

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

5(32)



Видавничий дім
«Гельветика»
2020

Екологічні науки : науково-практичний журнал / Головний редактор Бондар О.І. – К. :
Видавничий дім «Гельветика», 2020. – № 5(32). – 198 с.

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

Заступник головного редактора: Нагорнєва Н. А.

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

Відповідальний редактор: Сікачина В. Г.

Редакційна колегія:

Азаров С.І., доктор технічних наук
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., Іваненко І.Б., Шусть В.І., Канцурак В.В., Кохан О.В. Удосконалення екологічного контролю щодо особливо небезпечних територій за допомогою засобів космічного зондування.....	7
Салій І.В., Риженко Н.О., Засельський В.Й., Пополов Д.В. Дослідження та шляхи поліпшення екомоніторингу в місті Кривий Ріг.....	16
ЕКОЛОГІЯ І ВИРОБНИЦТВО	23
Glibovytska N.I., Karavanovych K.V. The prospects of phytoindication of the Bytkiv-Babchenskyi oil and gas deposit territory.....	23
Літвак О.А. Еколого-інноваційна діяльність підприємств як складова частина біоекономічного розвитку.....	28
ЗАГАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ	36
Біда П.І., Рудько О.М., Малимон С.С., Кушнірук О.М. Впровадження дренажно-сорбційних систем на радіоактивно забруднених торфових ґрунтах Полісся України.....	36
Боброва М.С., Ворона С.О., Ульякова Л.А. Особливості кількісного вмісту прооксидантів та антиоксидантів у тканинах коренеплідів <i>Daucus carota L.</i>	41
Бондар О.А., Машков О.А., Назаренко В.І., Ісаченко О.М. Екологічна небезпека розповсюдження омели в Київському регіоні та протидія її поширенню.....	45
Васютинська К.А., Барбашев С.В. Оцінка ризиків надзвичайних ситуацій у регіонах України під впливом урбанізаційного процесу.....	51
Загоруй Л.П., Мазур Т.Г., Калініна Г.П. Екологічні підходи до технології крем-меду та перспективи використання фітоекстравакт.....	58
Риженко Н.О., Жаврида Д.Є. Екологічна оцінка вмісту ртуті (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) і цинку (Zn^{2+}) у складниках екосистем (на прикладі Обухівського району Київської області).....	62
ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОЛОГІЧНОГО ТА ЛАНДШАФТНОГО РІЗНОМАНІТТЯ	70
Бондар О.І., Коротецький В.П., Щербак В.І., Сидоренко О.В. Біорізноманіття, якість води й основні фізико-хімічні показники суббасейну великих придунайських озер і водосховища Сасик в осінньо-зимовий період.....	70
Гончар Г.Ю., Кумпаненко О.С., Конякін С.М. Використання штучних гніздових конструкцій для перетинчастокрилих комах (Hymenoptera, Aculeata) у місті.....	82
Іщук Л.П., Іщук Г.П. Аналіз пігментного апарату листків деяких видів і культиварів родини <i>Salicaceae</i> Mirb. у зв'язку із забрудненням повітря в умовах м. Біла Церква.....	91
Качановський О.І. Еколого-економічна оцінка втрат лісових ландшафтів внаслідок незаконного видобування бурштину.....	96
Кратюк О.Л. Трансформація ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу лісових екосистем у вольєрах Західного і Центрального Полісся.....	103
Мірошник Н.В., Тесленко І.К., Поліщук З.В. Антропогенні зміни екологічних умов паркових екосистем урочища Лиса Гора (Київ).....	112
Пасічник С.В., Лисенко Г.М., Федун О.М., Ковган Я.О. Просторова структура популяції <i>Nannospalax leucodon</i> (Nordman, 1840) на півдні України: кормовий та едафічний аспекти.....	121
Пожарська А.-О.Ю. Систематизація наукових досліджень дніпровських островів у межах міста Києва.....	129
Хом'як І.В., Василенко О.М., Гарбар Д.А., Андрійчук Т.В., Костюк В.С., Власенко Р.П., Шпаковська Л.В., Демчук Н.С., Гарбар О.В., Онищук І.П., Коцюба І.Ю. Методологічні підходи до створення інтегрованого синфітоіндикаційного показника антропогенної трансформації.....	136

ЕКОЛОГІЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ.....	142
Аргіров Д.Г., Юрасов С.М. Забезпечення вимог норм країн ЄС під час оцінки якості вод і розрахунків ГДС забруднювальних речовин зі стічними водами.....	142
Колісник А.В., Кузьміна В.А., Горбенко О.В. Рівень використання водних ресурсів як показник стану та якості вод Каховського водосховища.....	147
Мацуська О.В., Сухорська О.П. Порівняльний аналіз ефективності вилучення фосфатів із водного середовища природними сорбентами.....	153
Студёнова Е.С., Юрасов С.Н. Ирригационные свойства вод Одесской области.....	159
УПРАВЛІННЯ ВІДХОДАМИ.....	164
Корепанова К.Д., Шаванова К.Є., Ілленко В.В., Рубан Ю.В., Шпирка Н.Ф., Нестерова Н.Г., Ніконов С.Б., Паренюк О.Ю. Розрахунок дозових навантажень на мікрофлору ґрунту, сформованих на пунктах зберігання радіоактивних відходів на території зони відчуження ЧАЕС.....	164
Сафранов Т.А., Шаніна Т.П., Приходько В.Ю. <i>SWOT</i> -аналіз системи управління та поводження з твердими побутовими відходами в Одеській області.....	169
ЗМІНА КЛІМАТУ.....	175
Пикало С.В., Демидов О.А., Юрченко Т.В., Гуменюк О.В., Харченко М.В., Рибка К.М. Розроблення способів оцінки та добору генотипів зернових культур на стійкість до абіотичних стресових чинників.....	175
БІОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА.....	185
Салій І.В., Павленко О.І., Орхова О.В. Ризик розвитку злоякісних новоутворень у населення еколого-небезпечного регіону.....	185
ЕКОЛОГІЯ І БУДІВНИЦТВО.....	189
Яковенко Л.О., Засельський В.Й., Кормер М.В., Сагалай Д.В., Бобров М.Д. Дослідження впливу гумінових кислот на закріплення пилючих поверхонь.....	189
ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ.....	193

CONTENTS

ENVIRONMENTAL MONITORING	7
Bondar O., Ivanenko I., Shust V., Kantsurak V., Kokhan O. Improving environmental control of particularly dangerous areas with the help of space probing.....	7
Saliy I., Ryzhenko N., Zaselskyj V., Popolov D. Research and paths to improve the environmental monitoring in the city of Kryvyi Rih.....	16
ECOLOGY AND PRODUCTION	23
Glibovytska N., Karavanovych K. The prospects of phytoindication of the Bytkiv-Babchenskyi oil and gas deposit territory.....	23
Litvak O. Ecological and innovative activity of enterprises as a component of bioeconomic development.....	28
GENERAL ENVIRONMENTAL SAFETY ISSUES	36
Bida P., Rudko O., Malymon S., Kushniruk O. Introduction of drainage – sorption systems on radioactively contaminated peat soils of Polissya of Ukraine.....	36
Bobrova M., Vorona S., Uldiakova L. Features of quantitative content of prooxidants and antioxidants in root tissues <i>Daucus carota L.</i>	41
Bondar O., Isachenko O., Mashkov O., Nazarenko V. Ecological danger of mistletoe plant spread in Kyiv region and counteraction to its spread.....	45
Vasiutynska K., Barbashev S. Risk assessment of emergencies in the Ukraine regions.....	51
Zahoruy L., Mazur T., Kalinina H. Ecological approaches for cream-honey technology and prospects of using phytoeco additives.....	58
Ryzhenko N., Zhavryda D. Ecological Assessment of Mercury's (Hg^{2+}), Chrome's (Cr^{6+}), and Zinc's (Zn^{2+}) content in components of ecosystems (in the example of Obukhiv District of Kyiv region).....	62
PRESERVATION OF BIOLOGICAL AND LANDSCAPE DIVERSITY	70
Bondar O., Korotetskyi V., Shcherbak V., Sydorenko O. Biodiversity, water quality and main physical and chemical indicators of the sub-basin of large Danube lakes and reservoirs of sausages in autumn-winter period.....	70
Honchar H., Kumpanenko A., Koniakin S. Using artificial nesting structures for hymenopteran insects (Hymenoptera, Aculeata) in the city.....	82
Ishchuk L., Ishchuk H. Analysis of leaves pigment apparatus of <i>Salicaceae</i> Mirb. family certain species and cultivars related to air pollution in the conditions of Bila Tserkva.....	91
Kachanovskyi O. Environmental and economic assessment of forest loss caused by illegal amber mining.....	96
Kratiuk O. Transformation of coenomorphs of grass-dwarf-shrub layer of forest ecosystems in sanctuaries of Western and Central Polissya.....	103
Miroshnyk N., Teslenko I., Polishchuk Z. Anthropic changes of park ecosystems ecological conditions of Lysa Mountain (Kyiv).....	112
Pasichnyk S., Lysenko H., Fedun O., Kovhan Ya. Spatial structure of the population of <i>Nannospalax leucodon</i> (Nordman, 1840) in Southern Ukraine: feed and edaphic aspects.....	121
Pozharska A.-O. The scientific research systematization of the Dnipro river islands within the Kyiv city.....	129
Khomiak I., Vasylenko O., Harbar D., Andriichuk T., Kostiuk V., Vlasenko R., Shpakovska L., Demchuk N., Harbar O., Onyshchuk I., Kotsiuba I. Methodology of make an integrated synphytoindication indicator of anthropogenic transformation of ecosystems.....	136
ECOLOGY OF WATER RESOURCES	142
Argirov D., Yurasov S. Ensuring the requirements of EU standards in assessing water quality and calculations of GDS of pollutants with wastewater.....	142
Kolisnyk A., Kuzmina V., Gorbenko O. Assessment of the level of use of water resources and the quality of water of the Kakhovka reservoir.....	147

Matuska O., Suchorska O. Comparative analysis of the efficiency of phosphate extraction from water by natural sorbents.....	153
Studenova K., Yurasov S. Irrigation properties of waters of Odessa region.....	159
WASTE MANAGEMENT	164
Korepanova K., Shavanova K., Illienko V., Ruban Yu., Shpyrka N., Nesterova N., Nikonov S., Pareniuk O. Soil microflora dose load estimation, formed at the storages sites of radioactive waste in the territory of the ChNPP exclusion zone.....	164
Safranov T., Shanina T., Prykhodko V. <i>SWOT</i> -analysis of municipal solid waste management and treatment system in the Odesa region.....	169
CLIMATE CHANGE	175
Pykalo S., Demydov O., Yurchenko T., Humeniuk O., Kharchenko M., Rybka K. Development of methods for assessment and selection of grain crops genotypes for tolerance to abiotic stress factors.....	175
BIOLOGICAL SAFETY	185
Salii I., Pavlenko O., Oriekhova O. Risk of development of malignant neoplasms in the population of the ecological and dangerous region.....	185
ECOLOGY AND CONSTRUCTION	189
Zaselskiy V., Yakovenko L., Kormer M., Sahalai D., Bobrov M. Study of the influence of humic acids on the fixing of dust surfaces.....	189
AUTHORS' CREDENTIALS	193

ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ

УДК 504.054:528.88

DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.5-32.1>

УДОСКОНАЛЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО КОНТРОЛЮ ЩОДО ОСОБЛИВО НЕБЕЗПЕЧНИХ ТЕРИТОРІЙ ЗА ДОПОМОГОЮ ЗАСОБІВ КОСМІЧНОГО ЗОНДУВАННЯ

Бондар О.І.¹, Іваненко І.Б.¹, Шусть В.І.¹, Канцурак В.В.², Кохан О.В.³

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

²Державна екологічна інспекція України
Новопечерський пров., 3, корп. 2, 01042, м. Київ

³БО «Інтерекоцентр»
вул. Терещенківська, 2, 01601, м. Київ

igor2ivanenko@gmail.com, shust_v@meta.ua, kantsurak_dei@ukr.net, interecocentre@gmail.com

Розглянуті проблемні питання зберігання й утилізації непридатних пестицидів, які належно не розв'язуються в Україні упродовж десятиліть. Так, на території Джурицької сільської ради Шаргородського району Вінницької області на кількадеметровій глибині в бетонних бункерах знаходяться отрутохімікати (заборонені хімічні засоби захисту рослин, а саме: ДДТ (дуст), миш'як, гексахлоран та інші), завезені з 9 областей України за часів СРСР. Зазначений «отрутомогильник» – один з найбільших в Європі.

За даними Всесвітньої організації охорони здоров'я у світі щороку реєструється близько 500 тис. випадків отруєння людей пестицидами, з них близько 5 тис. зі смертельними наслідками. Чинниками отруєння, перш за все є неналежне поводження з ними, у тому числі їх зберігання (розміщення в навколишньому середовищі), а також забруднення отрутохімікатами води та продуктів харчування.

За останні 10 років спостерігалось погіршення ситуації з пожежною безпекою в регіоні розташування отрутомогильника. Так, у 2019 році відбулися найбільш загрозові події: у жовтні за допомогою космічного моніторингу були зафіксовані пожежі у лісовому фонді у межах до 1500 метрів. Вони визначалися високою інтенсивністю та температурою, значною тепловою енергією та здатністю миттєво поширюватися на великі відстані. За період моніторингу інші пожежі високого класу безпеки в регіоні отрутомогильника не траплялися. Разом з тим, за липень-жовтень відбулася низка загорань/пожеж на територіях сільськогосподарських угідь у регіоні розташування могильника. Найбільш небезпечні пожежі на полях відбулися в 2014 році на відстані близько 2 км від могильника.

З метою запобігання подальшого забруднення довкілля та погіршення здоров'я мешканців прилеглих населених пунктів до місця видалення відходів, на сьогодні є актуальною потреба проведення необхідних відповідних досліджень щодо складу небезпечних відходів та їх впливу на навколишнє природне середовище, підготовки та вжиття обґрунтованих заходів із забезпечення екологічно безпечного вилучення та знешкодження отрутохімікатів, що накопичувалися в «Джурицькому отрутомогильнику», а також рекультивативі місця видалення відходів та прилеглої до нього території. *Ключові слова:* захоронення, пестициди, забруднення, вилучення, дистанційне зондування

Improving environmental control of particularly dangerous areas with the help of space probing. Bondar O., Ivanenko I., Shust V., Kantsurak V., Kokhan O.

The problem of unusable pesticides in Ukraine has not been adequately addressed for over 30 years. Thus, on the territory of Dzhuryn village council of Sharhorod district of Vinnytsia region at a depth of several meters in concrete bunkers the pesticides (prohibited chemical plant protection products, namely: DDT (dust), arsenic, hexachlorane and others) were disposed. They were imported from 9 regions of Ukraine at the time of former Soviet Union. This “hazardous waste disposal” is one of the largest in Europe.

According to the World Health Organization, there are about 500,000 cases of pesticide poisonings worldwide each year, nearly 5,000 of which are fatal. Pesticide poisoning is caused by improper waste management, including storage (waste disposal in the environment), and contamination of water and food with pesticides.

In connection with the above and for the prevention of further environmental pollution and deterioration of the health of the population adjacent to the site of waste disposal settlements, there is a need for research on the composition of hazardous waste and its impact on the environment, preparation of reasonable measures for environmentally friendly extraction and further utilization of pesticides from “Dzhurynsky hazardous waste disposal”, as well as reclamation of the waste disposal site and the adjacent territory. *Key words:* waste disposal, pesticides, pollution, reclamation, remote sensing

Мета роботи. Наукове дослідження стану збереження отрутохімікатів в Джурицькому отрутомогильнику за допомогою інструментів дистанційного космічного зондування, визначити фактори впливу на навколишнє природне середовище, надати науко-

во-обґрунтовані пропозиції щодо зменшення та ліквідації негативних впливів.

Методологія. Проаналізовані синтетичні супутникові індекси, зокрема, NDVI. NDVI (англ. Normalized Difference Vegetation Index) – нормалі-

зований відносний вегетаційний індекс, що найпоширеніший у сільському господарстві, та сфері природних ресурсів, відображає щільність рослинності та дозволяє визначити за рівнем, зокрема, схожість, ріст, наявність бур'янів або хвороб, а також спрогнозувати продуктивність полів. Ра допомогою супутникових знімків формуються показники індексу зеленої маси, що поглинає електромагнітні хвилі у видимому червоному діапазоні та відображає їх у ближньому інфрачервоному. На червону зону спектру (0,62 – 0,75 мкм) припадає максимум поглинання сонячної радіації хлорофілом, а на ближню інфрачервону зону (0,75 – 1,3 мкм) – максимальне відображення енергії клітинною структурою листа [1].

Система пожежної інформації НАСА для управління ресурсами (FIRMS) поширює активні дані щодо пожежі майже у реальному часі (NRT) протягом 3 годин (після супутникового спостереження) за допомогою спектрорадіометра НАСА з помірною роздільною здатністю (MODIS) на борту супутників Terra і Aqua та набору видимих інфрачервоних зображень НАСА (VIIRS) на борту Національного полярного орбітального партнерства Суомі (АЕС Суомі) та кожне активне місце пожежної/теплової точки MODIS представляє центр 1-кілометрового пікселя, позначений алгоритмом як такий, що містить одну або кілька пожеж у пікселі [2]. Проаналізовано комбіновані (Terra та Aqua) активні пожежні продукти MODIS NRT (MCD14DL), які були оброблені із застосуванням стандартного алгоритму пожежних та теплових аномалій MOD14 / MYD14.супутників NOAA-20 [3].

Результати досліджень. Відповідно до розпорядження Кабінету Міністрів України від 14 вересня 2011 року № 876-р визначено Вінницьку облдержадміністрацію органом, що здійснює функції з управління майном колишнього міжобласного пункту захоронення отрутохімікатів (Джуринський отрутомогильник). Цим же розпорядженням доручено Міністерству екології та природних ресурсів разом з Вінницькою облдержадміністрацією вжити заходів до екологічно безпечного поводження з отрутохімікатами, що захороненні на зазначеному пункті, за рахунок коштів Державного фонду охорони навколишнього природного середовища.

Розпорядженням голови Вінницької облдержадміністрації від 1 грудня 2011 року повноваження облдержадміністрації щодо здійснення функції з управління майном колишнього міжобласного пункту захоронення отрутохімікатами покладені на Головне управління з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи обласної державної адміністрації.

Джуринський отрутомогильник був збудований на землях Джуринської сільської ради в 1976-1978 р.р. Уведений в експлуатацію 18.08.1978 р. Він розташований у лісистій, пересічній місцевості, на височині, що має нахил 1,8% градусів. Площа ділянки –

4,2 га. Відстань до межі найближчих населених пунктів: с. Рожнатівка (Томашпільського р-ну) – 6 км; с. Пеньківка (Томашпільського району) – 5 км; с. Джури (Шаргородського району) – 8 км; с. Велика Русава (Томашпільського району); до с. Голичинці (Шаргородського району) – 3 км; с. Сапежанка (Шаргородського району) – 6 км.

Ситуаційна схема розташування місця отрутомогильника відображена на Рис. 1. Розташування з одного боку – на відстані 100 м від сільськогосподарських угідь, що розкинулися нижче за рельєфом місцевості, а з іншого – лісовий масив.

У 1978 р. у 5-ти траншеях та 4-х бетонних бункерах в отрутомогильнику було захоронено 1024 т непридатних до використання хімічних засобів захисту рослин із 9-ти областей України (таблиця 1), зокрема із Вінницької – 327 т (31,96 %), Закарпатської – 223 т (21,82 %), Житомирської – 141 т (13,74%), Хмельницької – 108 т (10,56%), Тернопільської – 71 т (6,89%), Івано-Франківської – 55 т (5,37%), Львівської – 44 т (4,32%), Рівненської – 35 т (3,48%), Волинської області – 19 т (1,87%).

У 2015 році невстановлені до сьогодні особи додатково завезли на територію отрутомогильника ще 15 тон, непридатних та невідомих хімічних засобів захисту рослин, які в 2016 році були перезатарені спеціальним підрозділом ДСНС у спеціальну пластикову тару та розміщені у вивільнених у 2012 році бункерах. На такі роботи з коштів екологічного обласного фонду було використано 120 тис. грн.

Номенклатура та обсяги захоронених відходів у Джуринському отрутомогильнику Шаргородського району зазначені далі. Серед яких ДДТ (дусти, діхлордифенілтрихлорметилметан) складають 26,42 % від загального обсягу захоронених відходів; 2,4-Д-амінна сіль (кислота 2,4-дихлорфеноксиоцтова) – 12,39 %; цтрам (діметилдітіокарбамат цинку) – 11,39 %; ефірсульфонат – 10,02%; ГХЦГ (гексахлоран) – 7,74% та багато інших, номенклатура яких має понад

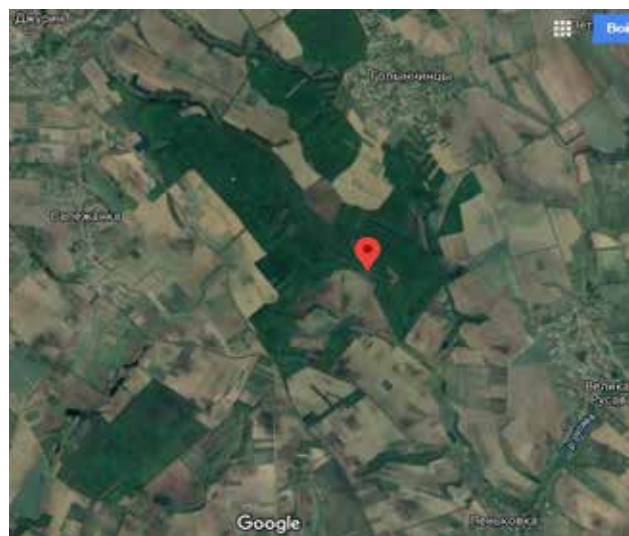


Рис. 1. Ситуаційна схема розташування отрутомогильника

Таблиця 1

Обсяги захоронення отрутохімікатів

Область	Вага, тонн		%
	брутто	нетто	
Вінницька	350,195	327,567	31,96
Волинська	22,106	19,120	1,87
Житомирська	156,913	140,796	13,74
Закарпатська	241,195	223,600	21,82
Івано-Франківська	64,340	55,000	5,37
Львівська	46,920	44,306	4,32
Рівненська	36,926	35,620	3,48
Тернопільська	73,895	70,633	6,89
Хмельницька	121,716	108,213	10,56
Всього	1114,206	1024,855	100,00

30-ть найменувань (таблиця 2). Переважно це стійкі сполуки, що відносяться до сильнотоксичних отрут, які давно заборонені до використання як в Україні, так і в більшості країн цивілізованого світу.

