Державний вищий навчальний заклад «Приазовський державний технічний університет»;

Буяльська Наталія Павлівна (Чернігів) – кандидат технічних наук, доцент кафедри харчових технологій та екології, Національний університет «Чернігівська політехніка»;

Валерко Руслана Анатоліївна (Житомир) – кандидат сільськогосподарських наук, доцент кафедри екології та природоохоронних технологій, Державний університет «Житомирська політехніка»;

Василишин Юрій Богданович (Київ) – студент II курсу магістратури, Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського» імені Ігоря Сікорського;

Вергеліс Вікторія Ігорівна (Вінниця) – асистент кафедри екології та охорони навколишнього середовища, Вінницький національний аграрний університет;

Висоцька Тетяна Іванівна (Київ) – кандидат хімічних наук, доцент кафедри екології та безпеки життєдіяльності, Київський інститут залізничного транспорту Державного університету інфраструктури та технологій МОН України;

Вишневський Анатолій Васильович (Житомир) – кандидат сільськогосподарських наук, доцент кафедри лісівництва, лісових культур і таксації лісу, декан факультету лісового господарства та екології, Поліський національний університет;

Власенко Олег Васильович (Київ) – аспірант кафедри екологічного аудиту та технологій захисту довкілля, науковий співробітник проблемної науково-дослідної лабораторії прикладної екології, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління;

Вовкунович Михайло Олексійович (Ужгород) – аспірант кафедри екології та охорони навколишнього середовища, Державний вищий навчальний заклад «Ужгородський національний університет»;

Волошин В'ячеслав Степанович (Дніпро) – доктор технічних наук, професор кафедри охорони праці і навколишнього середовища, Державний вищий навчальний заклад «Приазовський державний технічний університет»;

Воробйов Богдан Віталійович (Харків) – доктор філософії, завідувач кафедри автоматизовані електро-механічні системи, Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут»;

Гавриленко Ксенія В'ячеславівна (Запоріжжя) – старший викладач кафедри медбіології, паразитології та генетики, Запорізький державний медико-фармацевтичний університет;

Гадасва Юлія Сергіївна (Харків) – аспірантка кафедри хімічної техніки та промислової екології, Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут»

Гайдучек Олександр Григорович (Харків) – кандидат технічних наук, доцент кафедри водопостачання, водовідведення і очищення вод, Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова;

Герасимчук Людмила Олександрівна (Житомир) – кандидат сільськогосподарських наук, доцент кафедри екології та природоохоронних технологій, Державний університет «Житомирська політехніка»;

Гойванович Наталія Костянтинівна (Дрогобич) – кандидат біологічних наук, доцент, доцент кафедри біології та хімії, Дрогобицький державний педагогічний університет імені Івана Франка;

Горбенко Наталія Євгенівна (Львів) – кандидат сільськогосподарських наук, доцент кафедри ботаніки, деревинознавства та недревних ресурсів лісу, Національний лісотехнічний університет України;

Гуліна Оксана Сергіївна (Запоріжжя) – асистент кафедри мікробіології, вірусології та імунології, Запорізький державний медико-фармацевтичний університет, аспірант біологічного факультету, Запорізький національний університет;

Гулько Світлана Олександрівна (Дніпро) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри геоботаніки, ґрунтознавства та екології, Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара;

Денисов Данііл Юрійович (Чернігів) – студент II курсу, Навчально-науковий інститут електронних та інформаційних технологій Національного університету «Чернігівська політехніка»;

Денисова Наталя Миколаївна (Чернігів) – кандидат технічних наук, доцент кафедри харчових технологій та екології, Національний університет «Чернігівська політехніка»;

Долженкова Олена Вікторівна (Дніпро) – кандидат технічних наук, старший науковий співробітник, доцент кафедри безпеки життєдіяльності, Дніпровський державний університет імені Олеся Гончара;

Дунаєвська Оксана Феліксівна (Житомир) – доктор біологічних наук, професор кафедри екології, Поліський національний університет;

Житова Олена Петрівна (Житомир) – доктор біологічних наук, професор, професор кафедри лісівництва, лісових культур та таксації лісу, Поліський національний університет;