Ці отрутохімікати можуть впливати на стан рослинності на Джуринському полігоні, що наведено на знімках за результатами космічного моніторингу станом на березень 2020 року представлений на Рис 2.

Аналіз індексу NDVI з 2015 по 2020 роки (волога в листях та на поверхні землі) у межах окресленої ділянки полігону (рис. 3) засвідчує певне пригнічення рослинності у 2015 та 2016 роках.

Такі зміни пов'язані з атмосферними опадами та температурою. Однак, спонукає до роздумів така деталь: у 2015 році на територію міжобласного пункту захоронення отрутохімікатів «Джуринський отрутомогильник», що знаходиться на території



Рис. 2. Стан рослинності на Джуринському полігоні за результатами космічного моніторингу станом на березень 2020 року

Джуринської сільської ради, були виявлені мішки в кількості 300-400 шт. з невизначеною хімічною речовиною. Також того ж року невстановлені особи завезли до отрутомогильника додатково ще 15 тон непридатних та невідомих хімічних засобів захисту рослин, які в 2016 році спеціальним підрозділом ДСНС були переміщені у спеціальну пластикову тару та розміщені у вивільнених у 2012 році бункерах «Джуринського отрутомогильника».

На рисунку 4 – космічний знімок (відображена оцінка індексу NDWI, як індексу вологості

Таблиця 2

Найменування отрутохімікатів та їх вміст у загальних обсягах захоронених відходів

№ п/п	Найменування отрутохімікатів	Доля від загального обсягу, %	№ п/п	Найменування отрутохімікатів	Доля від загального обсягу, %
1.	2,4-Д амінна сіль	12,39	2.	Миш'як білий	0,20
3.	2,4-Д натрієва сіль	1,50	4.	Мідний купорос	0,64
5.	Арсенат барію	0,17	6.	Нітрофен	7,81
7.	Арсенат кальцію	1,12	8.	Парижська зелень	0,55
9.	Арсенат натрію	0,23	10.	Симазин	0,24
11.	Гранозан	0,92	12.	Сірка	2,93
13.	ГХЦГ	7,74	14.	ТМТД	1,89
15.	ДДТ	26,42	16.	ТХАН	0,45
17.	Дикотекс 40	1,05	18.	Формалін	0,01
19.	ДНОК	0,58	20.	Кремнефтористий натрій	0,59
21.	ДХМ	0,59	22.	Хлорид барію	3,95
23.	Ефірсульфат	10,02	24.	Хлорокисид міді	0,20
25.	Залізний купорос	2,07	26.	Ціанамід кальцію	0,02
27.	Карбатіон	0,04	28.	Цинеб	1,44
29.	Кремнефтористий натрій	1,24	30.	Цірам	11,39
31.	Купрозан (хлор, оксид міді)	0,002	32.	Інші невизначені	0,14
33.	Метафос 2,5%	1,50			

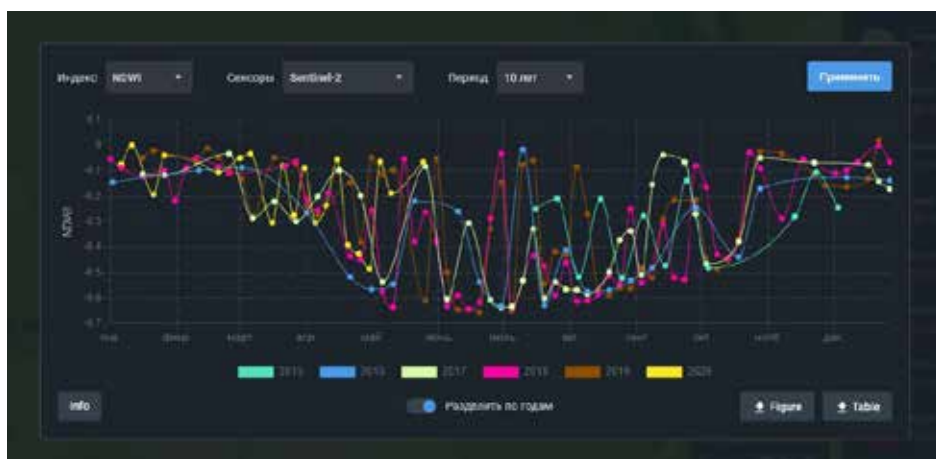


Рис. 3. Синтетичний графік змін інтенсивності рослинності NDWI за період з 2015 по 2020 роки



Рис. 4. Космічний знімок району полігону (синій квадрат) після обробки та отримання індексу NDWI (15.09.2020)

поверхні зеленої маси, а також вологості поверхні ґрунту), станом на 15 вересня 2019 року: більша частина полігону має таку ж щільність поглинання, як і найближчі ділянки обробленого поля (салатовий колір) та істотно відрізняється за станом від природних територій прилеглих ділянок лісового фонду (білий колір) [4].

Проміжний стан здорової рослинності полігону між прилеглими до нього лісу та поля [4] відображений на рис. 5 за допомогою відповідного космічного знімку, виготовленого 25 березня 2020 року.

Такі зміни пов'язані з атмосферними опадами та температурою. Однак, спонукає до роздумів така деталь: у 2015 році на територію міжобласного пункту захоронення отрутохімікатів «Джуринський отрутогильник», що знаходиться на території Джуринської сільської ради, були виявлені мішки в кількості 300-400 шт. з невизначеною хімічною речовиною. Також того ж року невстановлені особи завезли до отрутогильника додатково ще 15 тон

непридатних та невідомих хімічних засобів захисту рослин, які в 2016 році спеціальним підрозділом ДСНС були переміщені у спеціальну пластикову тару та розміщені у вивільнених у 2012 році бункерах «Джуринського отрутогильника».

Ризики впливів пожеж. Система пожежної інформації НАСА для управління ресурсами (FIRMS) поширює активні дані пожежі майже в реальному часі (NRT) протягом 3 годин після супутникового спостереження за допомогою спектро радіометра НАСА з помірною роздільною здатністю (MODIS) на борту супутників Terra і Aqua, а також набору видимих інфрачервоних зображень НАСА (VIIRS) на борту Національного полярного орбітального партнерства Суомі (AEC Суомі). Кожне активне місце пожежної/теплової точки MODIS представляє центр одиниці 1-кілометрового пікселя, який алгоритмом позначено як такий, що містить одну або кілька пожеж у пікселі. Комбіновані (Terra та Aqua) активні пожежні продукти MODIS NRT (MCD14DL)

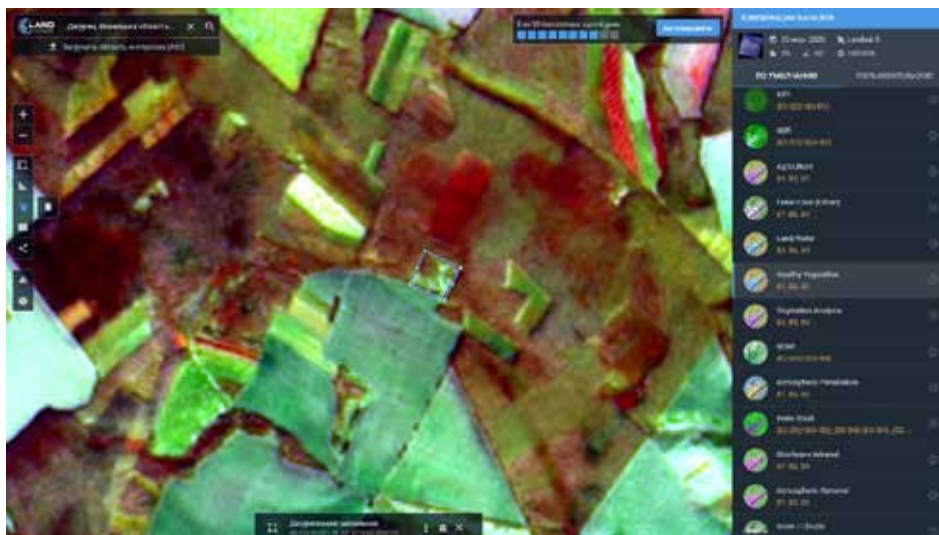


Рис. 5. Космічний знімок району полігону (синій квадрат) після обробки та отримання індексу Healthy vegetation (25.03.2020)

обробляються із застосуванням стандартного алгоритму пожежних та теплових аномалій MOD14/MYD14 супутників NOAA-20 [5].

Кожне активне місце пожежної/теплової точки VIIRS – це центр 375-метрового пікселя. Дані VIIRS доповнюють виявлення пожежі MODIS, але поліпшена просторова роздільна здатність даних до 375 м, забезпечує більшу реакцію займань/пожеж на відносно невеликих площах.

За допомогою архівних даних знімків з космосу та місць пожеж з інформаційної системи космічного моніторингу за пожежами FIRMS відображена динаміка місць займань/пожеж навколо отрутомогильника з 2010 по 2019 рік за місяцями [6; 7; 8].

Зазначені графічні дані відображені у таблиці 3.

За останні 10 років спостерігалось погіршення ситуації з пожежною небезпекою в регіоні розташування отрутомогильника. Так, у 2019 році відбулися найбільш загрозливі події: у жовтні за допомогою космічного моніторингу були зафіксовані пожежі у лісовому фонді у межах до 1500 метрів. Вони визначалися високою інтенсивністю та температурою, значною тепловою енергією та здатністю миттєво поширюватися на великі відстані. За період моніторингу інші пожежі високого класу небезпеки в регіоні отрутомогильника не виникали. Разом з тим, за липень-жовтень відбулася низка загорань/пожеж на територіях сільськогосподарських угідь у регіоні розташування могильника. Найбільш небезпечні пожежі на полях відбулися в 2014 році на відстані близько 2 км від могильника.

Отже, які екологічні ризики для довкілля можуть спричинити лісові пожежі на території могильника? Це, перш за все, – підвищення температури, що призведе до класичної хімічної термодинаміки – вибухового зростання швидкості хімічних реакцій між отруйними речовинами, похованими у могильнику.




Забруднення водних ресурсів, зокрема транскордонного характеру. За допомогою ландшафтно-рельєфного аналізу космічних знімків, вивчені можливі наслідки забруднення водних ресурсів отрутохімікатами з могильника. Зроблено науково-експертний висновок щодо можливого транскордонного забруднення водних об'єктів, що може мати не тільки локальне, але й міжнародне значення.

Отже, поточний стан отрутохімікатів у могильнику викликає серйозне занепокоєння. З 2012 року бункери з отрутохімікатами були частково відкриті з порушенням їх цілісності, що спричинило потрапляння води та утворення концентрованих розчинів отрутохімікатів. Привезені в 2015 р. дві партії непридатних та невідомих отрутохімікатів, перезатарені в 2016 році в спеціальну пластикову тару, як тимчасова міра для зберігання, закладені у вивільнені в 2012 році бункери «Джуринського отрутомогильника».




Лабораторні дослідження проб ґрунту та атмосферного повітря на вміст пестицидів з Джуринського отрутомогильника, відібраних профільними спеціалістами ДУ «Вінницький обласний лабораторний Центр МОЗ України» 25 серпня 2016 року спільно з представниками Департаменту екології та природних ресурсів Вінницької ОДА засвідчили: вміст пестицидів у повітрі перевищив гранично допустиму концентрацію (ГДК), що регламентується ДСанПіН 8.8.1.2.3.4-000-2001, у 2,3 рази. Вміст пестицидів у ґрунті перевищує ГДК, зокрема: ДТТ – 13,8 разів, метафос – 8 разів, фосфомід – 3,6 разу, ГХЦГ – 4 рази.

У третьому кварталі 2019 року Шаргородською РДА порушувалися питання у Вінницькій ОДА щодо проведення в 2020 році повторного лабораторного дослідження ґрунту та повітря на вміст у них окремих отруйних хімічних речовин. І такий захід здійс-

Розташування місць-локалітетів пожеж в регіоні отрутомогильника за період 2010–2019:
голубий колір – липень, синій колір – серпень, фіолетовий колір – вересень,
малиновий колір – жовтень, сірий колір – листопад

Місця пожеж на космічному знімку	Рік	Місяці року
1	2	3
	2010 рік	Серпень
	2011 рік	Жовтень Листопад
	2013 рік	Липень Серпень
	2015 рік	Липень Серпень Жовтень

Закінчення табл. 3

1	2	3
	2016 рік	Липень Серпень Вересень
	2017 рік	Липень Серпень
	2019 рік	Жовтень

нили б, проте складність природно-кліматичних умов, які унеможливили доступ пересувної лабораторії до місця розташування отрутомогильника та відбирання зразків проб для дослідження.

Додаткові надходження та переміщення особливо небезпечних речовин фіксувалися протягом 2015-2016 років, а також на початку 2020 року, що зазначено в Акті обстеження Джуринського отрутомогильника від 31 січня 2020 року, що знаходиться на території Джуринської сільської ради. У висновках відповідної Комісії наголошується: на території Джуринського отрутомогильника знаходяться у відкритому стані діжки від отрутохімікатів, у повітрі відчувається неприємний, їдкий запах.

За допомогою ландшафтно-рельєфного аналізу з використанням космознімків із дешифрацією рельєфу було визначено декілька варіантів щодо перенесення рідких речовин, що містять отрутохімікати, до водних об'єктів.

Варіант 1 представлено на «Схемі маршруту потрапляння отрутохімікатів з території Джуринського могильника річками Русава та Тростянець до ріки Дністер» (Рис. 6.1) та на «Карті міграції отрутохімікатів та схема рівня висот поверхні цього шляху» з території Джуринського могильника до річки Русава у с. Велика Русава, далі – малими річками Русава та Тростянець до Дністра (Рис. 6.2).

Варіант 2 представлено на «Схемі маршруту міграції отрутохімікатів до поверхневих вод неподалік селища Пеньківка (Рис. 7.1) та на «Карті міграції отрутохімікатів та схема рівня висот поверхні цього шляху» з подальшим перенесенням малими річками Русава та Тростянець до Дністра (Рис. 7.2).

Отже, за результатами ландшафтно-рельєфного аналізу (рис. 8) можна зробити науково-екологічний висновок щодо високої ймовірності потрапляння

органічних високотоксичних речовин з Джуринського могильника до транскордонної річки Дністер, а в подальшому – й до Чорного моря. Дністер, як відомо, є транскордонною річкою між Україною і Республікою Молдова, а відповідні відносини регулюються Законом України від 1 липня 1999 року № 801 «Про приєднання України до Конвенції про охорону та використання транскордонних водотоків та міжнародних озер». На виконання зазначеної

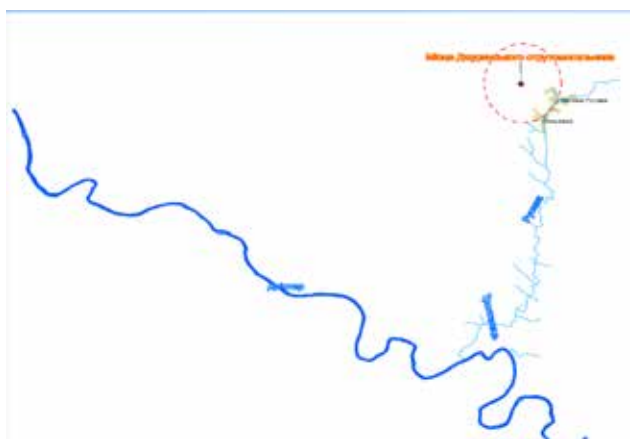


Рис. 6.1. Варіант 1: «Схема маршруту потрапляння отрутохімікатів з території Джуринського могильника річками Русава та Тростянець до ріки Дністер»



Рис. 7.1. Варіант 2: «Схема маршруту міграції отрутохімікатів до поверхневих вод неподалік селища Пеньківка». Приклад просторового аналізу рельєфу за даними дешифрованих космічних знімків. Червоний квадрат – місце розташування звалища

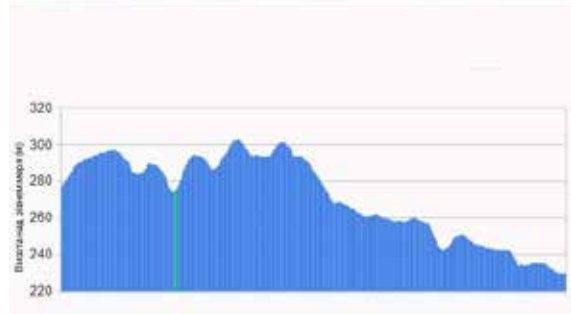
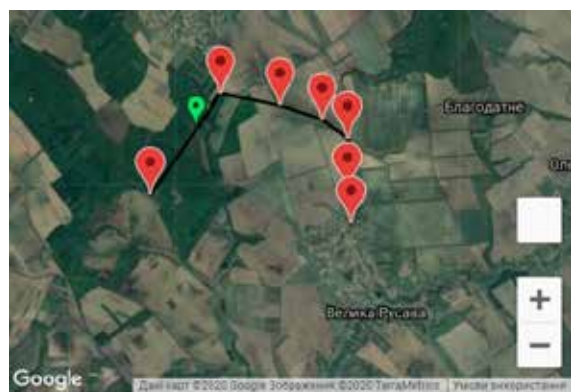


Рис. 6.2. Варіант 1: «Карта міграції отрутохімікатів та схема рівня висот поверхні цього шляху» з території Джуринського могильника річками Русава та Тростянець до ріки Дністер». Крайня ліва червона відмітка - місце Джуринського могильника, а крайня права червона відмітка – місце впадання у р. Русаву

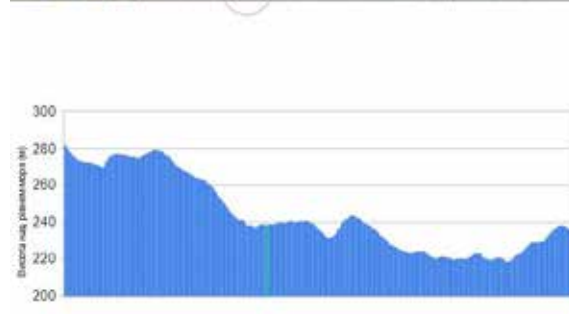
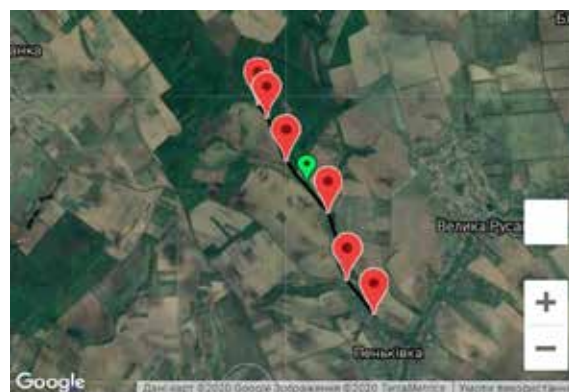


Рис. 7.2. Варіант 2: «Карті міграції отрутохімікатів та схема рівня висот поверхні цього шляху» з подальшим перенесенням малими річками Русава та Тростянець до Дністра



Рис. 8. Космічний знімок розташування Джури́нського полігону (Д), що безпосередньо межує з полями сільгоспугідь (П) та лісовим фондом

Конвенції Сторони мають вжити усіх можливих заходів із попередження потрапляння в транскордонні водотоки забруднюючих речовин, забезпечити зменшення загроз аварійного та надзвичайного характеру. У разі порушення своїх зобов'язань Сторони Конвенції несуть міжнародну відповідальність та вживають невідкладних заходів із ліквідації забруднень та компенсації нанесеної шкоди.

Ризики забруднення земельних ділянок лісового фонду та сільськогосподарських угідь. Космічний знімок 2020 року (рис. 8) відтворює спільне розташування Джури́нського полігону (Д), земельних ділянок полів сільгоспугідь (П) та лісового фонду. Полігон безпосередньо межує з земельними ділянками сільськогосподарського призначення, а також з лісовим фондом. Отже, ризики забруднення сільськогосподарської продукції є високими, а використання ділової деревини та паливних дров має бути ретельно перевірено і контрольовано.

Висновки. Ураховуючи означене, можна зробити нижченаведені висновки та рекомендації, що опра-

цьовані з аналізів космічних даних дистанційного зондування Землі та їх дешифровки.

1. Засоби космічного зондування дозволяють відстежувати динамічні зміни, що відбуваються на визначених ділянках особливо небезпечних територій;

2. Моніторинг та аналіз змін, що відбуваються на обстежуваній ділянці та в навколишньому природному середовищі, дозволяє підготувати обґрунтований прогноз можливих майбутніх змін як позитивних, так і негативних;

3. Застосування засобів космічного зондування, дешифровки знімків та аналізу з позицій комплексного екологічного управління надає широкі можливості для подальшого планування та вжиття необхідних природоохоронних заходів;

4. Доопрацювати особливості режиму об'єкта «Джури́нський отрутомогильник», механізми його дотримання, та додати зміни до проекту Положення про Джури́нський отрутомогильник, як режимують об'єкт;

5. Забезпечити методи фізичного захисту об'єкта, зокрема, шляхом розміщення огорожі навколо нього;

6. З метою зменшення ризиків впливів пожеж необхідно невідкладно створити охоронну зону об'єкта шириною 50 м, та визначити її режим;

7. Охоронна зона має поширюватися також на землі сільгосппризначення з метою зменшення рівнів забруднення вирощуваних продуктів харчування;

8. З метою охорони від забруднення водних ресурсів доцільно запроєктувати та збудувати перехоплюючу дамбу на випадок надзвичайної ситуації;

9. Найбільш доцільним та ефективним заходом із попередження екологічних загроз загальнодержавного та міжнародного значення, вирішення завдань, визначених Урядом Міністерству захисту довкілля та природних ресурсів України, разом з Вінницькою обласною державною адміністрацією здійснити вивезення отрутохімікатів з могильника протягом 2021 року.

Література

1. Бардиш Б., Бурштинська Х. Використання вегетаційних індексів для ідентифікації об'єктів земної поверхні. *Сучасні досягнення геодезичної науки та виробництва*. Львів, 2014. Вип. 2. С. 82-88. – URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/sdgn_2014_2_21 (дата звернення 09.12.2020 р.)
2. Дубровський В. В., Пархісенко Я. В., Петроченко О. Ю. Космічний моніторинг лісових пожеж за знімками NOAA. *Космічна наука і технологія*. Київ, 2002. Вип.8 № 2/3. С. 246–248.
3. Довгий С.О. Моніторинг навколишнього середовища з використанням космічних знімків супутника NOAA / за ред. С. О. Довгого. Київ., 2013. 316 с.
4. Гілігуха Д. В. Виявлення насаджень, пошкоджених лісовими пожежами та шкідниками, з використанням даних ДЗЗ в зоні відчуження ЧАЕС. *Актуальні проблеми наук про життя та природокористування: тези доповідей міжнар. наук.-практ. конфер. молодих вчених*, м.Київ, 26–29 жовтня 2011 р. Київ, 2011. С. 60–61.
5. Вишняков В. Ю., Ткачук П. А. Особливості методів визначення температурних аномалій за даними ДЗЗ MODIS (TERRA) та AVHRR (NOAA). Оцінки їх якості. *Екологічна безпека та природокористування*. Київ, 2012. № 10. С. 81–90.
6. Исаев, А.С. Аэрокосмический мониторинг лесов. Москва, Наука, 1991 240 с.
7. Карпінський, Ю.О., Лященко А.А., Квартич Т.М. Концептуальні засади створення системи державного топографічного моніторингу місцевості. *Вісн. геодез. та картогр.* Київ, 2011. № 3. С. 27-31.
8. Косенко, Ю.Ю., Сонько. С.П. Геоінформаційні системи в охороні довкілля, сільському та лісовому господарстві. Умань, УНУС, 2013. 127 с.
9. Лященко, А.А. Черін А.Г. Архітектура сучасних ГІС на основі баз геопросторових даних. *Вісн. геодез. та картогр.* Київ, 2011. № 5. С. 45-50.

ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ШЛЯХИ ПОЛІПШЕННЯ ЕКОМОНІТОРИНГУ В МІСТІ КРИВИЙ РІГ

Салій І.В.¹, Риженко Н.О.¹, Засельський В.Й.², Пополов Д.В.²

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

²Технологічний інститут
Державного університету економіки і технологій
вул. Степана Тільги, 5, 50006, Кривий Ріг, Дніпропетровська обл.
dei2005@ukr.net, zaselskiy52@gmail.com

Місто Кривий Ріг за площею посідає друге місце серед міст України (після Києва), а разом із промисловими зонами та майданчиками – перше не лише в Україні, а й у Європі. Сьогодні вони займають площу понад 160 км², що зіставне з площею такого обласного центру, як Одеса. Тут накопичено понад 6 млрд тонн відходів видобутку й переробки руд, із них 3 млрд тонн зосереджені в хвостосховищах. Значна кількість техногенних відходів істотно впливає на стан довкілля та здоров'я населення. За допомогою проведеного дисперсного аналізу пилу визначено, що вміст твердих часточок (РМ), що перебувають у зваженому стані в повітрі, розміром від 0 до 1,4 мкм становить понад 90%, а спеціалізовані пости моніторингу викидів пилу здійснюють виміри, починаючи з розміру РМ 2,5 мкм.

Мета дослідження – створення комп'ютерної-моделюючої бази даних із забруднення території міста для надання науково обґрунтованих пропозицій щодо встановлення сучасних станцій моніторингу повітря для виміру РМ, починаючи з розміру часток 1 мкм. Розроблена методика досліджень, із використанням комп'ютерного моделювання проведена обробка даних, зібраних діючими постами міста за 2019 і 2020 роки, ураховуючи напрям і швидкість вітрів. Окрім того, визначали відстань від джерела забруднення до місця в житловому масиві міста, де не буде перевищена ГДК.

З'ясовано, що рівні забруднення повітря в Кривому Розі не відповідає встановленим нормам. Уміст забрудників атмосферного повітря істотно перевищує ГДК за пилом, двоокисом азоту, оксидом вуглецю. Згідно з моделюючою базою даних забруднення довкілля, на основі аналізу проведених досліджень запропоновані місця для розміщення в Кривому Розі сучасних автоматизованих станцій моніторингу повітря для виміру пилу та газів відповідно до вимог Директив Євросоюзу, у житлових районах міста, що дасть змогу ефективніше проводити екомоніторинг і робити відповідні висновки щодо поліпшення екологічного стану та здоров'я мешканців Кривого Рогу. *Ключові слова:* екомоніторинг, забрудники, відходи видобутку, пил, екологічний стан міста, автоматизовані станції моніторингу, роза вітрів.

Research and paths to improve the environmental monitoring in the city of Kryvyi Rih. Saliy I., Ryzhenko N., Zaselskiy V., Popolov D.

The city of Kryvyi Rih is the second largest city in Ukraine (after Kyiv), and together with industrial zones and sites – the first not only in Ukraine but also in Europe. Today they cover an area of over 160 km², which is comparable to the area of such a regional center as Odessa.

More than 6 billion tons of ore mining and processing waste have been accumulated here, of which 3 billion tons are concentrated in tailings. Significant amounts of man-made waste significantly affect the environment and public health. Using the dispersed analysis of dust, it was determined that the content of solid particles (PM) in the suspended state in the air, the size of 0 to 1.4 μm is more than 90%, and specialized posts for monitoring dust emissions perform measurements starting from the size PM 2.5 μm.

The purpose of the study is to create a computer modeling database on pollution of the city to provide scientifically sound proposals for the installation of modern air monitoring stations for measuring the RM, starting with a particle size of 1 μm. Research methods have been developed, and data collected by current city posts for 2019 and 2020 have been processed using computer modeling, taking into account wind direction and speed. In addition, the distance from the source of pollution to the place in the residential area of the city, where the MPC will not be exceeded, was determined.

It was found that the levels of air pollution in Kryvyi Rih do not meet the established standards. The content of air pollutants significantly exceeds the MPC for dust, nitrogen dioxide, carbon monoxide. According to the modeling database of environmental pollution on the basis of the analysis of the conducted researches the places for placement in Kryvyi Rih of modern automated monitoring stations of air for measurement of dust and gases according to requirements of the EU Directives are offered in residential areas of the city. Improving the ecological condition and health of the residents of Kryvyi Rih. *Key words:* ecomonitoring, pollutants, mining waste, dust, ecological condition of the city, automated monitoring stations, wind rose.

Постановка проблеми й актуальність дослідження. У 2018 році Україна посіла 109 місце серед 180 країн світу за показниками захисту довкілля та його впливу на здоров'я населення. За даними Інституту оцінки і виміру показників здоров'я, забруднення атмосферного повітря спричинило в Україні понад 58000 смертей, що становить 10%

на рік. Одним із міст України, що має вищезазначені проблеми зі станом довкілля, є місто Кривий Ріг Дніпропетровської області. Сьогодні Кривий Ріг займає територію площею 430 км², із яких 40% – це промислові зони і промислові майданчики. Їх розміри можна прирівняти до площі, що займає місто Одеса (162 км²) [1].

Кривий Ріг – найдовше за протяжністю місто в Європі, що розташоване з півночі на південь на понад 100 км, а також «наибрудніше», урахувавши наявність технологічних відходів від діяльності гірничо-металургійних підприємств міста. Так, у межах промислових зон гірничого відводу Кривбасу накопичено понад 6 млрд тонн відходів видобутку та переробки руд, із яких 3 млрд зосереджені в хвостосховищах, що за сумарною площею майже вдвічі перевищують найбільше прісноводне озеро України Світязь (26,2 км²) [2; 3].

Під час пересихання хвостосховищ утворюються пилки, з поверхонь яких виділяється пил, забруднюючи житлові масиви міста [4]. Аналогічна ситуація спостерігається й із пиловиділенням техногенних відвалів, утворених відходами гірничо-металургійного виробництва Кривбасу. Дисперсний склад пилу, досліджений за допомогою ситового аналізу, на хвостосховищах і відвалах гірничорудних підприємств представлений у таблиці 1.

З таблиці видно, що основна маса пилу має розмір 0...1,4 мкм, рівень розповсюдження якої необхідно визначити, зважаючи на забруднення довкілля та його вплив на здоров'я людей. РМ розміром 1 мкм здатні знаходитися в атмосферному повітрі упродовж тривалого проміжку часу, відповідно, трансгранично переноситися на великі відстані, проникати глибоко в легені людини й осідати там, спричиняючи серцево-судинні та респіраторні захворювання, а також рак. Зважаючи на те що вплив завислих частинок на здоров'я населення збільшується в міру зменшення діаметра частки, моніторинг забруднення повітря необхідно проводити починаючи з РМ розміром 1 мкм [5]. Проте в Кривому Розі працюють пости моніторингу викидів пилу, які, відповідно до своїх технічних характеристик, виконують виміри починаючи з розміру РМ 2,5 мкм. Це не дає змоги повною мірою відобразити картину забруднення територій міста. Окрім цього, у місті розміщено 27 постів моніторингу, більшість яких (18 постів) належить певному промислому підприємству. Вони доволі часто вимкнені для проведення технічного обслуговування або з інших технічних причин, що ускладнює здійснювати щоденний моніторинг стану повітря в місті.

Отже, проведення в Кривому Розі моніторингу забруднення повітря за показниками, які відповідають європейським вимогам, – актуальне й надзвичайно важливе завдання.

Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження виконано в рамках НДР «Розроблення екологічно

прийнятих технологій поводження з відходами гірничорудної та металургійної промисловості» за номером Державної реєстрації 0120U101148.

Мета дослідження – визначення рівня забруднення повітря в Кривому Розі, використовуючи комп'ютерні технології на основі створеної моделюючої бази даних забруднення довкілля й надання науково обґрунтованих пропозицій щодо встановлення сучасних датчиків відповідно до вимог Директив Євросоюзу.

Методологія досліджень. Для реалізації програми досліджень виконали такі заходи:

- визначили основні джерела забруднення атмосферного повітря в місті Кривий Ріг і їх географічне розміщення;

- проаналізували належність, місця встановлення та географічну прив'язку до джерел забруднення діючих датчиків моніторингу атмосферного повітря;

- створили аналітичну базу результатів моніторингу атмосферного повітря за 2019/20 роки, керуючись даними, отриманими від наявних постів моніторингу атмосферного повітря;

- з використанням апарату математичної статистики провели обробку створеної аналітичної бази даних за параметрами, наведеними в таблиці 2;

- за структурними елементами забруднення побудували зведені діаграми їх розподілу територією міста за постами моніторингу атмосферного повітря та контролю порогових значень щодо гранично допустимих концентрацій (далі – ГДК);

- сформуvalи аналітичну базу моніторингу метеоданих за 2019/2020 роки;

- з використанням комп'ютерного моделювання обробили дані переміщення повітряних мас за цей період часу, зокрема побудували розу вітрів для міста Кривий Ріг і визначили середню швидкість вітру за напрямками;

- визначили відстань (L) від забруднюючого джерела до місця, де не буде перевищення ГДК по пилу за рівнянням [6; 7]:

$$L = -144 \ln \frac{c}{1,42 \cdot 10^{-5} \omega} - 1,91h \text{ м}, \quad (1)$$

де c – задана концентрація пилу, мг/м³; ω – питома пиловиділення з поверхні, мг/с·м²; h – висота відкосу забруднення над землею поверхнею;

- провели компіляцію розроблених баз даних і їх аналіз, на підставі якої запропонували місця встановлення сучасних автоматизованих станцій виміру пилу та газів – забрудників атмосферного повітря в житлових районах Кривого Рогу.

Таблиця 1

Дисперсний склад пилу у відсотках

Склад фракцій пилу за розмірами, мкм					
0...1,4	1,4...4,2	4,2...9,8	9,8...15,0	15,0...30	більше 30
91,29	7,05	1,11	0,37	0,14	0,04

Таблиця 2

Структурні елементи моніторингу

Елемент забруднення	Позначення
Двоокис азоту	NO ₂
Оксид азоту	NO
Двоокис сірки	SO ₂
Оксид вуглецю	CO
Аміак	NH ₄
Сірководень	H ₂ S
Озон	O ₃
Пил 2,5...10 мкм	PM _{2,5-10}

Виклад основного матеріалу. На рисунку 1 наведена зведена діаграма вимірів умісту в атмосферному повітрі двоокису азоту впродовж 2019 року.

Істотні викиди спостерігалися в літні місяці, коли NO₂ перевищував гранично допустиму норму майже в два рази, зокрема, за адресами: вул. Мухіної, 15; пл. Визволення, вул. Степана Тільги, 20.

Зведена діаграма замірів пилу, наведена на рисунку 2, підтверджує, що інтенсивність запилення практично на всіх постах збільшилася у весняно-літній період порівняно з осінньо-зимовим у середньому в 1,5–2 рази й сягає своїх пікових значень у серпні та вересні, де є точки, які свідчать, що концентрація пилу збільшилася порівняно з гранично допустимим значенням, рівним 0,15 мг/м³, майже в 10 разів (пост за адресою: вул. Переяславська й вул. Наливайка), де на стан забруднення можуть впливати відвали ПАТ «АрселорМіттал Кривий Ріг», або в 5 разів (пост за адресою: вул. Груні Романової, 6А), де може бути вплив хвостосховища та кар'єра АТ «ПівдГЗК»,

а також відвалів і кар'єра ПАТ «АрселорМіттал Кривий Ріг».

На рисунку 3 представлена гістограма емісії CO, з якої видно, що перевищення норм відбувається головним чином у літній період часу.

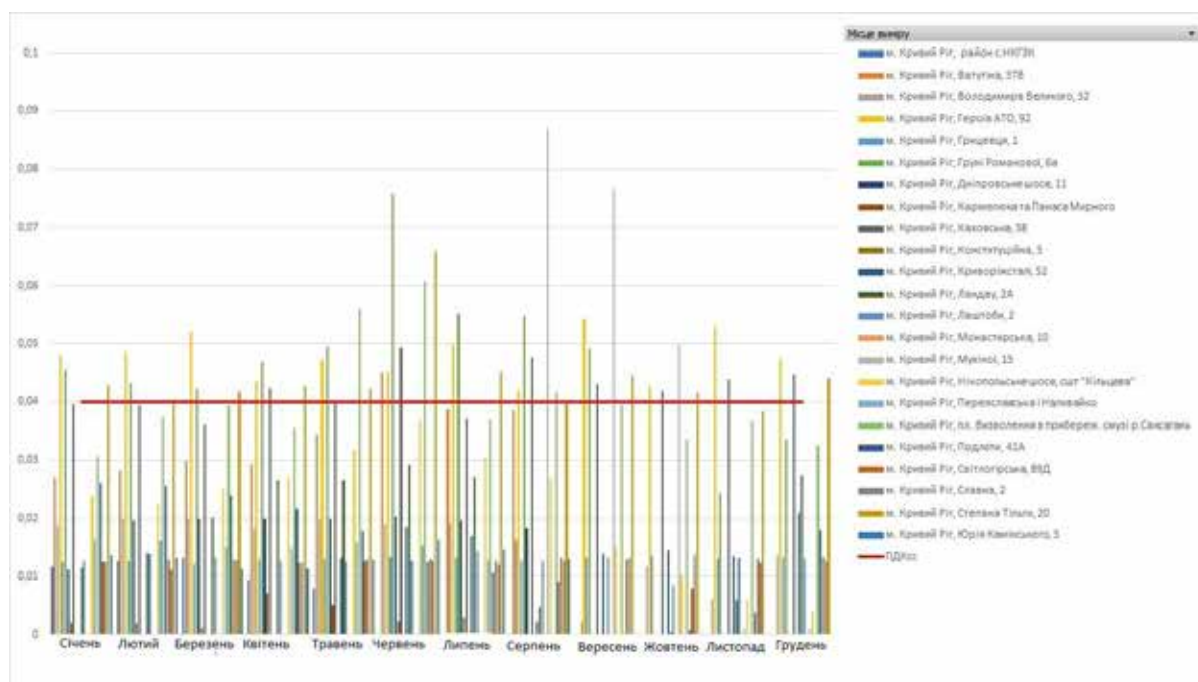
Аналіз метеоданих дав змогу визначити, що на території міста переважають північно-східні (27,4%) та північно-західні (19,18%) вітри (рисунк 4), причому середня швидкість вітру за всіма напрямками відрізняється в середньому на 1,5...15% і становить приблизно 4%.

Класифікація швидкості вітру за шкалою Бофорта (рисунк 5) засвідчує, що переважають легкі та слабкі вітри, інколи помірні.

На території міста протягом аналізованого року переважала суха погода (рисунк 6) переважно з плюсовою середньою температурою повітря (рисунк 7).

На підставі проведених досліджень, розрахунків, швидкостей і побудованої «рози вітрів», що переважають у Кривому Розі, отримані і сформовані на карті координати місць розміщення сучасних автоматизованих станцій моніторингу повітря для виміру пилу і газів за показниками, що відповідають вимогам директив Євросоюзу. Визначили, що за переважних південно-східних, південно-західних і південних вітрів автоматизовані станції екомоніторингу доквілля повинні бути змонтовані в житлових масивах на відстані 1000 м від промислової зони металургійного комбінату та гірничозбагачувальних підприємств.