Заїменко Наталія Василівна (Київ) – доктор біологічних наук, професор, член-кореспондент Національної академії наук України, директор, Національний ботанічний сад імені М.М. Гришка Національної академії наук України;

Золотовська Олена Володимирівна (Дніпро) – кандидат технічних наук, доцент кафедри тракторів і сільськогосподарських машин, Дніпровський державний аграрно-економічний університет;

Іваненко Ігор Борисович (Київ) – кандидат хімічних наук, проректор, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління;

Івашкіна Оксана Леонідівна (Житомир) – асистент кафедри екології та природоохоронних технологій, Державний університет «Житомирська політехніка»;

Іващенко Ірина Вікторівна (Житомир) – кандидат біологічних наук, доцент, доцент кафедри здоров'я фітоценозів і трофології, Поліський національний університет;

Іщук Оксана Василівна (Житомир) – кандидат сільськогосподарських наук, доцент кафедри біоресурсів, аквакультури та природничих наук, Поліський національний університет;

Кагукіна Анастасія Максимівна (Житомир) – аспірант кафедри екології та природоохоронних технологій, асистент кафедри наук про Землю, Державний університет «Житомирська політехніка»;

Кануннікова Надія Олександрівна (Харків) – доктор філософії, старший науковий співробітник кафедри мікро- та наноелектроніки, Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут»;

Кірсанова Валентина Василівна (Ізмаїл) – кандидат біологічних наук, доцент, доцент кафедри управління в транспортній галузі, Дунайський інститут Національного університету «Одеська морська академія»;

Клочанюк Вікторія Василівна (Київ) – аспірантка, Інститут агроекології і природокористування Національної академії аграрних наук України;

Ковтунов Олександр Володимирович (Київ) – аспірант кафедри екологічного аудиту та технологій захисту довкілля, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління; заступник голови, Дарницька районна в місті Києві державна адміністрація;

Котюк Віктор Сергійович (Житомир) – магістр спеціальності 101 Екологія, Поліський національний університет;

Котюк Людмила Анатоліївна (Житомир) – доктор біологічних наук, професор, професор кафедри екології, Поліський національний університет;

Краснолуцький Олександр Васильович (Київ) – Перший заступник Міністра захисту довкілля та природних ресурсів України;

Крисінська Діана Олександрівна (Миколаїв) – кандидат технічних наук, доцент (б.в.з.) кафедри екології, Чорноморський національний університет імені Петра Могили;

Ларьков Сергій Миколайович (Київ) – кандидат технічних наук, старший викладач кафедри космічної інженерії, Інститут аерокосмічних технологій Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»;

Левон Володимир Федорович (Київ) – кандидат хімічних наук, старший науковий співробітник відділу акліматизації плодових рослин, Національний ботанічний сад імені М.М. Гришка Національної академії наук України;

Левчик Наталія Яківна (Київ) – кандидат біологічних наук, науковий співробітник, Національний ботанічний сад імені М.М. Гришка Національної академії наук України;

Лемєга Надія Михайлівна (Львів) – кандидат географічних наук, асистент кафедри туризму, Львівський національний університет імені Івана Франка;

Лемішко Світлана Миколаївна (Дніпро) – кандидат сільськогосподарських наук, доцент кафедри агрохімії, Дніпровський державний аграрно-економічний університет;

Лізантан Поліна Сергіївна (Харків) – студент IV курсу, Навчально науковий інститут Механічної інженерії та транспорту Національного технічного університету «Харківський політехнічний інститут»;

Мадані Марія Михайлівна (Одеса) – кандидат технічних наук, доцент, доцент кафедри екології, води та природоохоронних технологій, Одеський національний технологічний університет;

Мазур Ольга Вікторівна (Вінниця) – асистент кафедри екології та охорони навколишнього середовища Вінницький національний аграрний університет;

Мариношенко Олександр Петрович (Київ) – кандидат технічних наук, завідувач кафедри космічної інженерії, Інститут аерокосмічних технологій Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»;

Маркіна Людмила Миколаївна (Київ) – доктор технічних наук, професор, професор кафедри екологічного аудиту та технологій захисту довкілля, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління;