На рисунку 8 представлений фрагмент міської карти, на яку нанесені джерела техногенного забруднення, роза вітрів і місця розміщення автоматизо-

Рис. 1. Зведена діаграма вимірів умісту в атмосферному повітрі NO₂ впродовж 2019 року

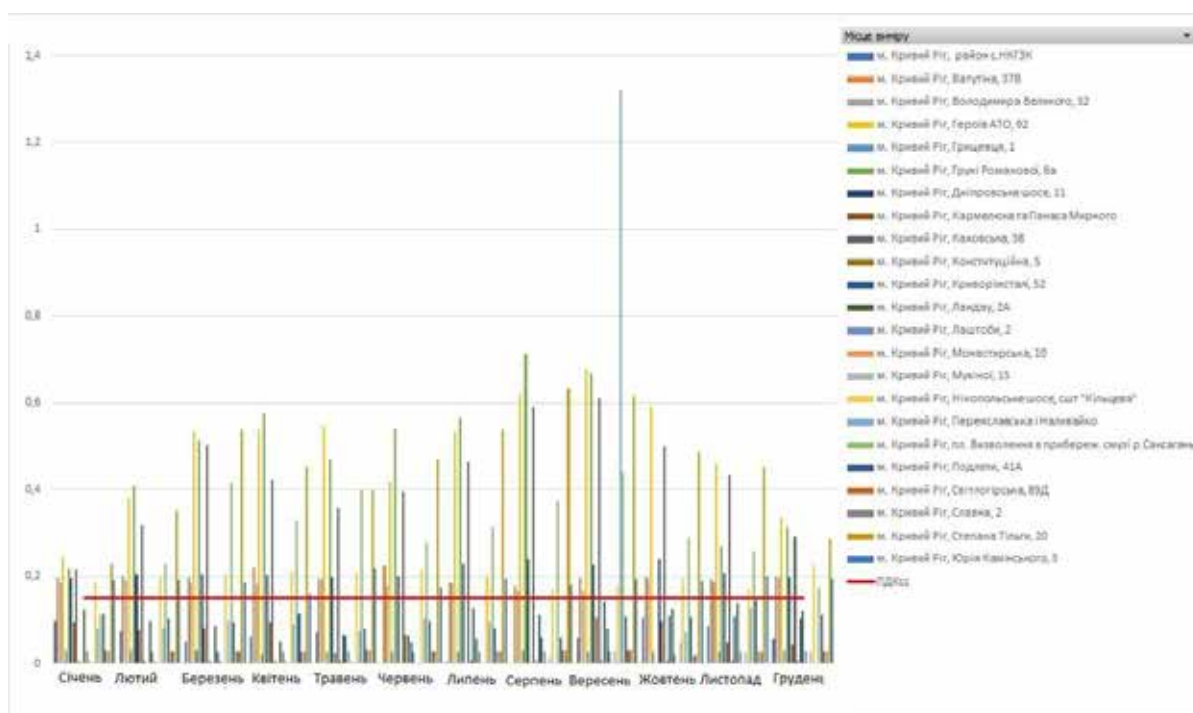


Рис. 2. Зведена діаграма вимірів умісту в атмосферному повітрі пилу впродовж 2019 року

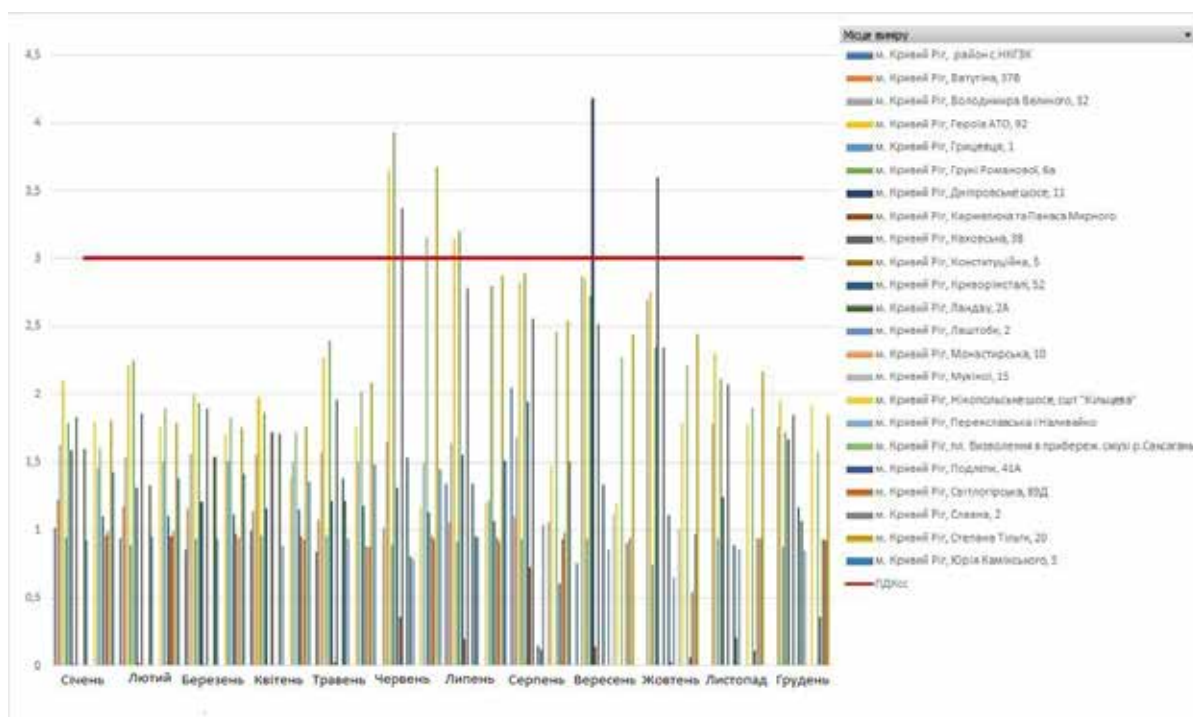


Рис. 3. Зведена діаграма вимірів умісту в атмосферному повітрі CO впродовж 2019 року

ваних станцій моніторингу повітря в житловому масиві, розташованого неподалік від забруднювача.

Головні висновки. Визначено, що повітря в Кривому Розі не відповідає встановленим нормативам якості. Уміст забруднюючих речовин істотно перевищує ГДК за вмістом пилу, двоокису азоту й оксиду вуглецю. Згідно з моделюючою базою даних

забруднення довкілля, надані пропозиції щодо місць розміщення в Кривому Розі сучасних автоматизованих станцій моніторингу повітря для виміру пилу та газів відповідно до вимог Директив Євросоюзу, що дасть змогу ефективніше проводити екомоніторинг і готувати відповідні пропозиції щодо поліпшення захисту довкілля і здоров'я мешканців міста.

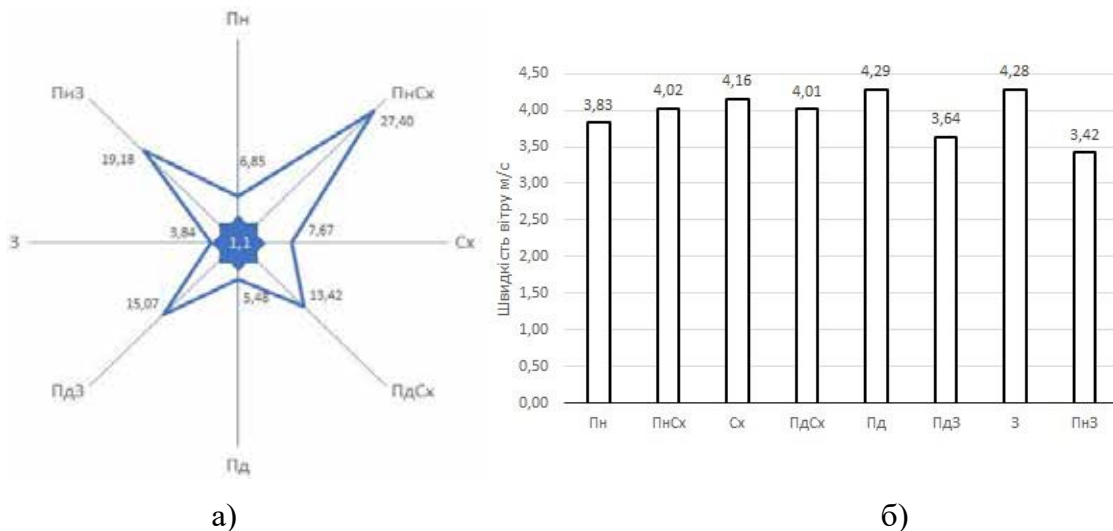


Рис. 4. «Роза вітрів» (а) та їх середньорічна швидкість за напрямками (б)

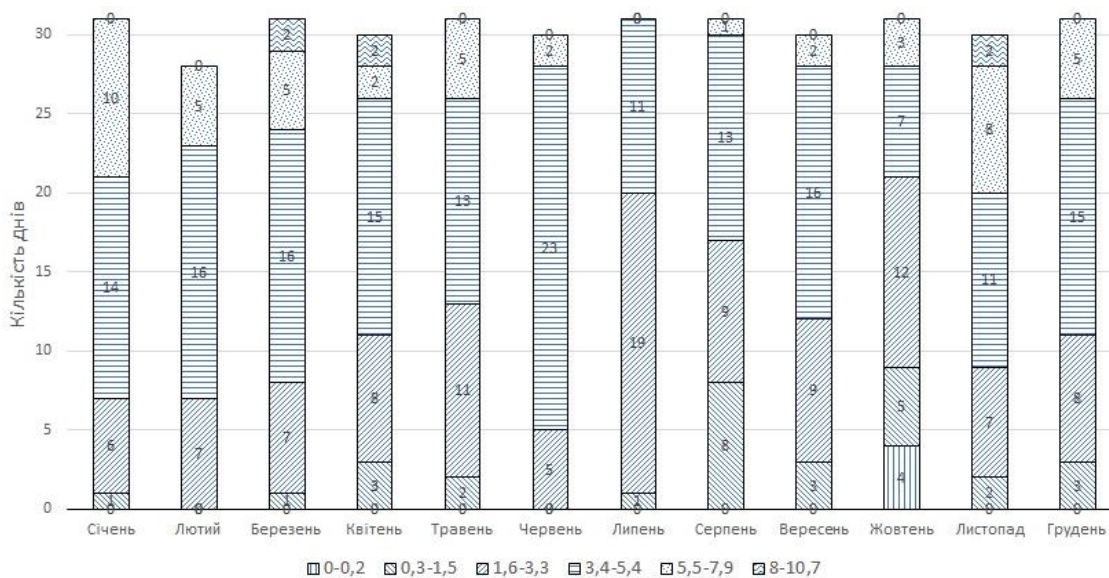


Рис. 5. Класифікація швидкості вітру за шкалою Бофорта

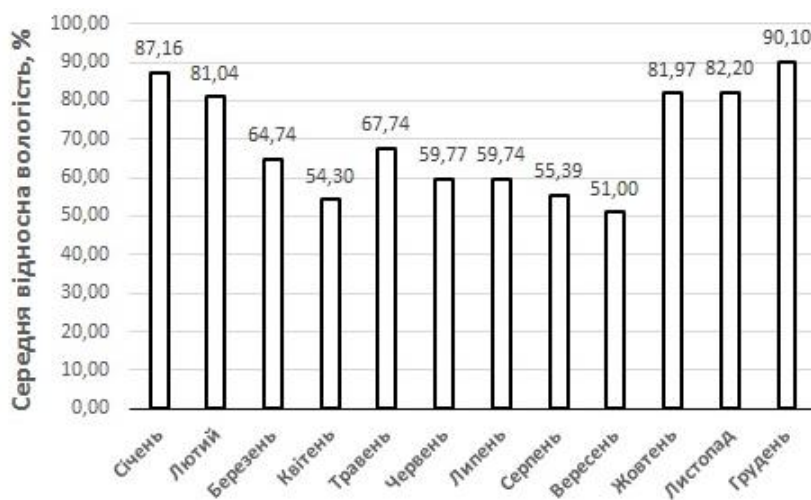


Рис. 6. Середня відносна вологість

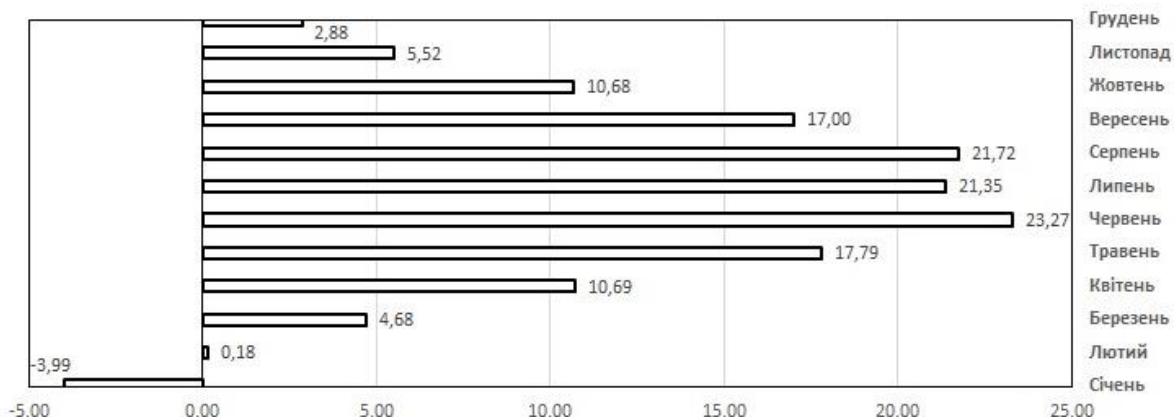


Рис. 7. Середня температура повітря, °C

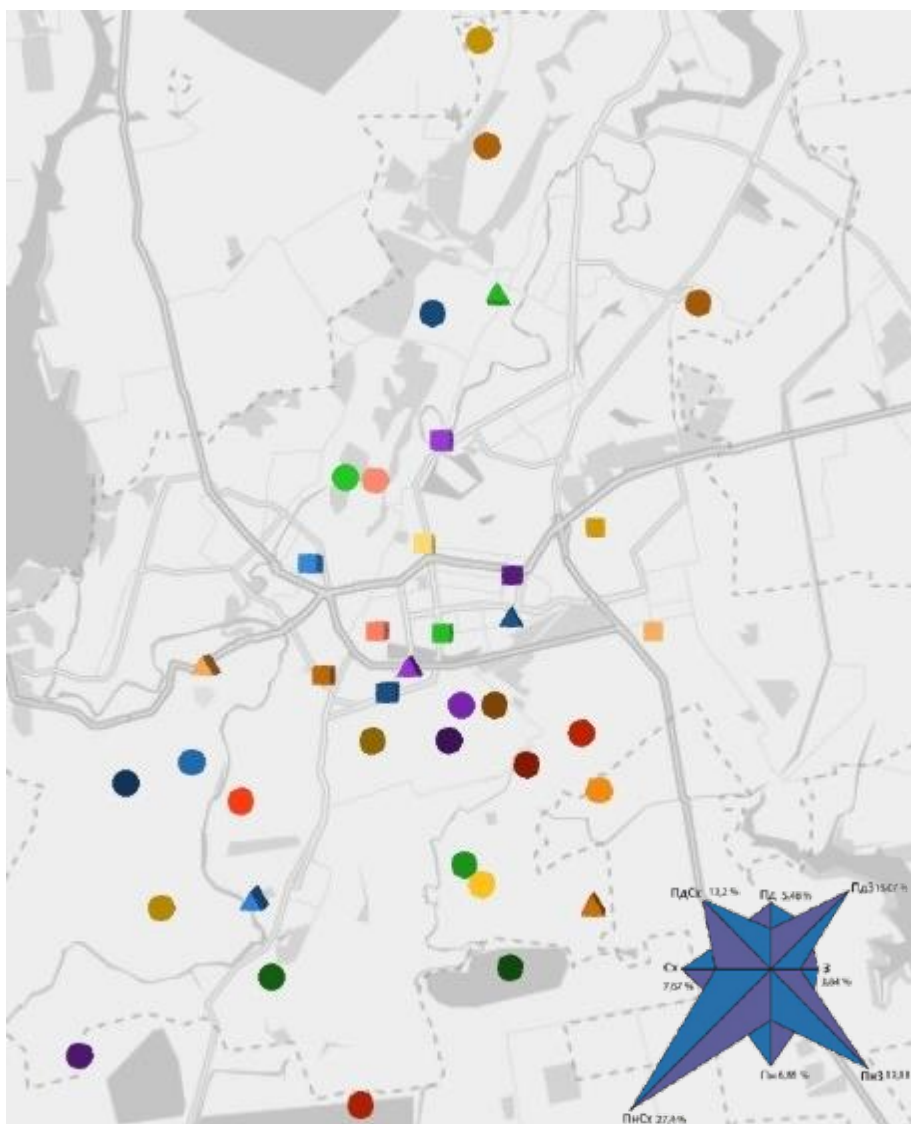


Рис. 8. Карта встановлення сучасних датчиків виміру пилу та забруднюючих газів в атмосферному повітрі житлових районів Кривого Рогу:

- – джерела забруднення; □ – рекомендоване розміщення компанією Airly (Польща);
- ▲ – пропоновані місця розміщення

Література

1. Коцюруба В.В. На шляху до повного вивчення гірничо-промислових ландшафтів Кривбасу. Кривий Ріг : Природа Криворіжжя КДПУ, 2017. 11 с.
2. Вилкул Ю.Г., Азарян А.А., Колосов В.А. Переработка и комплексное использование минерального сырья техногенных месторождений. *Гірничий вісник*. 2013. Вип. 96. С. 3–10.
3. Медведева О.А. Анализ и современное состояние хранилищ продуктов переработки минерального сырья. *Збагачення корисних копалин*. 2012. Вип. 51 (92). С. 52–59.
4. Николишин Ю.М., Подойницын И.П. Анализ организационно-технических мероприятий по закреплению пылящих поверхностей. *Інноваційний розвиток гірничодобувної галузі* : праці Міжнародної наук.-техн. конф. Кривий Ріг, 2016. С. 181.
5. Неменко Б.А., Илиясов А.Д., Арынова Г.А. Оценка степени опасности мелкодисперсных пылевых частиц воздуха. *Вестник Казанского национального медицинского университета*. 2014. Вип. 3 (1). С. 133–135.
6. Тыщук В.Ю., Деньгуб В.И. Развитие научных основ защиты воздуха рабочих зон карьеров от загрязнения пылью, выделяющейся со стационарных поверхностей. *Вісник КрНУ ім. М. Остроградського*. Вип. 1 (72). С. 178–182.
7. Тыщук В.Ю. Развитие научных основ зашиту повітря робочих зон від забруднюючих речовин при відкритій розробці родовищ корисних копалин : автореф. дис. ... докт. тех. наук. Кривий Ріг, 2012. 36 с.

THE PROSPECTS OF PHYTOINDICATION OF THE BYTKIV-BABCHENSKYI OIL AND GAS DEPOSIT TERRITORY

Glibovytska N.I., Karavanovych K.B.

Ivano-Frankivsk National Technical University of Oil and Gas

Karpatska str., 15, 76000, Ivano-Frankivsk

nataly.glibovytska@gmail.com, kristina_kvitan@ukr.net

The expediency of biomonitoring studies conducting on the Bytkiv-Babchenskyi oil and gas deposit territory, which is the largest and one of the oldest in the Western region of Ukraine, is substantiated. The geological structure, physical, geographical and natural-climatic conditions of the territory, mineral oil and gas condensate deposits' regimes are described. The structural and tectonic characteristics of oil wells and features of their operations are given. Functioning peculiarities and technical suitability of wells on the oil deposit territory are characterized. The history of the study of the territory of Bytkiv-Babchenskys oil and gas condensate deposit and the possible anthropogenic impact of pollutants entering the environment during the operation of wells are highlighted. It is found that the field is at the last stage of development and needs a number of reclamation measures. Prospects for conducting biomonitoring studies of oil production areas with the help of representatives of various groups of living organisms – lower and higher invertebrates and plants – are considered. The most informative physiological, cytogenetic, cumulative, phenological and morphological reactions of plant organisms in response to oil pollution are analyzed. It is established that in the conditions of oil products pollution by a complex of vegetative objects signs it is possible to judge an ecological condition of environment. The advantage of dendrological objects as biological indicators of the quality of the oil-contaminated environment is substantiated. Sensitive and unstable to stressful growth conditions plant species are promising indicators of the level of ecological danger of the territory, while resistant species have valuable remediation properties. The prospects of phytoindication methods of biomonitoring of the oil deposit area are described, as well as the need for phytorecultivation measures within this ecosystem. *Key words:* bioindication, oil deposit, natural conditions, oil wells, anthropogenic impact.

Перспективи фітоіндикації території Битків-Бабченського нафтогазоконденсатного родовища. Глібовицька Н.І., Караванович Х.Б.

Обґрунтовано доцільність проведення біомоніторингових досліджень території Битків-Бабченського нафтогазоконденсатного родовища, яке є найбільшим та одним із найстарших у Західному регіоні України. Описано геологічну структуру, фізико-географічні та природно-кліматичні мови території, режими покладів корисних копалин – нафти і газоконденсатних покладів. Надано структурно-тектонічну характеристику об'єктів розроблення та особливості їх експлуатації. Охарактеризовано особливості функціонування та технічну придатність свердловин на території родовища. Висвітлено історію дослідження території Битків-Бабченського нафтогазоконденсатного родовища та можливий антропогенний вплив забруднювачів, що надходять у довкілля під час експлуатації свердловин. Виявлено, що родовище розташоване на останній стадії розроблення та потребує низки рекультивацийних заходів. Розглянуто перспективи проведення біомоніторингових досліджень територій нафтовидобутку за допомогою представників різноманітних груп живих організмів – нижчих і вищих безхребетних і рослин. Проаналізовано найбільш інформативні фізіологічні, цитогенетичні, кумулятивні, фенологічні та морфологічні реакції рослинних організмів у відповідь на нафтове забруднення довкілля. Встановлено, що в умовах впливу забруднення нафтопродуктами за комплексом ознак рослинних об'єктів можна судити про екологічний стан навколишнього середовища. Обґрунтовано перевагу дендрооб'єктів як біологічних індикаторів якості нафтозабрудненого середовища. Чутливі та нестійкі до стресових умов росту види рослин є перспективними індикаторами рівня екологічної небезпеки території, тоді як стійкі види володіють цінними ремедіаційними властивостями. Описано перспективність фітоіндикаційних методів біомоніторингу території родовища, а також необхідність проведення фіторекультивацийних заходів у межах цієї екосистеми. *Ключові слова:* біоіндикація, нафтове родовище, природні умови, нафтові свердловини, антропогенний вплив.

Formulation of the problem. Bytkiv-Babchenskyi oil and gas condensate deposit, which contains large amounts of oil and gas condensate, is located in Nadvirna district of Ivano-Frankivsk region at a distance of 7 km from Nadvirna and 45 km from Ivano-Frankivsk. The deposit belongs to the Western oil and gas region of Ukraine [2]. The field is in the last stage of operation, the development of hydrocarbon deposits is carried out in the mode of depletion, except for only one oil well,

where a number of technological procedures are carried out. There is instability in the operation of fountain wells, due to their low productivity [1].

As a result of the deposit development, emissions of pollutants into the environment amount to 7456.48 t/year, of which greenhouse gases – 6915.89 t/year. The main air pollutants entering environment during the wells operations are methane, ethane, propane, butane, pentane, hexane, oxides of nitrogen, carbon, suspended

particles, ethyl mercaptan, mercury and its compounds, xylene, toluene, compounds of iron, manganese, soluble hydrogen [1]. Therefore, monitoring the ecological condition of the territory of Bytkiv-Babchenskyi oil and gas condensate deposit is a necessary prerequisite for the preservation of this anthropogenically altered ecosystem.

Relevance of research. Significant anthropogenic impact caused by the operation of the deposit necessitates the constant monitoring of the ecological state of the given and adjacent territories. In this aspect, a promising method of monitoring the ecosituation of the region is phytoindication, which involves the use of plant organisms as possible indicators of the level of environmental pollution. Therefore, the identification of plant species with phytoindication and phytorecultivation capabilities is an important way to preserve the natural environment of Bytkiv-Babchenskyi oil and gas condensate deposit.

The connection of the author's work with important scientific and practical tasks. Phytoindication of anthropogenically transformed areas today is a common biological method of environmental quality control. However, studies of the ecological status of oil-contaminated areas have been carried out in fragments with the participation of herbaceous plants, and tree species have hardly been used. Since tree species have powerful phytorecultivation features, it is advisable to study them as ecological monitors of oil-producing areas.

Analysis of recent research and publications. Exploration of the area adjacent to the deposit began in the 1860s. The study of the deposit was carried out with the help of wells, from which oil was extracted from the sandstones of the Cretaceous period [6]. In 1889, the first industrial influx of oil was obtained from menilitic formations [2].

Of all the field's deposits, the total oil production is 8722 million tons, which is 69.8 % of the initial reserves of dissolved gas production containing 7413 millions/m³.

In 1958 an Eocene gas condensate deposit was discovered, in 1962 it was put into operation. In 1962 the Babchenskyi deposit was discovered, in 1966 it was put into development [6]. The total fund of oil wells is 240, of which – 168 productive, 58 piezometric, 14 degassing wells [1]. Thirteen wells were drilled in the menilitic deposits of the Babchenskyi oil and gas condensate deposit. Four wells fell into the unproductive part of the Babchenskyi deposit and were liquidated for geological and technical reasons, six wells are in the oil fund (one of them is in conservation), three operating wells producing gas [6].

During the period from 2016 to 2020, 1178.24 thousand tons of oil, 2022.49 thousand tons of liquid, 683.005 million m³ of dissolved gas were extracted from the Bytkiv-Babchenskyi oil and gas condensate deposit [1].

In the process of Bytkiv-Babchenskyi oil and gas condensate deposit development within the productive

horizons 9 gas condensate and 3 oil production facilities were formed [6].

According to the structural and tectonic characteristics of the deposit, there are ten deposits, each of which is the object of development, except for three [1].

The closest settlements to the deposit are the following: Markovo, Babche, Bytkiv, Pasichna, Delyatyn. Orographically, the Bytkiv-Babchenskyi oil and gas condensate deposit is located on the south-eastern slope of the Ukrainian Carpathians, which is a mountainous area intersected by numerous valleys of the Manyavka, Bystrytsia, Nadvirnyanska, and Lyubytnya rivers. These rivers are accessible for wading traffic. The linear elongation of mountain ranges is a characteristic feature of the terrain [6].

Highlighting previously unsolved parts of the general problem to which this article is devoted. In order to control the ecological state of oil-contaminated ecosystems, analytical methods are used to study the level of environmental pollution by petroleum products. However, these methods are time consuming, environmentally and economically unprofitable. The purpose of this work is to analyze the anthropogenic impact of Bytkiv-Babchenskyi oil and gas condensate deposit due to the technical features of well operations, to search for biological methods of environmental control and restoration of man-made environment. In this sense, the phytoindication direction is considered as the most promising, cost-effective and environmentally friendly.

Novelty. Plants are the most convenient objects for biomonitoring of oil-contaminated areas, as they are the primary links in the food chain and absorbers of pollutants of anthropogenic origin. Herbaceous plants are used in the practice of biomonitoring studies of oil-contaminated ecosystems, but there is very little literature on the use of woody plants as indicators of the ecosystem of oil-producing areas [10; 16; 18]. Oil-resistant tree species are able not only to serve as environmental monitors of the environment, but also to play a phytoreclamation role.

Methodological or general scientific significance. The study of plant organisms reactions at different levels of biosystem organization in response to oil pollution will reveal species resistant to contaminants, and species that have reclamation properties. Thus, using plants, we will be able to monitor the level of ecological danger of oil-contaminated ecosystems and carry out ecologically safe reclamation of these areas.

Presentation of the main material. The area of Bytkiv-Babchenskyi oil and gas condensate deposit is 176.5 km². The area on which all the wells of the deposit are located is 134.5748 ha [1].

The Bytkiv-Babchenskyi oil and gas condensate deposit is characterized by a cover-scaly tectonic style [2]. Hydrocarbon deposits are stratified, vaulted, tectonic shielded, lithologically limited, confined to the Coastal Slice of the Carpathians and the first and second tiers of the folds of the central part of the Boryslav-Pokutska

zone. The deposits modes are the follows: gas, elastic, dissolved gas, elastic-water pressure.

The climate of the district is transitional from Western European to continental Eastern European. The average January temperature ranges from $-4.30\text{ }^{\circ}\text{C}$ to $-7.60\text{ }^{\circ}\text{C}$. The period with air temperature above $+10\text{ }^{\circ}\text{C}$ is 83–160 days. Most precipitation falls on June–July, the total rainfall is 879 mm per year. The average height of snow cover is 24 cm.

Geologically, the field is located in the Paleogene deposits of the Bytkiv Anticline of the south-eastern part of the Inner Zone of the Pre-Carpathian region and combines oil deposits in Oligocene and gas condensate in Paleocene-Eocene deposits [6].

Flysch formations of the Upper Cretaceous, Paleocene, Oligocene, and Miocene molasses deposits form the geological structure of the deposit. Rakovetskyi, Babchenskyi and Bytkivskyi blocks are included in the first tier, Rakovetskyi, Babchenskyi, Bytkivskyi, Pasichnyanskyi, Lyubizhnyanskyi and Dilyatynskyi blocks are included in the second tier. The main oil deposits are caused by Oligocene formations [2]. Transverse landslides break the folds of both structural tiers with an amplitude of 300–1000 m. Within the deppsit folds of the first tier up to 7 m wide extend by 14 m, the second tier up to 6 m wide extend by 30 m. The density of degassed oil is 768–865 kg/m^3 [2]. The concentration of sulfur in the oil is 0.24–0.70 %, paraffins – 5.9–12.5 %, resins – 3.1–18.8 %, asphaltenes – 1.1–2.0 %. The specific weight of oil ranges from 810 to 864 kg/m^3 . Gas mixtures contain 87.3–94.3 % methane, 0.27–6.54 % carbon dioxide, 0.35–0.78 % nitrogen [1].

The largest in terms of gas and condensate reserves in the Western oil and gas condensate region is the Eocene gas condensate deposit of the Bytkiv-Babchenskyi oil and gas condensate deposit. The initial gas reserves are 45.522 billion m^3 , the initial condensate reserves are 2822 thousand tons. Gas accumulations are confined to the Paleocene-Eocene deposits. The average value of the depth of deposits is 2320 m. Inhomogeneous structure, fractures and low reservoir properties are marked by productive deposits [6].

In order to conduct ecological monitoring of oil-contaminated areas in assessing the toxicity of oil-contaminated soils, the following test objects are used: bacteria, earthworms, millipedes, mollusks, insects, legumes *Folsomia candida* and *Onychiurus stachianus* and higher herbaceous plants – *Daucus carota* L., *Lepidium sativum* L., *Raphanus sativus* var. *radicula* Pers., *Sorghum bicolor* L., *Phaseolus vulgaris* L., *Panicum miliaceum* L., *Sinapis alba* L., *Carex hirta* L., *Linum usitatissimum* L., *Helianthus annuus* L., *Brassica napus* L., *Cucumis sativus* L., *Panicum miliaceum* L., *Anethum graveolens* L., *Trifolium pratense* L., *Avena sativa* L., *Fagopyrum vulgare* St. [3; 7; 12; 13; 18; 22].

Hydrocarbon oils affect microorganisms through the transformation of physicochemical properties of the soil: reducing the availability of mineral nutri-

ents, deterioration of water and air conditions, changes in acidity and soil structure. Oil pollution inhibits the growth of actinomycetes, nitrifying and cellulose-decomposing microorganisms and stimulates an increase in the number of oil-oxidizing microorganisms and microorganisms that use hydrocarbon oils as a nutrient medium. In the conditions of oil pollution of the environment, an increase in the number of potentially dangerous and allergenic soil fungi for humans has been recorded [22; 26]. Low oil concentrations (0.01 %) stimulate the growth of green algae *Chlorella homosphaera* and *Chlorella vulgaris*, while higher oil concentrations cause a significant reduction (15 and 20 %) in the number of these organisms. The most resistant to oil pollution are blue-green algae: *Nostoc punctiforte*, *Nostoc linckia*, *Anabaena oscillarioides*, *Phormidium autumnale* and *Plectonema gracillimum*, which are able to absorb hydrocarbon oils [5; 8].

Plants increase germination, biomass, length of aboveground and underground parts, chlorophyll content in leaves at low concentrations of oil in the environment. The increase in the content of petroleum products in the environment leads to the inhibition of growth processes and plant death. The consequence of oil pollution is a reduction in plant diversity, their projective cover and phytomass [9–11].

To diagnose and assess the level of oil pollution of soils, it is advisable to use the following indicators of woody plants:

- accumulative – accumulation of plant contaminants present in oil, in particular, heavy metals, aromatic, aliphatic hydrocarbons, acidic compounds [20; 23];
- morphometric – plant height, number, length and width of leaves, length of petioles, number and length of shoots, number of flowers, size of perianth, number of fruits and seeds in the fruit, total plant weight and weight of its parts, asymmetry factor, tissue thickness, necrotic plant damage, diseases and pests [14; 25];
- cytogenetic – damage to the genetic material of cells, chromosomal aberrations, disturbances during mitotic, meiotic division, pollen germination, its viability [21; 24];
- physiological and biochemical – activity of enzymes, concentration of chlorophylls and carotenoids, activity of photosynthesis, gas exchange, respiration, content of organic and mineral components in the cell, acidity of the intracellular environment and the state of the buffer system of cells [15; 19; 27];
- phenological – features of the ontogenetic periods and phenological phases of the organism [21].

Woody plants growing on the territory of Bytkiv-Babchenskyi oil and gas condensate deposit should be used as phytoindicators and phytoremediaries of the ecological state of the oil-contaminated environment.

The main conclusions. The Bytkiv-Babchenskyi oil and gas condensate deposit, which has been the object of oil production and constant operation for decades, is at the last stage of development and is in a state of deple-

tion. In the conditions of Bytkiv-Babchenskyi oil and gas condensate deposit it is expedient to carry out biological monitoring with the help of plant organisms, which simultaneously perform two functions – phytomeliorative and phytoindicative. Simplicity of accounting for effects and interpretation of results, economic feasibility and environmental efficiency make it appropriate to use plant test systems to diagnose and assess the toxicity of oil-contaminated soils.

Prospects for the use of research results. The analysis of plant organisms' features complex at different levels of the biosystem organization will allow to carry the selected objects to this or that group of plants possessing valuable indicator, accumulator or elimination properties. The use of plant test systems in monitoring studies of oil-contaminated ecosystems will make it possible to timely analyze the level of man-made hazards and prevent destructive changes in the area in the future.

References

1. Висновок з оцінки впливу на довкілля № 03-03/19 від 4 червня 2019 р. Івано-Франківська обласна державна адміністрація. Управління екології та природних ресурсів. 16 с.
2. Гірничий енциклопедичний словник : у 3 тт. / за ред. В. Білецького. Дніпропетровськ : Східний видавничий дім, 2004. Т. 3. 752 с. ISBN 966-7804-78-X.
3. Джура Н., Подан І. Екологічні наслідки довготривалого нафтовидобутку на Старосамбірському родовищі. *Вісник Львівського університету. Серія : Біологія*. 2017. Вип. 76. С. 120–127.
4. Мельник О. Звіт з оцінки впливу на довкілля № 201811162177 «Продовження промислової розробки Битків-Бабченського нафтогазокопального родовища з подальшим видобуванням вуглеводнів». 2019. 408 с.
5. Шестопалов О. Охорона навколишнього середовища від забруднення нафтопродуктами : навч. посібник. Харків : НТУ «ХП», 2015. 116 с.
6. Повідомлення про плановану діяльність, яка підлягає оцінці впливу на довкілля. Акціонерне товариство «Укргазвидобування» код ЄДРПОУ 30019775. URL: <http://eia.menr.gov.ua/uploads/documents/2357/reports/6d01d5d8885afcd450fc69cf4bd37763.pdf>.
7. Використання гречки посівної для екологічного моніторингу нафтозабруднених ґрунтів / Л. Шевчик, О. Романюк, І. Подан // Молодь і поступ біології : збірник тез XI Міжнародної конференції студентів та аспірантів, м. Львів, 20–23 квітня 2015 р. Львів, 2015. С. 236–237.
8. Cristaldi A., Conti G., Eun Heajho E., Zuccarello P., Grasso A., Copat C., Ferrante M. (2017). Phytoremediation of contaminated soils by heavy metals and PAHs. A brief review. *Environmental Technology & Innovation*. № 8. P. 309–326. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2017.08.002>.
9. Erofeeva E.A. (2015). Hormesis and Paradoxical Effects of Drooping Birch (*Betula pendula* Roth) Parameters Under Motor Traffic Pollution. Dose Response. 13, 2. Doi: 10.1177/1559325815588508.
10. Fasani, D., Fermo, P., Barroso, P. (2016). Analytical Method for Biomonitoring of PAH Using Leaves of Bitter Orange Trees (*Citrus aurantium*): a Case Study in South Spain. *Water, Air, & Soil Pollution*. P. 227–360. URL: <https://doi.org/10.1007/s11270-016-3056-z>.
11. Glibovyt'ska N.I., Karavanovych K.B. (2018). Morphological and physiological parameters of woody plants under conditions of environmental oil pollution. *Ukrainian Journal of Ecology*. № 8 (3). P. 322–327.
12. Khalilova H.Kh. The impact of oil contamination on soil ecosystem. *J. Biological and Chemical Research*. 2015. № 2 (3). P. 133–139.
13. Kaur N., Erickson T., Ball A., Ryan M. (2017). A review of germination and early growth as a proxy for plant fitness under petrogenic contamination – knowledge gaps and recommendations. *Science of The Total Environment*. P. 603–604, 728–744. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.179>.
14. Kozlov M.V., Zvereva E.L. (2015). Confirmation bias in studies of fluctuating asymmetry. *Ecological Indicators*. № 57. P. 293–297. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.014>.
15. Kuzminsky E., Roberta Meschini R., Terzoli S., Pavani L., Silvestri C., Choury Z., Scarascia-Mugnozza G. (2016). Isolation of Mesophyll Protoplasts from Mediterranean Woody Plants for the Study of DNA Integrity under Abiotic Stress *Front Plant Sci*. № 7. P. 11–68. DOI: 10.3389/fpls.2016.01168.
16. Lewis J., Qvarfort U., Sjöström J. (2015). *Betula pendula*: A Promising Candidate for Phytoremediation of TCE in Northern Climates. *Int J Phytoremediation*. № 17 (1–6), 9–15. DOI: 10.1080/15226514.2013.828012.
17. Mauer O., Palatova E. (2011). Root system development of European beech (*Fagus sylvatica* L.) after different site preparation in the air-polluted area of the Krusne hory Mts., Beskydy., 4, 2. P. 147–160.
18. Mukherjee S., Sipilä T., Pulkkinen P., Yrjälä K. (2015). Secondary successional trajectories of structural and catabolic bacterial communities in oil-polluted soil planted with hybrid poplar. *Mol Ecol*. № 24 (3). P. 628–642. DOI: 10.1111/mec.13053.
19. Nardelia S.M. (2016). Transcriptional responses of *Arabidopsis thaliana* to oil contamination. *Environmental and Experimental Botany*. P. 127, 63–72. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2016.03.007>.
20. Ojekunle Z., Adeboje M., Taiwo A., Sangowusi R., Taiwo A., Ojekunle V. (2014.) Tree Leaves as Bioindicator of Heavy Metal Pollution in Mechanic Village, Ogun State. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*. 18, 4, 639–644. URL: <http://dx.doi.org/10.4314/jasem.v18i4.12AJOL> African Journals Online
21. Ord J., Butler H., McAinsh M., Martin F. (2016). Spectrochemical analysis of sycamore (*Acer pseudoplatanus* L.) leaves for environmental health monitoring. *Analyst*, 141 (10). P. 2896–2903. DOI: 10.1039/c6an00392c.
22. Panchenko L., Muratova A., Turkovskaya O. (2017). Comparison of the phytoremediation potentials of *Medicago falcata* L. and *Medicago sativa* L. in aged oil-sludge-contaminated soil. *Environ Sci Pollut Res*. 24, 3, 3117–3130. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8025-y>.
23. Pavlović D., Pavlović M., Marković M., Karadžić B., Kostić O., Jarić S., Mitrović M., Gržetić I., Pavlović P. (2017). Possibilities of assessing trace metal pollution using *Betula pendula* Roth. leaf and bark – Experience in Serbia. *Journal of the Serbian Chemical Society*. 82, 6, 272–276. DOI: <https://doi.org/10.2298/JSC170113024P>.

24. Pedroso A., Bussotti F., Papini A., Tani C., Domingos M. (2016). Pollution emissions from a petrochemical complex and other environmental stressors induce structural and ultrastructural damage in leaves of a biosensor tree species from the Atlantic Rain Forest. *Ecological Indicators*. 67, 215–226. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.054>.
25. Shadrina E.G., Vol'pert Ya.L. (2018). Experience of applying plant and animal fluctuating asymmetry in assessment of environmental quality in terrestrial ecosystems: Results of 20-year studies of wildlife and anthropogenically transformed territories. *Russian Journal of Developmental Biology*. 49, 1, 23–35.
26. Shevchyk L.Z., Romanyuk O.I. (2017). Analysis of biological methods of recovery of oil-contaminated soils. *Scientific Journal ScienceRise: Biological Science*. No. 1 (4). P. 31–39.
27. Tran T., Mayzlish E., Eshel A., Winters G. (2018). Germination, physiological and biochemical responses of acacia seedlings (*Acacia raddiana* and *Acacia tortilis*) to petroleum contaminated soils. *Environmental Pollution*. 234, 642–655. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.067>.

ЕКОЛОГО-ІННОВАЦІЙНА ДІЯЛЬНІСТЬ ПІДПРИЄМСТВ ЯК СКЛАДОВА ЧАСТИНА БІОЕКОНОМІЧНОГО РОЗВИТКУ

Літвак О.А.

Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова
пр. Героїв України, 9, 54025, м. Миколаїв
olya.litvak@gmail.com

Розглянуто пріоритетні напрями розвитку біоекономіки. Розвиток біоекономіки передбачає перехід до нового технологічного укладу, в основі якого лежать процеси використання біологічних матеріалів, технологій та послуг, здатних забезпечити стійке зростання. Визначено, що концепція біоекономіки тісно пов'язана з розвитком і впровадженням екологічних інновацій. Наведено сутність поняття «екологічні інновації». Виділено основні принципові властивості екологічних інновацій. Зазначено категорії екологічних інновацій за метою їх впровадження. Досліджено динаміку обсягів капітальних інвестицій, спрямованих на природоохоронні заходи, і проведено аналіз динаміки впровадження промисловими підприємствами нових маловідходних, ресурсозберігаючих технологічних процесів в Україні за період 2010–2019 роки. Наведені дані демонструють відносно низьку зацікавленість українського бізнесу в розвитку інноваційних процесів і впровадженні природоохоронних високотехнологічних розробок. Вказано основні стимулюючі чинники, що сприяють активізації еколого-інноваційної діяльності підприємств і організацій. Екологічна інноваційна діяльність підприємства може включати в себе два напрямки. Перший напрямок пов'язаний із підвищенням екологічної безпеки процесу виробництва. Другий напрямок пов'язаний із результатами виробничої діяльності, тобто з виробленням екологічно безпечної продукції або послуг. Обґрунтовано економічні, екологічні та соціальні ефекти від впровадження екологічних інновацій на підприємстві. Розглянуто проблеми, що створюють перешкоди при розробці, впровадженні та використанні екологічних інновацій на рівні окремих підприємств і компаній. Зазначено, що розробка і впровадження екологічних інновацій вимагає постійного контролю і управління. Впровадження екологічних інновацій на підприємствах сприяє зменшенню матеріальних і операційних витрат, покращенню якості продукції, збільшенню прибутку, створенню позитивного іміджу та підвищенню конкурентоспроможності підприємств. При цьому інновації у природоохоронній діяльності підприємств виступають основним фактором переходу до біоекономічного розвитку і «озеленення» економіки.
Ключові слова: біоекономіка, сталий розвиток, екологічні інновації, капітальні інвестиції, природоохоронна діяльність підприємств, екологічна безпека.

Ecological and innovative activity of enterprises as a component of bioeconomic development. Litvak O.

The priority fields of bioeconomical development have been considered. The development of the bioeconomy involves the transition to a new technological system, which is based on the processes of using biological materials, technologies and services that can ensure sustainable growth. It has been determined that the concept of bioeconomy is closely related to the development and implementation of ecological innovations. The essence of the concept of “ecological innovations” has been mentioned. The main fundamental properties of ecological innovations have been distinguished. The categories of ecological innovations have been specified for the purpose of their establishment. The dynamics of capital investments volumes aimed at environmental protection measures has been studied and the implementation dynamics of new low-waste, resource-saving technological processes by industrial enterprises has been analyzed in Ukraine for the period of 2010–2019. The given data indicates the relatively low interest of Ukrainian business in the development of innovation processes and the implementation of high-tech environmental developments. The main stimulating factors contributing to the intensification of ecological and innovative activities of enterprises and organizations have been specified. It has been substantiated that ecological innovative activity of the enterprise can include two spheres. The first sphere is related to the improvement of ecological safety of the production process. The second sphere is related to the results of production activities, i.e. the production of environmentally safe products or services. The economic, ecological, and social effects of the establishment of ecological innovations at an enterprise have been determined. The problems that create obstacles in the development, implementation and use of environmental innovations at the level of individual enterprises and companies have been considered. It has been noted that the development and implementation of environmental innovations requires continuous control and management. The establishment of environmental innovations in enterprises helps reduce material and operating costs, improve product quality, increase profits, create a positive image, and enhance the competitiveness of enterprises. At the same time, innovations in the environmental activities of enterprises are the main factor of the transition to bioeconomic development and the “greening” of the economy. *Key words:* bioeconomy, sustainable development, ecological innovations, capital investments, environmental protection activity of enterprises, ecological safety.