Мартінова Надія Валентинівна (Дніпро) – кандидат біологічних наук, завідувач лабораторії природної флори, ботанічний сад, Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара;

Махінько Роман Григорович (Житомир) – аспірант кафедри екології, Поліський національний університет;

Мовчан Микола Михайлович (Київ) – кандидат сільськогосподарських наук, завідувач кафедри заповідної справи та рекреаційної діяльності, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління;

Монастирська Світлана Семенівна (Дрогобич) – кандидат біологічних наук, доцент, доцент кафедри біології та хімії, Дрогобицький державний педагогічний університет імені Івана Франка;

Мудрак Олександр Васильович (Вінниця) – доктор сільськогосподарських наук, професор, завідувач кафедри екології, природничих та математичних наук, Комунальний заклад вищої освіти «Вінницька академія безперервної освіти»;

Назаренко Діана Юліївна (Дніпро) – студентка III курсу фізико-технічного факультету, Дніпровський державний університет імені Олеся Гончара;

Ничкалюк Галина Валентинівна (Київ) – старший викладач кафедри екології та безпеки життєдіяльності, Київський інститут залізничного транспорту Державного університету інфраструктури та технологій МОН України;

Онопчук Ігор Миколайович (Київ) – заступник директора, Національний центр обліку викидів парникових газів;

Пацева Ірина Григорівна (Житомир) – доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри екології та природоохоронних технологій, Державний університет «Житомирська політехніка»;

Пикало Сергій Володимирович (с. Центральне) – кандидат біологічних наук, провідний науковий співробітник відділу біотехнології, генетики і фізіології, Миронівський інститут пшениці імені В.М. Ремесла Національної академії аграрних наук України;

Пилипчук Оксана Олегівна (Київ) – доктор історичних наук, професор кафедри філософії та історії науки і техніки, Київський інститут залізничного транспорту Державного університету інфраструктури та технологій МОН України;

Пилипчук Олег Ярославович (Київ) – доктор біологічних наук, професор кафедри екології та безпеки життєдіяльності, Київський інститут залізничного транспорту Державного університету інфраструктури та технологій МОН України;

Піскун Олег Миколайович (Київ) – начальник відділу, Національний центр управління та випробувань космічних засобів;

Пічкур Тетяна Валеріївна (Київ) – кандидат історичних наук, доцент кафедри екології та безпеки життєдіяльності, Київський інститут залізничного транспорту Державного університету інфраструктури та технологій МОН України;

Попіль Надія Іванівна (Київ) – кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник відділу ландшафтного будівництва, Національний ботанічний сад імені М.М. Гришка Національної академії наук України;

Романенко Марина Миколаївна (Миколаїв) – головний спеціаліст, Управління екології та природних ресурсів Миколаївської облдержадміністрації;

Руденко Валерій Петрович (Чернівці) – доктор географічних наук, професор, завідувач кафедри економічної географії та екологічного менеджменту, Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича;

Руденко Світлана Степанівна (Вінниця) – доктор біологічних наук, професор, професор кафедри ботаніки та екології, Донецький національний університет ім. Василя Стуса;

Руденко Степан Валерійович (Дніпро) – кандидат географічних наук, докторант кафедри зоології та екології, Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара;

Рула Ірина Василівна (Дніпро) – кандидат технічних наук, доцент кафедри хімії, Дніпровський державний аграрно-економічний університет;

Сакун Антоніна Олегівна (Харків) – доктор філософії, доцент кафедри хімічної техніки та промислової екології, Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут»;

Самойленко Наталія Миколаївна (Харків) – кандидат технічних наук, доцент, професор кафедри хімічної техніки та промислової екології, Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут»;

Сікач Тетяна Іванівна (Житомир) – асистент кафедри екології та природоохоронних технологій, Державний університет «Житомирська політехніка»;

Сікач Тетяна Іванівна (Житомир) – асистент кафедри екології та природоохоронних технологій, Державний університет «Житомирська політехніка»;

Скрипка Ганна Іванівна (Київ) – кандидат біологічних наук, науковий співробітник відділу квітничково-декоративних рослин, Національний ботанічний сад імені М.М. Гришка Національної академії наук України;