Постановка проблеми. Екологічно орієнтоване зростання економіки, збереження біорізноманіття та природних ресурсів є одним з пріоритетних напрямів розвитку України. Для формування ефективною системи регулювання економіки необхідним є перехід до нової моделі виробництва, орієнтованої на досягнення і утримання конкурентоспроможності

вітчизняних підприємств шляхом перетворення екологічних факторів в головний для цього інструмент.

На сучасному етапі економічного розвитку значна увага приділяється біоекономіці з метою забезпечення сталого розвитку. Термін «біоекономіка» розглядається є двох основних значеннях: наука і сектор економіки. Найбільш поширеними є поняття біое-

кономіки, заснованої на знаннях (knowledge-based bio-economy), і економіки, заснованої на біоресурсах (bio-based economy). Біоекономіка – це економіка, заснована на системному застосуванні біотехнологій, які використовують поновлювану біологічну сировину. Основні матеріали для такої економіки, хімічні речовини та енергія отримуються з поновлюваних біологічних ресурсів, джерел тваринного і рослинного походження [1].

В екологічному аспекті біоекономіка може розглядатися як засіб гармонізації відносин між природою і суспільством. Застосування біотехнологій сприяє вирішенню важливих проблем, з якими в даний час стикається людство: продовольча безпека, якість охорони здоров'я, деградація навколишнього середовища і проблеми, пов'язані з вичерпанням енергетичних, сировинних і інших природних ресурсів.

Актуальність досліджень. Перехід до біоекономічного розвитку набуває все більшої популярності і викликає масштабний інтерес у різних країнах світу. Біоекономіка, в першу чергу, сприяє економічному прогресу і здатна забезпечити зростання внутрішнього валового продукту, створення нових робочих місць для населення, зменшуючи при цьому антропогенне навантаження на довкілля.

Технології, що дозволяють ефективно вирішувати екологічні проблеми і сприяють біоекономічному розвитку, вимагають не тільки інноваційних інженерних ідей, а й інноваційних підходів в управлінні і організації всіх сфер суспільного життя. Таким чином, біоекономіка тісно взаємопов'язана з розробкою і впровадженням екологічних інновацій, які виступають певним фундаментом і важливою складовою частиною у процесі переходу до сталого розвитку.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. У зв'язку з активним переходом країн світу до інноваційного типу економіки, за якого основна доля валового внутрішнього продукту забезпечується виробництвом і реалізацією наукоємної продукції, представляє інтерес питання забезпечення стійкого розвитку держави, регіонів та підприємства за рахунок впровадження інновацій.

У 2012 р. Європейською Комісією було затверджено документ «Інновації для сталого зростання: біоекономіка для Європи», що обґрунтовує важливість імплементації в національній економіці високіх технологій, перспектив їхнього використання та зменшення негативного впливу на навколишнє середовище. Стратегія біоекономіки, запропонована Європейською Комісією, та її План дій мають на меті прокласти шлях до більш інноваційного, ресурсозберігаючого та конкурентоспроможного розвитку, яке узгоджує продовольчу безпеку зі стійким використанням відновлюваних ресурсів у промислових цілях, одночасно забезпечуючи захист навколишнього середовища [2].

Аналіз останніх публікацій та досліджень. Актуальним проблемам екологічної та економічної безпеки присвячено значну кількість праць відомих науковців. Питанням біоекономічного розвитку та управління природокористуванням приділяли увагу в своїх роботах І.В. Дульська, О.Г. Макачук, М.П. Талавира. Значний вклад у дослідження аспектів розвитку екологічної інноваційної діяльності як ефективного методу управління економікою підприємств внесли такі зарубіжні та вітчизняні вчені, як: П. Джеймс, К. Фаслер, Р. Кемп, Е. Арундел, О.О. Веклич, Т.П. Галушкіна, С.М. Ілляшенко, Л.Г. Мельник, О.І. Карпіщенко, О.В. Прокопенко, О.В. Ульяновченко та інші.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, яким присвячується означена стаття. Нерозривний зв'язок біоекономічного розвитку і інноваційної діяльності пояснюється прагненням підприємств до сталого розвитку, зміцненням ринкових позицій, що передбачає необхідність врахування екологічного чинника з метою формування конкурентних переваг. Тому проблеми екологічних інновацій вимагають подальшого вивчення, методологічного обґрунтування, а також пошуку результативних підходів у практичному застосуванні на рівні підприємств.

Новизна. Проведено аналіз тенденцій впровадження на промислових підприємствах України інновацій природоохоронного спрямування та обґрунтовано позитивні ефекти від еколого-інноваційної діяльності підприємств, яка спрямована на забезпечення екологічної безпеки виробництва, підвищення конкурентоспроможності і сприяє біоекономічному розвитку країни.

Виклад основного матеріалу. Біоекономічний розвиток має значні економічні, соціальні та екологічні переваги. Можна виділити наступні пріоритетні напрями в процесі розвитку біоекономіки: підвищення енергоефективності; виробництво енергії за рахунок використання відновлюваних джерел енергії; зниження ресурсоємності продукції; зниження обсягів викидів в навколишнє середовище шкідливих речовин і парникових газів; підвищення ступеня переробки відходів виробництва і споживання; відновлення деградованих земель та підвищення продуктивності сільського господарства зі скороченням використання пестицидів і гербіцидів; збільшення лісистості території; збільшення площі особливо охоронюваних природних територій; підвищення освітнього рівня населення; скорочення бідності і скорочення різниці між мінімальними і максимальними доходами населення тощо [3].

Таким чином, розвиток біоекономіки передбачає перехід до нового технологічного укладу, в основі якого лежать процеси використання біологічних матеріалів, технологій та послуг, здатних забезпечити стійке зростання (рис. 1).



Рис. 1. Пріоритетні напрями розвитку біоекономіки

Наразі в Україні біоекономіка тільки набирає обертів і ефективно розвивається в тих галузях, де нові біотехнологічні проекти органічно впроваджуються на діючих підприємствах. Як показує практика, в Україні найбільш активно впроваджуються біотехнології на підприємствах аграрно-промислового сектору, лісопереробної промисловості та в галузі біоенергетики і виробництва біопалива.

Чинниками, що уповільнюють процес біоекономічного зростання, можуть виступати: відсутність інноваційного потенціалу, технологічні перешкоди, недостатній попит на інноваційну продукцію, відсутність наукових розробок і, в цілому, низька економічна віддача від екологічно орієнтованих нововведень.

У науковій літературі існує ряд визначень поняття «екологічна інновація». Одними з перших її запропонували К. Фюсслер і П. Джеймс [4], які визначають екологічні інновації як «нові продукти і процеси, які забезпечують цінність для клієнтів і бізнесу та значно зменшують вплив на навколишнє середовище». Аналогічним чином Р. Кемп і П. Пірсон визначають екологічну інновацію як «виробництво, освоєння або використання нових підходів для орга-

нізації продукту, виробничого процесу, послуги або методу управління або підприємницької діяльності, які призводять протягом усього життєвого циклу до зниження екологічного ризику, забруднення та інших негативних наслідків використання ресурсів (включаючи використання енергії) в порівнянні з відповідними альтернативами» [5].

Наступне змістовне наповнення надають даному поняттю Н.М. Андрєєва і О.М. Мартинюк, які визначають екологічні інновації як «кінцевий результат діяльності щодо створення і використання еколого-орієнтованих нововведень, реалізованих у вигляді вдосконалених або нових екологічних товарів (виробів або послуг), технологій їх виробництва, методів управління на всіх стадіях виробництва і збуту товарів, які сприяють розвитку і підвищенню соціально-економічної ефективності функціонування підприємств, забезпечення ресурсно-екологічної безпеки та охорони навколишнього середовища» [6].

Практично всі автори відзначають основною особливістю екологічних інновацій забезпечення взаємодії економічного розвитку і навколишнього середовища. З огляду на зазначене можна виділити основні принципи властивості екологічних інновацій [7]:

- об'єктами екологічної інновації може бути продукт, послуга, процес або метод;
 - екологічні інновації повинні бути конкурентоспроможними на ринку;
 - екологічні інновації тією чи іншою мірою спрямовані на зниження негативного впливу на довкілля, а в оптимальному випадку мають нульовий вплив або оберігають від будь-яких негативних ефектів;
 - охоплюють всі фази ланцюга створення доданої вартості (постачання, виробництво, поширення, споживання) і життєвого циклу продукту;
 - їх впровадження мотивовано економічними або екологічними цілями;
 - впровадження екологічних інновацій розглядається на рівні підприємства.
- У даний час у науковій літературі існує значна кількість варіантів класифікацій екологічних інновацій, в основу яких закладено різні ознаки. Сутність екологічних інновацій із точки зору мети їх впровадження найбільш повно розкриває класифікація, яку запропонували вчені Е. Арундел і Р. Кемп [8].

Екологічні інновації поділяються на чотири категорії: екологічні технології; організаційні інновації для навколишнього середовища; інноваційні продукти та послуги, що забезпечують екологічні переваги; інновації зелених систем (табл. 1).

Одним із головних чинників біоекономічного розвитку є взаємодія інновацій і інвестицій, які повинні стати основою сталого зростання, що згодом призведе до виникнення нових економічних можливостей. Впровадження інноваційних технологій і технологічне переозброєння застарілого природоохоронного обладнання вимагає значних фінансових вкладень. Нестача інвестиційних ресурсів є системною проблемою підприємств України у здійсненні заходів щодо охорони навколишнього середовища. Дуже часто власники промислових підприємств сприймають екологічні інновації як економічно не вигідні значні фінансові вкладення. Більшість компаній орієнтовані на короткострокові інвестиції і отримання швидкого прибутку, а витрати, пов'язані із впровадженням екологічних інновацій, є досить високими.

Таблиця 1

Категорії екологічних інновацій за метою їх впровадження

Категорії екологічних інновацій		Екологічні інновації, що входять до категорії
A	Екологічні технології Environmental technologies	<ul style="list-style-type: none"> – технології контролю забруднення, включаючи технології очищення стічних вод; – технології очищення атмосферного повітря від забруднюючих речовин; – більш чисті технологічні процеси: нові виробничі процеси, які менше забруднюють та/або ефективніше використовують ресурси; – обладнання та технології поводження з відходами; – моніторинг навколишнього середовища та контрольовано-вимірвальні прилади; – зелені енергетичні технології; – постачання води; – контроль шуму та вібрації.
B	Організаційні інновації для навколишнього середовища Organizational innovation for the environment	<ul style="list-style-type: none"> – схеми запобігання забрудненню довкілля; – системи екологічного менеджменту та аудиту: офіційні системи управління навколишнім середовищем, що включає вимірювання, звітування та відповідальність за вирішення питань використання матеріалів, енергії, води та відходів (наприклад, EMAS та ISO 14001); – мережеве управління: співпраця між компаніями з метою раціонального використання сировини і матеріалів, зниження або уникнення екологічної шкоди матеріалів і щоб уникнути екологічної шкоди протягом всього життєвого циклу продукту.
C	Інноваційні продукти та послуги, що забезпечують екологічні переваги Product and service innovation offering environmental benefits	<ul style="list-style-type: none"> – нові або екологічно покращені товари (продукти, послуги), включаючи екобудинки та будівництво; – зелені фінансові продукти (наприклад, екологічна оренда або «зелена» іпотека); – екологічні послуги: поводження з твердими та небезпечними відходами, стічними водами, екологічний консалтинг, випробування та інжиніринг, інші послуги з тестування та аналізу; – послуги, спрямовані на зниження забруднення навколишнього середовища та оптимального розподілу ресурсів.
D	Інновації зелених систем Green system innovations	<ul style="list-style-type: none"> – альтернативні системи виробництва та споживання, які більш екологічно безпечні, ніж існуючі системи: біологічне землеробство та енергетична система, що базується на відновлюваних джерелах енергії тощо.

За результатами аналізу статистичних даних визначено, що питома вага капітальних інвестицій, спрямованих на природоохоронні заходи за період 2010–2019 рр., коливається в межах 1,5–3,7%. За досліджуваний період найвище значення спостерігалось у 2016 – 13390,5 млн. грн. Далі, у 2017–2018 рр., спостерігається погіршення показника, і в 2019 р. показник збільшився, і питома вага інвестицій на природоохоронні заходи складає 2,6% [9]. Таке співвідношення між загальним обсягом інвестицій і інвестуванням природоохоронної діяльності свідчить про те, що охорона навколишнього середовища не є пріоритетним напрямком фінансових вкладень.

Низька активність в інноваційних процесах пояснюється також тим, що в Україні не врегульовані механізми стимулювання, які б спонукали компанії до впровадження екологічних інноваційних технологій. У Законі України «Про охорону навколишнього природного середовища» позначена можливість «надання пільг при оподаткуванні підприємств в разі реалізації ними заходів щодо раціонального використання природних ресурсів та охорони навколишнього природного середовища, при переході на маловідходні і ресурсо- і енергозберігаючі технології, організації виробництва і впровадженні очисного обладнання і устаткування для утилізації та знешкодження відходів ...» [10]. У Законі України «Про інноваційну діяльність» також передбачено встановлення пільгового оподаткування суб'єктів інноваційної діяльності [11]. Однак застосування подібних стимулюючих заходів не має широкого практичного застосування.

За результатами аналізу інноваційної діяльності промислових підприємств України можна також зазначити, що значної позитивної динаміки показників природоохоронної діяльності не спостерігається. За даними Держслужби статистики України, загальна кількість впроваджених нових технологічних процесів у 2019 році становила 2 318, що на 15,8% більше порівняно з 2018 роком. Питома вага технологічних процесів екологічного спрямування в загальній кількості впроваджених інновацій у 2019 р. складає 37% [9; 12]. Відбулося зниження екологічної інноваційної діяльності порівняно з 2018 роком, коли питома вага впроваджених нових маловідходних, ресурсозберігаючих технологічних процесів складала 46,4%.

У загальній кількості промислових підприємств України у 2019 р. питома вага підприємств, що впроваджували інновації (продукцію, технологічні процеси), складає 13,8%. У 2018 р. цей показник становив 15,6%, тобто 739 підприємства. Із них тільки 224 підприємства впроваджували екологічні інновації, що становить 4,7% від загальної кількості промислових підприємств України. Таким чином, серед промислових підприємств, які займалися інноваційною діяльністю у 2018 р., питома вага підприємств, що впроваджували нові маловідходні і ресурсозберігаючі технології, становить 30,3%.

Наведені дані демонструють відносно низьку зацікавленість українського бізнесу в розвитку інноваційних процесів і впровадженні високотехнологічних розробок. У той час як у розвинених країнах частка підприємств і організацій, що впроваджують екологічні інновації, становить близько 70–80% [13].



Рис. 2. Динаміка обсягів капітальних інвестицій на охорону навколишнього природного середовища в Україні



Рис. 3. Динаміка кількості впроваджених технологічних процесів екологічного спрямування в Україні

Основними стимулюючими чинниками, що сприяють активізації еколого-інноваційної діяльності підприємств, можуть служити:

- необхідність забезпечення відповідності виробництва вимогам природоохоронного законодавства, сучасним технічним регламентам, екологічним нормативам і галузевим стандартам;
- можливість отримання державних грантів, субсидій або інших фінансових заохочень за впровадження екологічних інновацій;
- відповідність вимогам сучасного конкурентного ринкового середовища, що змушує впроваджувати екологічні інновації;
- вимоги, що висувуються діловими партнерами, постачальниками і виробниками комплектуючих, а також споживачами;
- принципова позиція щодо забезпечення екологічної безпеки і охорони довкілля під час ведення господарської діяльності.

У розвинених країнах еколого-інноваційною діяльністю частіше займаються малі підприємства. Усі види діяльності екологічно орієнтованого малого бізнесу можна віднести до інновацій природоохоронного характеру, оскільки вони спрямовані на досягнення екологічно сталого розвитку. До них відносяться маркетингові послуги, спрямовані на вивчення потреб у природоохоронному обладнанні, приладах, матеріалах і інших матеріально-технічних ресурсах; роботи і послуги з установки, технічного обслуговування і ремонту контрольно-вимірювального та іншого обладнання природоохоронного призначення; роботи і послуги щодо поводження з відходами; рекультивация порушених земель; послуги, пов'язані із проведенням

оцінки впливу на довкілля, екологічної стандартизації і екологічного аудиту, послуги з екологічного навчання, перепідготовки кадрів, підвищення кваліфікації [14].

Еколого-інноваційна діяльність підприємства може включати в себе два напрямки. Перший напрямок пов'язаний із підвищенням екологічної безпеки процесу виробництва. Другий напрямок пов'язаний із результатами виробничої діяльності, тобто з виробленням екологічно безпечної продукції (послуг).

Екологічні інновації тісно пов'язані із системою екологічного менеджменту, що допомагає компаніям включати екологічні питання у свої стратегії з метою створення або зміцнення своїх конкурентних переваг. Екологічно чисті продукти і технологічні інновації не тільки знижують негативний вплив на навколишнє середовище, але і підвищують економічні і соціальні показники компанії за рахунок енергоефективності, ресурсозбереження, зниженні витрат і покращення умов праці. Крім того, інноваційні продукти покращують становище на ринку і залучають нових клієнтів. Таким чином, упровадження екологічних інновацій дозволяє підприємствам отримати позитивні економічні, екологічні та соціальні ефекти від своєї діяльності (рис. 4).

Безперечно, можуть виникати проблеми, що створюють перешкоди під час розроблення, впровадження та використання екологічних інновацій на рівні окремих підприємств і компаній, а саме:

- значні капітальні вкладення під час впровадження екологічних інновацій;
- недостатня кількість власних фінансових ресурсів і необхідність залучення довгострокових інвестицій;

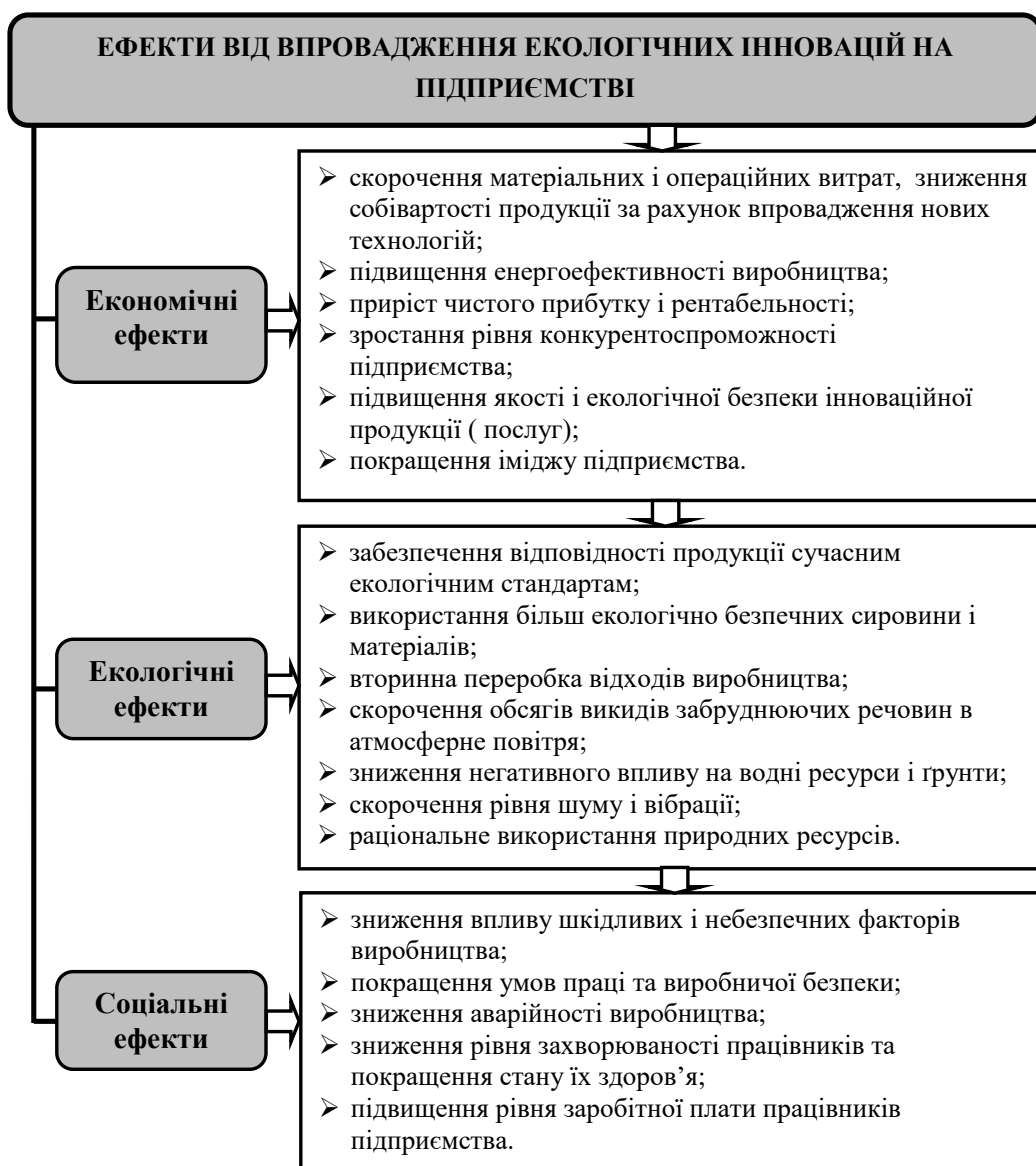


Рис. 4. Ефекти від впровадження екологічних інновацій на підприємстві

- зношеність основних фондів;
- тривалий період окупності ряду екологічних інновацій;
- відсутність або нестача кваліфікованих кадрів (менеджерів);
- високий рівень інноваційних і підприємницьких ризиків.