Сокульський Ігор Миколайович (Житомир) – кандидат ветеринарних наук, доцент, завідувач кафедри нормальної і патологічної морфології, гігієни та експертизи, Поліський національний університет;

Соловійова Любов Маратівна (Київ) – кандидат історичних наук, доцент кафедри екології та безпеки життєдіяльності, Київський інститут залізничного транспорту Державного університету інфраструктури та технологій МОН України;

Тимченко Інна Вікторівна (Миргород) – кандидат технічних наук, доцент, доцент кафедри садово-паркового господарства та екології, Державний заклад «Луганський національний університет імені Тараса Шевченка»;

Ткачук Олександр Петрович (Вінниця) – доктор сільськогосподарських наук, професор, завідувач кафедри екології та охорони навколишнього середовища, Вінницький національний аграрний університет;

Тодчук Дмитро Валерійович (Київ) – аспірант кафедри екологічного аудиту та технологій захисту довкілля, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління; начальник управління інвентаризації парникових газів, Національний центр обліку викидів парникових газів;

Томашевський Роман Сергійович (Харків) – доктор технічних наук, професор кафедри промислової і біомедичної електроніки, директор, Інститут енергетики, електроніки та електромеханіки Національного технічного університету «Харківський політехнічний інститут»;

Федик Ярослав Ігорович (Івано-Франківськ) – аспірант кафедри екології факультету природничих наук, Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу;

Харитонов Микола Миколайович (Дніпро) – доктор сільськогосподарських наук, професор кафедри загального землеробства та ґрунтознавства, Дніпровський державний аграрно-економічний університет;

Харченко Михайло Володимирович (с. Центральне) – кандидат сільськогосподарських наук, науковий співробітник відділу біотехнології, генетики і фізіології, Миронівський інститут пшениці імені В.М. Ремесла Національної академії аграрних наук України;

Чепурний Ігор Валерійович (Івано-Франківськ) – кандидат геологічних наук, доцент, доцент кафедри геодезії та землеустрою, Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу;

Шевченко Олександр Володимирович (Київ) – кандидат технічних наук, доцент кафедри машинобудування та прикладної механіки, Східноукраїнський національний університет імені Володимира Даля;

Шевченко Роман Юрійович (Київ) – кандидат географічних наук, доцент кафедри заповідної справи та рекреаційної діяльності, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління;

Шестопапов Олексій Валерійович (Харків) – кандидат технічних наук, доцент, завідувач кафедри хімічної техніки та промислової екології, Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут»;

Шумик Микола Іванович (Київ) – кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник, заступник директора з наукової роботи (ландшафтне будівництво), завідувач відділу ландшафтного будівництва, Національний ботанічний сад імені М.М. Гришка Національної академії наук України;

Юрченко Тетяна Василівна (с. Центральне) – кандидат сільськогосподарських наук, завідувачка відділу біотехнології, генетики і фізіології, Миронівський інститут пшениці імені В.М. Ремесла Національної академії аграрних наук України.

Наукове видання

ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ

3(54)

- *Екологічний моніторинг*
- *Екологія водних ресурсів*
- *Екологія агровиробництва*
- *Екологія і виробництво*
- *Екологічні наслідки воєнних дій*
- *Управління відходами*
- *Збереження біологічного та ландшафтного різноманіття*
- *Природно-заповідний фонд України*
- *Загальні проблеми екологічної безпеки*

Адреса редакції:

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корпус 2, Київ, 03035;
тел. +380 99 428 67 00;
www.ecoj.dea.kiev.ua
e-mail: info@ecoj.dea.kiev.ua

Видавничий дім «Гельветика»

Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 7623 від 22.06.2022 р.
Україна, 65101, м. Одеса, вул. Інглєзі, 6/1
Тел. +38 (095) 934 48 28, +38 (097) 723 06 08
E-mail: mailbox@helvetica.ua

Підписано до друку 24.04.2024. Формат 64x84/8.

Папір офсетний. Гарнітура Times New Roman. Цифровий друк.
Ум. друк. арк. 29,32. Тираж 100. Замовлення № 0624/406.
Ціна договірна. Віддруковано з готового оригінал-макета