Під час оцінки ступеня впливу різних типів впроваджених екологічних інновацій на комплексний розвиток підприємства в розрахунок приймаються різні категорії, починаючи від використання різних факторів виробництва (матеріалів, сировини, трудові ресурси), включаючи фактори ринків збуту, ринкової стратегії організації, і закінчуючи найважливішими властивостями продукції, з точки зору споживачів і виробників. Невід'ємною частиною оцінки результативності інноваційної діяльності організації є фактори, які оцінюють екологічний ефект від впровадження різних типів

інновацій. Зокрема, виділяються результати, пов'язані з підвищенням ефективності виробничих процесів й іншої діяльності за рахунок зниження і оптимізації ресурсного споживання та інших операційних витрат, зі зниженням шкідливого впливу діяльності організації на навколишнє середовище і підвищенням екологічної безпеки діяльності [15].

Кінцевою метою впровадження екологічних інновацій є створення стійкої системи, за якої покриваються не тільки експлуатаційні витрати, пов'язані з поточним виконанням робіт, наданням послуг, а й можливість активно проводити природоохоронну діяльність і інвестувати в нові ресурсо- і енергозберігаючі проекти.

Головні висновки. Для формування і розвитку біоекономіки необхідний комплексний підхід, що застосовується у сфері виробництва, у сфері регулювання і у сфері споживання та сприяє не тільки

економічному зростанню, а й раціональному природокористуванню і збереженню біорізноманіття. При цьому інновації у природоохоронній діяльності підприємств виступають основним фактором переходу до біоекономічного розвитку і «озеленення» економіки. Розробка і впровадження екологічних інновацій вимагає постійного контролю і управління. Упровадження екологічних інновацій на підприємствах сприяє зменшенню матеріальних і операційних витрат, покращенню якості продукції, збільшенню прибутку, створенню позитивного іміджу та підвищенню конкурентоспроможності підприємств.

Основною особливістю екологічних інновацій можна вважати системний характер впливу екологічних факторів на підприємства, оскільки вони будуть різною мірою впливати на всі підсистеми

і процеси управління в компаніях, а також впливати на всі компоненти їх внутрішнього і зовнішнього середовища. Характер і ступінь цього впливу різний для кожної галузі промисловості і для кожної компанії.

Впровадження екологічних нововведень вимагає створення сукупності умов: приведення діяльності підприємства у відповідність до екологічних стандартів і вимог; розробка і виробництво нових якісних екологобезпечних продуктів і послуг, формування сучасних бізнес-моделей з урахуванням комплексу природоохоронних заходів. Для кожного етапу характерні свої проблеми, рішення яких є необхідним фактором для подальшого розвитку підприємства і підвищення рівня екологічної безпеки як окремих регіонів так і всієї країни.

Література

1. Brunori G. Biomass, Biovalue and Sustainability: Some Thoughts on the Definition of the Bioeconomy. *EuroChoices*, 2013, vol. 12, no.1, P. 48–52.
2. Innovating for sustainable growth. A bioeconomy for Europe. European Commission. Brussels, 2012. 60 p.
3. Bracco S., Calicioglu O., San Juan M., Flammini A. Assessing the contribution of bioeconomy to the total economy: a review of national frameworks. *Sustainability*. 2018. Vol. 10(6). P. 1–17.
4. Fussler C., James P. Driving Eco-Innovation: A Breakthrough Discipline for Innovation and Sustainability. London : Pitman Publishing, 1996. 364 p.
5. Kemp R., Pearson P. Final Report Mei Project about Measuring Eco-Innovation. UM-MERIT, 2007. 120 p.
6. Андреева Н.Н., Мартынюк Е.Н. Экологические инновации и инвестиции: сущность, системология. Вісник Хмельницького національного університету. 2011. № 2. Т. 2. С. 205–209.
7. Schiederig T., Tietze F., Herstatt C. Green innovation in technology and innovation management – an exploratory literature review. *R&D Management*. 2012. Vol. 42. P. 180–192.
8. Arundel A., Kemp R. Measuring eco-innovation. Working paper series. United Nations University, UNU-MERIT. 2009. № 17. 40 p.
9. Державна служба статистики України. URL : <http://www.ukrstat.gov.ua>.
10. Про охорону навколишнього середовища. Закон України № 1264-ХІІ від 25.06.1991 (редакція від 07.06.2020) / Верховна Рада України. URL : <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1264-12#Text> (дата звернення: 02.09.2020).
11. Про інноваційну діяльність. Закон України № 40-IV від 04.07.2002 (редакція від 05.12.2012) / Верховна Рада України. URL : <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/40-15/ed20121205#Text> (дата звернення: 02.09.2020).
12. Наукова та інноваційна діяльність України. Статистичний збірник 2018. Державна служба статистики України. Київ, 2019. 108 с.
13. Горбач Л.М. Екологічні інновації як визначальний елемент нової моделі природокористування. *Економіка природокористування і охорони довкілля: Зб. наук. пр.* Київ : ДУ ІЕПСР НАН України, 2013. С. 89–94.
14. Rozkrut D. Measuring eco-innovation: Towards better policies to support green growth. *Folia Oeconomica Stetinensia*. 2014. № 14. P. 137–148.
15. Ветчинкина Е.В. Методологические основы концепции экологических инноваций. *Анализ потенциала инновационного экологически устойчивого развития экономики региона: коллективная монография* / Под редакцией П.А. Кирюшина и О.В. Кудрявцевой. Москва : ТЕИС, 2013. С. 40–63.

ЗАГАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

УДК 631.445.1.550.378

DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.5-32.5>

ВПРОВАДЖЕННЯ ДРЕНАЖНО-СОРБЦІЙНИХ СИСТЕМ НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТОРФОВИХ ҐРУНТАХ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

Біда П.І., Рудько О.М., Малимон С.С., Кушнірук О.М.

Рівненський коледж Національного університету біоресурсів і природокористування України
вул. Коперника, 44, 33001, м. Рівне

p.i.bida1976@gmail.com, o.rudko@ukr.net, stefania.malymon@gmail.com, o.m.kushniruk@gmail.com

У статті розглянуто проблему вертикальної міграції та накопичення радіонуклідів на торфових ґрунтах. Представлено польові дослідження з обґрунтування можливості використання дренажно-акумулюючих (сорбційних) систем для реконструкції дренажу в зоні Полісся. Встановлено, що радіологічний ефект радіоактивних випадів суттєво модифікований екологічними особливостями території Полісся, яка представлена лісовими і лучними, часто заболоченими ландшафтами, сформованими на лучно-болотних і торф'яно-болотних ґрунтах, тобто переважно на органогенних гідроморфних ґрунтах із низькою здатністю зв'язувати радіонукліди. Зазначені ґрунти характеризуються високим вмістом органічної речовини (20–60 %), низьким вмістом глинистих мінералів і мулової фракції та мікроелементів, кислою реакцією ґрунтового розчину й високою вологістю. Визначено, що ґрунт як основний компонент агроценозу помітно впливає на інтенсивність внесення радіоактивних речовин у кормові та харчові ланцюги. На акумуляцію радіонуклідів великий вплив має характер ґрунтового і рослинного покриву. На цілих ділянках природних луґів і пасовищ радіонукліди затримуються переважно у верхньому п'ятисантиметровому шарі, а на орних землях після обробітку розподіляються рівномірно по всьому орному шарі. Зазначено, що більш критичними в цьому плані є поширені на Поліссі торфові та глеєві ґрунти, для яких коефіцієнт переходу ^{137}Cs у ланці ґрунту-рослина становить 3–30, тоді як у дерново-підзолистих ґрунтах 0,2–7,6. Запропоновано дренажно-сорбційну систему, яка дає змогу акумулювати радіонукліди з торфових ґрунтів на глибині: верхній ярус до 50 см і нижній ярус до 100 см. Додатково дренажно-сорбційна система може акумулювати за допомогою фільтрів матеріальної дрени, які складаються з того самого матеріалу, що й верхній ярус. *Ключові слова:* дренажно-сорбційна система, ґрунт, радіонукліди, цезій-137, дрена, об'ємний органічний фільтр, фільтруючо-акумулюючий елемент, сорбент, розпушена смуга, акумулюючо-сорбційний елемент, лізиметр.

Introduction of drainage – sorption systems on radioactively contaminated peat soils of Polissya of Ukraine. Bida P., Rudko O., Malymon S., Kushniruk O.

The article considers the problem of vertical migration and accumulation of radionuclides on boggy soils. It presents field studies of possibility of use of drainage-accumulating (sorption) systems for drainage reconstruction in the Polissya zone. It is established that the radiological effect of radioactive fallout is significantly modified by ecological features of the territory in Polissya, which is represented by forest and meadow, often swampy landscapes formed on meadow-swamp and peat-swamp soils, which is mainly based on mainly organogenic radiculosis. These soils are characterized by a high content of organic substance (20–60 %), low content of clay minerals, silt fraction and trace elements, acid reaction of the soil solution and high humidity. It is determined that soil as the main component of agrocenosis significantly affects the intensity of inclusion of radioactive substances in feed and food chains. The nature of soil and vegetation has a great influence on the accumulation of radionuclides.

In virgin areas of natural meadows and pastures, radionuclides are retained mainly in the upper five-centimeter layer, and in cropland, after cultivation, they are evenly distributed throughout the plow layer. It is noted that peat and gley soils common in Polissya are more critical in this respect, for which the ^{137}Cs transition coefficient in the soil-plant link is 3–30, while in sod-podzolic soils 0.2–7.6. A drainage-sorption system is proposed, because it allows to accumulate radionuclides from peat soils at a depth exemplarily the upper tier up to 50 cm and the lower tier up to 100 cm. Additionally, the drainage-sorption system can accumulate with the help of material drain filters, which consist of the same material as the upper tier. *Key words:* drainage-sorption system, soil, radionuclides, cesium-137, drain, volumetric organic filter, filtering-accumulating element, sorbent, fluffy strip, accumulating-sorption element, lysimeter.

Постановка проблеми. Вивчення радіологічної ситуації в Західному Поліссі показало, що цей регіон характеризується високим коефіцієнтом переходу радіонуклідів із ґрунту до рослин, а потім – до організму людини (переважно через молоко). Загалом 46,4 % таких ґрунтів характеризується високою міграційною здатністю, з яких 38,3 % – торфобо-

лотні. Вміст радіаційного цезію в рослинах під час вирощування на таких землях у 10–30 разів більший порівняно з іншими зонами за такої щільності радіоактивного забруднення.

Регіон Українського Полісся відрізнявся найнижчим рівнем антропогенного навантаження і вважався одним із найбільш чистих в екологічному аспекті

регіонів. Водночас провінція Західного Полісся мала найкращі екологічні характеристики. Після аварії на Чорнобильській АЕС забруднення довкілля стало однією з домінуючих проблем, які потребують нагального розв'язання. Близько 40 000 км² території України зазнало радіаційного забруднення та віднесено до зон екологічного ризику. Основна кількість радіоактивного матеріалу випало на територію Українського і Білоруського Полісся. Фактор радіоактивного забруднення став визначальним під час організації сільськогосподарського виробництва таких територій.

Актуальність дослідження. Чорнобильська катастрофа призвела до забруднення величезних територій: тільки в Україні виявлено близько 1,24 млн га сільськогосподарських угідь із щільністю забруднення ¹³⁷Cs 1–15 Кі/км² [2]. Радіологічний ефект радіоактивних випадань суттєво модифіковано екологічними особливостями території Полісся, яка представлена лісовими та лучними, часто заболоченими ландшафтами, сформованими на лучно-болотних і торф'яно-болотних ґрунтах, тобто переважно на органогенних гідроморфних ґрунтах із низькою здатністю зв'язувати радіонукліди. Вони характеризуються високим вмістом органічної речовини (20–60 %) і дуже низьким вмістом глинистих мінералів, мулистої фракції та мікроелементів, кислою реакцією ґрунтового розчину ($\text{pH}_{\text{кел}} = 4,2\text{--}5,4$) і високою вологістю.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Вивченню способів зниження вмісту радіонуклідів на території зони Полісся України суттєву увагу приділили науковці Л. Кожушко, П. Скрипчук, І. Рагузіна, В. Живиця, О. Стахів, А. Гордійчук та багато інших.

За даними С. Веремеєнка, загальна площа забруднених земель становить 4,6 млн га, із них 3,1 млн га орних земель. У Рівненській області площа сільськогосподарських угідь, які забруднено цезієм-137, становить 329,3 тис. га, а саме: 172,1 тис. га мають щільність забруднення 0,1–1,0 Кі/км²; 145,7 тис. га – 1,0–5,0 Кі/км²; 11,5 тис. га мають щільність забруднення 5,0–15,0 Кі/км².

Згідно з чинним законодавством України сільськогосподарське виробництво дозволяється вести на землях зі щільністю забруднення не більше ніж 15 Кі/км² за ¹³⁷Cs, а на територіях, які характеризуються підвищеним переходом радіонуклідів із ґрунту в рослини (торфоболотні та перезволожені землі), – 5 Кі/км². За роки, що минули з моменту Чорнобильської катастрофи, короткоживучі ізотопи (I, Ce, Ru, ¹³⁴Cs), дія яких була значною мірою визначальною в початковий момент після аварії, встигли розпастися. Сьогодні найбільшу небезпеку для Полісся, яке належить до західного сліду, несе ¹³⁷Cs. Внутрішнє опромінення від цезію-137, який надходить із продуктами харчування, становить 50–95 % від повної дози опромінення [1].

Вміст радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища змінюється під впливом фізичного розпаду та екологічних факторів. Фізичний розпад ¹³⁷Cs відбувається приблизно за 30 років. Протягом 1999–2002 років розпалося лише 5 % радіонукліда, і цей процес істотно не змінив ситуації, але до 2001 року минуло 15 років після аварії і в довкіллі залишилося 70 % ¹³⁷Cs, що випало під час аварії [2].

Триває процес самодезактивації поверхневого шару ґрунту, але швидкість його незначна. Змивання ¹³⁷Cs, вміст водно-розчинної форми якого у ґрунтах не перевищує кількох відсотків, значно менше і становить 0,1 % за рік. Горизонтальна міграція радіонукліда не призведе до відчутного перерозподілу його в ландшафтах. За рахунок вертикальної міграції поверхневий шар ґрунтів очищається повільно. На органогенних торфових ґрунтах із малим вмістом фізичної глини значна частка ¹³⁷Cs перебуває у рухомій формі, здатній пересуватися вниз по профілю ґрунту. Глейовий горизонт водночас відіграє роль геохімічного бар'єра, в якому ¹³⁷Cs зв'язується з окисами важких металів, що перебувають в аморфному стані. Екологічний період напівочищення кореневого шару ґрунту співмірний із періодом напіврозпаду цезію або перевищує його, тому не варто сподіватися на швидку зміну коефіцієнта переходу.

Визначальною ланкою в можливому забрудненні людського організму через харчові ланцюги є міграція радіонуклідів у системі ґрунт – рослина. Процеси накопичення радіонуклідів рослинами з ґрунту залежать від багатьох факторів [3] і визначаються, зокрема, конкретним видом радіоізоотопу, його кількістю та формами перебування в ґрунті (обмінною, необмінною чи фіксованою), які залежать від типу ґрунту, його фізико-хімічного та гранулометричного складу, кислотності, стану та типу зволоження, присутності найближчих хімічних аналогів, а також визначаються глибиною залягання в шарі ґрунту та видовою належністю самої рослини. Сам рівень забруднення сільськогосподарської продукції прямо пропорційний щільності забруднення ґрунтів. Значна частина досліджень залишає поза увагою впровадження дренажно-сорбційних систем на радіоактивно забруднених торфових ґрунтах.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Критичність ландшафтів Полісся з погляду інтенсивності міграції радіонуклідів у трофічних ланцюгах насамперед зумовлюється типом ґрунтів, до яких переважно належать торфові, торфово-глеєві і торфово-болотні. Вони характеризуються високим вмістом органічної речовини (20–60 %), дуже низьким вмістом глинистих мінералів і мулистої фракції, кислою реакцією ґрунтової рідини ($\text{pH}_{\text{кел}} = 4,2$ до 5,4) і високою зволоженістю. На таких ґрунтах коефіцієнти переходу радіоцезію в ланцюгу ґрунт – рослина можуть перевищувати в 4–18 разів відповідні значення на дерново-підзолистих ґрунтах. ґрунти

Полісся переважно не досить забезпечені поживними речовинами, зокрема калієм. У результаті здійснення контрзаходів у 1986–1993 рр. в Україні було меліоровано понад 1,5 млн га забруднених ґрунтів. Внесення вапна на забрудненій території в поєднанні з добривами дало змогу знизити вміст радіонуклідів у 2–2,5 разів.

Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями. У різних радіологічних ситуаціях, пов'язаних із внесенням радіонуклідів у сільськогосподарську сферу, їх акумуляція рослинами з ґрунту визначає вихідні масштаби надходження у трофічні ланцюги в системі радіоактивні опади – ґрунт – сільськогосподарські рослини – сільськогосподарські тварини – людина. З цим пов'язано винятково велике значення ланки ґрунту – рослинність у загальному циклі кругообігу радіонуклідів у наземному середовищі загалом і в агропромисловій сфері зокрема.

Ґрунти є одним із головних геохімічних бар'єрів на шляху міграції радіонуклідів у біосфері і нішею довготривалого перебування радіоактивних ізотопів після їх осідання на поверхню землі. Ґрунт є основним джерелом надходження й накопичення радіонуклідів у рослинах. Тому саме від особливостей взаємодії радіонуклідів із ґрунтом залежить рівень забруднення рослинницької продукції. Серед умов, що визначають рухомість радіонуклідів у ґрунтах, виділяють чотири групи факторів: погодно-кліматичні умови; склад, властивості та особливості генезису ґрунтів; хімічні та фізичні властивості радіонуклідів; властивості, дисперсність сполук, у складі яких радіонукліди надходять у доквілля. Проаналізувавши наявні на сучасному етапі заходи із запобігання впливу радіоактивних речовин на сільськогосподарську продукцію, ми дійшли висновку про недостатню їхню ефективність і високу вартість, що в сучасних умовах затримує їх впровадження у виробництво.

Отже, сучасні заходи із запобігання впливу радіоактивних речовин на сільськогосподарську продукцію не є досить ефективними і не можуть розв'язувати проблему комплексно. За даними В. Бистрицького та В. Савело, міграція радіонуклідів у торфових ґрунтах дійшла до глибини 80 см [4].

Новизна. Розроблена технологія з реконструкції дренажно-акумуляційних систем із додаванням у них сорбентів, які під час проходження радіоактивних елементів із ґрунтовою водою акумулюють радіоактивний ^{137}Cs на глибині 40–60 см у верхньому ярусі та додатково у фільтрах матеріальних дренажів, сприятиме виведенню шкідливих речовин із найбільш забруднених горизонтів ґрунту.

Методологія або загальнонаукове значення. Під час виконання роботи використовували як загальнонаукові, так і спеціальні методи досліджень: польовий – для проведення стаціонарних і короткострокових польових дослідів; аналітичний – для

визначення вмісту ^{137}Cs у ґрунті та рослинах; порівняльно-розрахунковий і статистичний для визначення економічної ефективності використання дренажно-сорбційних систем.

Отже, вивчення науково-методичних підходів впровадження дренажно-сорбційних систем на радіоактивно забруднених торфових ґрунтах, зумовлюють актуальність, своєчасність і нагальність наукового пошуку з безпосереднім урахуванням їхніх технічних умов і особливостей на сьогодні.

Виклад основного матеріалу. Нова дренажно-сорбційна система (рис. 1) являє собою розпушену багаторівневим робочим органом смугу шириною 0,3–0,4 м, глибиною 0,4–0,5 м, на дно якої вкладається довгомірний акумулюючо-сорбційний елемент циліндричної форми у вигляді сітчастої панчохи діаметром 80–150 мм, яка заповнена на шнековій установці органічними матеріалами природного походження (солома, тирса) з домішками сорбентів (глина, вермикуліт туфи, сапропель у сухому стані тощо).

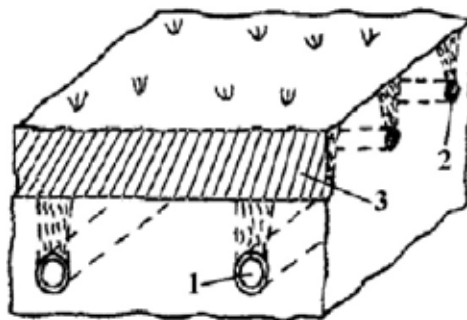


Рис. 1. Схема дренажно-сорбційної системи:
1 – дренаж з об'ємним органічним фільтром; 2 – фільтруючо-акумуляційний елемент із сорбентом; 3 – розпушена смуга

Вона складається з трубчастої дренажі 1 з об'ємним дренажним фільтром та фільтруючо-акумуляційних елементів 2, які розташовані на дні розпушеної смуги 3, при чому як наповнювач використовуються фільтруючі матеріали і сорбенти. Розроблена методика з реконструкції дренажно-акумуляційних систем із додаванням у них сорбенту (вермикуліт), який під час проходження радіоактивних поверхневих вод акумулює радіоактивний ^{137}Cs на глибині 40–60 см і не дає можливості проникнення радіоактивного цезію в ґрунтові води, водоїми та рослини.

Метою досліджень була перевірка працездатності дренажно-сорбційної системи, яка дасть змогу акумулювати радіонукліди з торфових ґрунтів на глибині: верхній ярус – до 50 см і нижній ярус – до 100 см.

Польові дослідження проводилися на балансово-лізіметричній станції Інституту сільського господарства Полісся (с. Грозіно, Коростенський район Житомирська обл.) на лізіметрах із непорушною структурою ґрунту. Робота лізіметричних пристроїв

аналогічна дії дренажно-акумуляуючій (сорбційній) системі меліорованих земель. Для цього було проведено досліді в шести стаціонарних лізіметричних установках із дренажно сорбційними елементами, які було закладено на глибині 40 см (3 лізіметри з мінеральним ґрунтом і 3 лізіметри з органічним ґрунтом) з не порушеною структурою.

На лізіметрах із мінеральним ґрунтом дослідження проводилися за трьома етапами:

- у перший контрольний лізіметр № 2 закладено ґрунт із фільтруючо-акумуляуючим елементом без сорбенту (вермикуліт) і з визначенням середньо багаторічної норми опадів;
- у другий лізіметр № 4 закладено ґрунт із фільтруючо-акумуляуючим елементом і сорбентом (вермикуліт) і з визначенням фактичних опадів;
- у третьому лізіметрі № 8 ґрунт також із фільтруючо-акумуляуючим елементом і сорбентом (вермикуліт), але з визначенням штучних опадів (плюс 50 % багаторічних опадів).

За даними, проведеними на мінеральних ґрунтах, було побудовано графік (рис. 2). На наступних трьох

лізіметрах було закладено торфові ґрунти за такою схемою:

- перший лізіметр № 20 з органічним ґрунтом був контрольним із фільтруючо-акумуляуючим елементом без сорбенту (вермикуліт) із режимом зрошення фактичних опадів;
- другий лізіметр № 23 з органічним ґрунтом було закладено з фільтруючо-акумуляуючим елементом і сорбентом (вермикуліт) із режимом зрошення фактична кількість опадів;
- третій лізіметр № 25 з органічним ґрунтом було закладено з фільтруючо-акумуляуючим елементом і сорбентом (вермикуліт) із режимом зрошення – перезволожений період. За даними, проведеними на торфових ґрунтах, було побудовано графік (рис. 3).

Саме акумуляція ^{137}Cs на мінеральних ґрунтах (лізіметр № 4) становила 60 % (рис. 2). Акумуляція ^{137}Cs на торфових ґрунтах (лізіметр № 23) становила 80 % (рис. 3).

Головні висновки. Проведені дослідження підтверджують ефективність дренажно-акумуляуючих систем для поліпшення сільськогосподарських угідь,

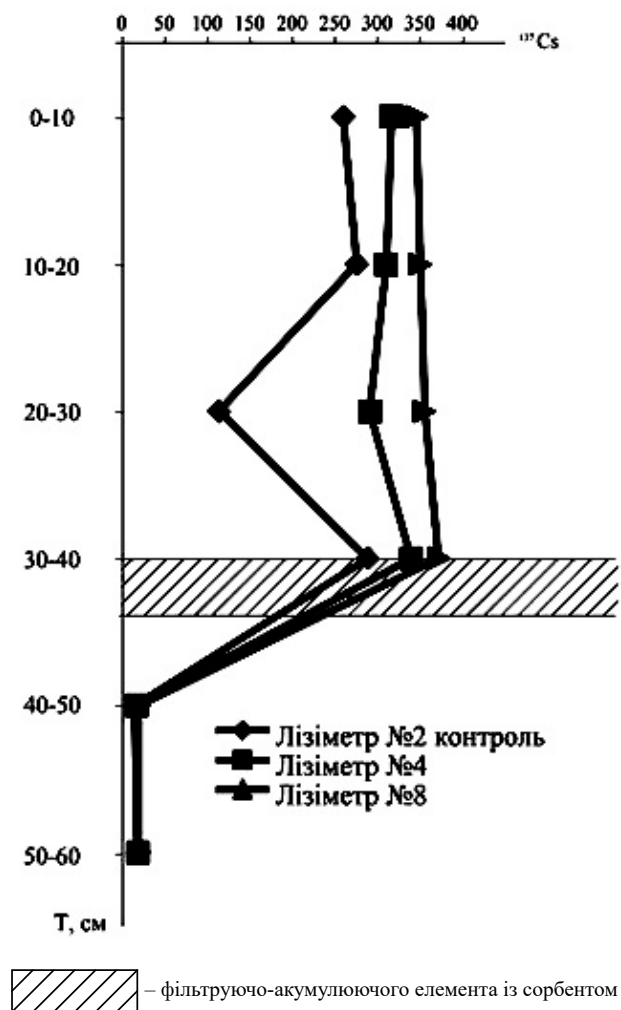


Рис. 2. Дослідження радіоактивного ^{137}Cs (Бк/кг) на мінеральних ґрунтах

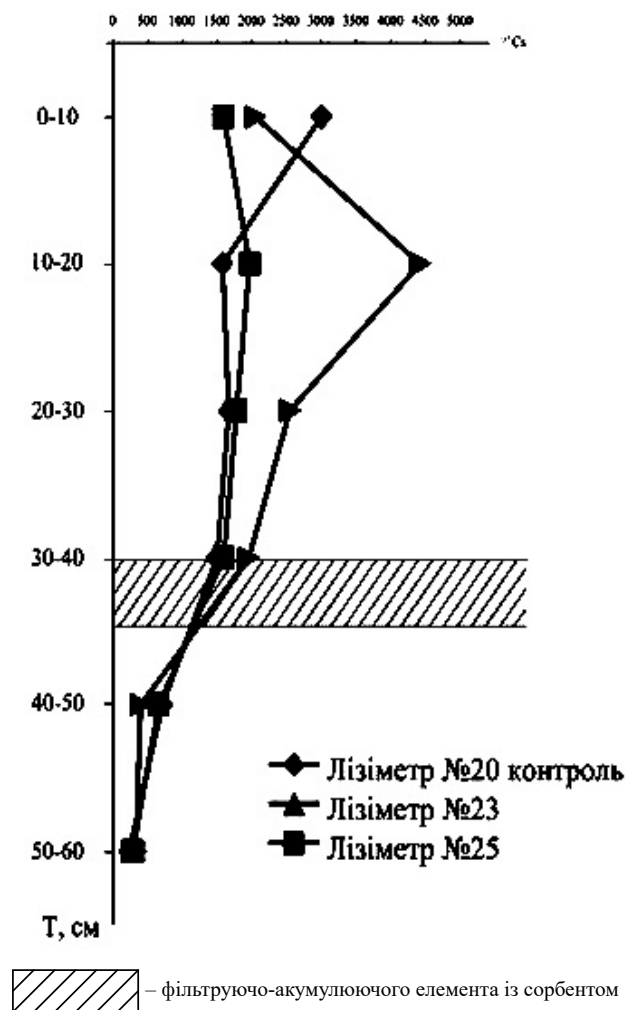


Рис. 3. Дослідження радіоактивного ^{137}Cs (Бк/кг) на торфових ґрунтах

забруднених цезієм. Додатково дренажно-сорбційна система може акумулювати за допомогою фільтрів матеріальної дрени, які складаються з того самого матеріалу, що й верхній ярус. У лабораторних умовах додатково вивчено використання туфів, мергелів, вермикуліту та інших матеріалів як сорбентів для того, щоб зменшити вартість таких дренажно-сорбційних систем. Ефективність у лабораторних умовах становить від 50 % до 65 %.

Перспективи використання результатів дослідження. Результати польових досліджень показали, що під час використання сорбенту (вермикуліт) у фільтруючо-акумулюючо сорбційній системі проходить акумулювання, на торфових ґрунтах ^{137}Cs – до 80 %, а на мінеральних ^{137}Cs – до 60%, що, відповідно, запобігає меншому потраплянню в ґрунтові води, водойми та рослини радіоактивного цезію.

Література

1. Пристер Б.С. та ін. Проблемы применения контрмер в сельском хозяйстве в ранние и отдельные периоды после аварии на ЧАЭС. *Вісник аграрної науки*. 1999. № 5. С. 5–11.
2. Пристер Б.С. та ін. Реабилитация сельскохозяйственных территорий, загрязненных при аварии на ЧАЭС. *Вісник аграрної науки*. 2001. № 4. С. 69–77.
3. Грабовський В.А., Дзедзелюк О.С., Охріменко С.В. Забруднення цезієм-137 представників флори західного регіону України. *Екотехнології и ресурсосбережение*. 2000. № 2. С. 60–64.
4. Савело В.І., Бистрицький В.С. Вивчення впливу способів обробітку ґрунту, добрив, та меліорантів на продуктивне довголіття травостоїв та їх забруднення радіонуклідами на торфово-болотних ґрунтах Центрального Полісся України. Рівне : НУВГ, 2000. 103 с.

ОСОБЛИВОСТІ КІЛЬКІСНОГО ВМІСТУ ПРООКСИДАНТІВ ТА АНТИОКСИДАНТІВ У ТКАНИНАХ КОРЕНЕПЛОДІВ *DAUCUS CAROTA L.*

Боброва М.С.¹, Ворона С.О.², Ульдякова Л.А.³

¹Центральноукраїнський державний педагогічний університет імені Володимира Винниченка
вул. Шевченка, 1, 25006, м. Кропивницький

²Кіровоградський науково-дослідний експертно-криміналістичний центр МВС України
вул. Вокзальна, 58, 25006, м. Кропивницький

³Донецький національний медичний університет
вул. Велика Перспективна, 1, 25000, м. Кропивницький
kazna4eeva@gmail.com, biolog-1@ukr.net, uldik83@i.ua

У статті розкрито роль прооксидантів та антиоксидантів у підтримці гомеостазу організму. Наголошено на значенні прооксидантно-антиоксидантної системи (ПАС) в забезпеченні стійкості рослинного організму до впливу екологічних факторів середовища та імуностійкості. Експериментальним шляхом виявлено рівень та джерела генерації супероксиданіонрадикалу як основного прооксиданту; фонову та стимульовану концентрацію малонового діальдегіду як першочергового продукту перекисного окиснення ліпідів та активність цитохромоксидази як ключового ферменту, що є маркером рівня пошкодження мембран прооксидантами. Досліджено активність основних ферментних антиоксидантів: супероксиддисмутази, каталази, глутатіонпероксидази. Виявлено рівень основних низькомолекулярних антиоксидантів: аскорбінової кислоти, глутатіону. Здійснено порівняльний аналіз всіх перерахованих показників в тканинах коренеплодів *Daucus carota L.* різних за рівнем стійкості до хвороб сортів. Експериментально встановлене посилення фонового рівня генерації супероксиду під час переходу від високостійкого до хвороб сорту «Карнавал» до малостійкого «Нантська харківська», що компенсується потужною системою антиоксидантного захисту (АОЗ), активність якої зростає в оберненому напрямку. Встановлено обернено пропорційний до ряду зменшення концентрації $\bullet\text{O}_2^-$ ряд величин рівня генерації МДА. Виявлено, що посилення генерації активних форм оксигену (АФО) клітин високостійкого сорту не призводить до перекисної деструкції біополімерів мембран, що відображається на активності цитохромоксидази, яка є маркером інтенсивності вільнорадикального перекисного окиснення (ВРПО). Досліджено, що можливою причиною такого розподілу є наявність потужної системи АОЗ, що підтверджується експериментально встановленим посиленням активності СОД, GSH-пероксидази та каталази, зростанням концентрації АК. Виявлено зміни ПАС зі збільшенням терміну зберігання коренеплодів *Daucus carota L.* **Ключові слова:** прооксиданти, антиоксиданти, стійкість сорту рослин до хвороб, *Daucus carota L.*

Features of quantitative content of prooxidants and antioxidants in root tissues *Daucus carota L.* Bobrova M., Vorona S., Uldiakova L.

The article reveals the role of prooxidants and antioxidants in maintaining homeostasis. The importance of the prooxidant-antioxidant system in ensuring the resistance of the plant organism to the influence of environmental factors and the role in immunostability is emphasized. The level and sources of superoxidation ion radical generation as the main prooxidant were experimentally identified; background and stimulated concentration of malonic dialdehyde as a primary product of lipid peroxidation and cytochrome oxidase activity as a key enzyme that is a marker of the level of membrane damage by prooxidants. The activity of the main enzymatic antioxidants was studied: superoxide dismutase, catalase, glutathione peroxidase. The level of the main low molecular weight antioxidants was revealed: ascorbic acid, glutathione. A comparative analysis of all these indicators in the tissues of the roots of *Daucus sarota L.* different in the level of resistance to disease varieties. The strengthening of the background level of superoxide generation during the transition from highly resistant to diseases of the variety “Carnival” to low-resistant “Nantes Kharkiv” has been experimentally established, which is compensated by a powerful AOS system, the activity of which increases in the opposite direction. The dependence of the concentration of $\bullet\text{O}_2^-$ on the level of MDA generation was established. It was found that the increase in the generation of AFO cells of highly resistant varieties does not lead to peroxide destruction of membrane biopolymers, which is reflected in the activity of cytochrome oxidase, which is a marker of the intensity of FRPO. It is investigated that the possible reason for this distribution is the presence of a powerful system of AOS, which is confirmed by the experimentally established increase in the activity of SOD, GSH-peroxidase and catalase, an increase in the concentration of AK. Changes in PAS with increasing shelf life of *Daucus carota L.* roots were detected. **Key words:** prooxidants, antioxidants, plant resistance to diseases, *Daucus carota L.*

Постановка проблеми. Зміна впливу будь-яких факторів середовища має молекулярний прояв у формі зміни показників стану ПАС, що є особливо актуальним в умовах несприятливої екологічної ситуації. Розуміння механізму імунозахисту рослин та ролі в ньому компонентів ПАС відкриває перспективи їх використання і модифікації для підвищення захисних

сил організму. Надзвичайно актуальним є кількісний вміст антиоксидантів та продуктів ВРПО, які надходять до нашого організму з продуктами харчування рослинного походження. Дослідження ролі АФО у протипатогенному захисті тварин, процесах окисного вибуху, механізмах старіння та апоптозу відкрило перспективи пошуку аналогів у рослинному світі.

Мета дослідження – дослідити зміни показників стану прооксидантно-антиоксидантної системи тканин коренеплодів *Daucus carota L.* залежно від їхнього рівня стійкості до хвороб.

Актуальність дослідження. Дослідження механізмів, що забезпечують підтримку високого імунного статусу рослин, є особливо актуальним в умовах несприятливої екологічної ситуації, що визначає створення імунного дефіциту не лише в людини та тварин, але й у рослин, та викликає потребу вивчення компонентів і факторів стійкості та ПАС рослинних об'єктів.

Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями. Для досягнення поставленої мети було визначено такі завдання:

1. Дослідити стан компонентів прооксидантної ланки тканин коренеплодів *Daucus carota L.* різних за рівнем стійкості сортів до хвороб.

2. Дослідити стан компонентів антиоксидантної ланки тканин коренеплодів *Daucus carota L.* різних за рівнем стійкості сортів до хвороб.

3. Встановити зв'язок між показниками стану ПАС та рівнем стійкості сорту рослин до хвороб.

4. Виявити зміни ПАС зі збільшенням терміну зберігання коренеплодів *Daucus carota L.*

Аналіз останніх досліджень і публікацій.

Згідно з роботами Apel K. та Hirt H. у нормально функціонуючій клітині є певний баланс між активацією та дезактивацією Оксигену, тому кількість його активних форм залишається на безпечному рівні, однак ушкодження рослинних тканин під дією стресових чинників, як правило, призводить до активації Оксигену, водночас порушується баланс між утворенням та руйнуванням АФО [1]. Значення АФО у процесах ВРПО та механізми АОЗ розкрито в працях Л.В. Хрипача, Ю.А. Рєвасової, Ю.Е. Колупаєва, В.А. Костюка, В.В. Бараненко, Ю.В. Карпець та інших дослідників [2–9]. Загальноприйнятим є твердження, що основною мішенню АФО є клітинні мембрани, ліпіди яких зазнають ферментативного та вільнорадикального переокислення, яке першочергово пошкоджує молекули поліненасичених жирних кислот [7]. Генерація АФО рослинною клітиною відбувається у відповідь на дію екологічних стресорів абіотичного походження [1–3]. У роботах Т. Kawano [8], I. Heiser, E. Elstner [9], С.Н. Foyer, G. Noctor [10] зазначено посилення загальної продукції АФО рослинами під час вторгнення патогенів (бактерії, гриби, мікоплазми) та описано механізми реакції надчутливості. О.П. Дмитрієв та Ж.М. Кравчук зазначають значення АФО у формуванні набутої системної стійкості рослин до патогенів як сигнальних інтермедіатів активації генів ферментів, що беруть участь у синтезі АО та фітоалексинів [11]. На сучасному етапі розробленням проблеми АФО та АОЗ рослинних організмів займається британська школа біохімії, яку очолює Dr. Nicholas Smirnoff

[7]. Згідно з роботами О.Г. Полескої найбільше значення для рослинної клітини має синглетний кисень, супероксиданіонрадикал, гідроген пероксид та гідроксил радикал [12]. Загалом питання про значення АФО та АО в рослинній клітині не є однозначним і вичерпними та потребує ретельного дослідження й систематизації.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Недослідженою є роль окремих компонентів ПАС у забезпеченні стійкості рослин до патогенів, біохімічних механізмів цієї стійкості, зв'язок стійкості рослин та їх адаптації до умов існування за рахунок зміни величин показників ПАС.

Новизна. У роботі вперше здійснено комплексний аналіз компонентів прооксидантної та антиоксидантної ланки тканин коренеплодів *Daucus carota L.* Виявлено зв'язок між рівнем стійкості до хвороб різних сортів *Daucus carota L.* та значеннями показників ПАС, визначено рівень і джерела генерації супероксиданіонрадикалу, обґрунтовано роль окремих ланок ПАС у захисті рослин від патогенів.

Методологічне або загальнонаукове значення.

На основі проведених досліджень експериментально виявлено найбільш значущі показники стану ПАС, які може бути використано для встановлення стійкості рослин до хвороб.

Результати, отримані під час виконання роботи, використовуються в наукових дослідженнях кафедри біології та методики її викладання та в навчальному процесі природничо-географічного факультету Центральноукраїнського державного педагогічного університету імені Володимира Винниченка під час викладання курсів «Фізіологія рослин», «Біохімія», «Екологія».

Виклад основного матеріалу. Біохімічний аналіз *Daucus carota L.* здійснювався на тканинах поперечного перерізу геометричної середини коренеплоду. Використовували як щойно зібрані рослини, так і рослини з терміном зберігання 6 місяців. Кількісний аналіз компонентів стану ПАС *Daucus carota L.* здійснювали на тканинах коренеплодів рослин таких сортів: «Карнавал» (високостійкий сорт – 9-й клас стійкості), «Артек» (СС – середньостійкий сорт – 7-й клас стійкості) та «Нантська Харківська» (малостійкий сорт – 5-й клас стійкості). Кожна дослідна група містила 10 проб.

Методи дослідження. Визначення біохімічних показників здійснювали згідно із загальноприйнятими методиками: концентрацію $\bullet\text{O}_2$ (нмоль $\bullet\text{O}_2$ /г \cdot с) досліджували спектрофотометричним НСТ-тестом [13], концентрацію МДА (мкмоль/кг) визначали за реакцією з 2-тіобарбітуровою кислотою у кислому середовищі, активність СОД (ОД активності) визначали кінетично за швидкістю 50 %-го інгібування аутоокиснення адреналіну, активність каталази (мкмоль/г \cdot хв) – методом О.М. Баха та С.М. Зубкової, активність GSH-пероксидази

(ОД активності) – реактивом Елмана, концентрацію АК (ммоль/кг) – титруванням за Тільмансом, концентрацію GSH (ммоль/кг) – за допомогою реактиву Елмана, активність цитохромоксидази (ОД активності, індофенольна одиниця за хв на г тканини) – за методом W. Straus [14].

Результати дослідження значення показників стану ПАС тканин коренеплодів *Daucus carota L.* наведено в таблиці 1.

Експериментально встановлено, що фоновий рівень генерації $\bullet\text{O}_2^-$ в коренеплодах моркви малостійкого сорту «Нантська харківська» в 2,57 раза вищий, ніж у високостійкого сорту «Карнавал» ($p_{1,3} < 0,05$), та в 1,22 раза вищий, ніж у середньостійкого сорту «Артек» ($p_{2,3} < 0,05$).

Порівняння результатів НСТ-тесту середньо- і високостійкого сорту показало, що фоновий рівень $\bullet\text{O}_2^-$ тканин коренеплоду моркви сорту «Артек» переважає аналогічний показник «Карнавал» в 2,11 раза ($p_{1,2} < 0,05$). Стимуляція дріжджами посилює генерацію $\bullet\text{O}_2^-$ в коренеплодах моркви сорту «Нантська харківська» на 62,44 %, змінюючи так міжсортове співвідношення: 1 : 2,03 : 3,89 ($p_{1,2,3} < 0,05$). Стимуляція NaF не збільшує рівень генерації $\bullet\text{O}_2^-$ в тканинах коренеплодів моркви всіх дослідних сортів.

Виявлено найвищу концентрацію МДА₀ в тканинах коренеплодів моркви високостійкого до хвороб сорту «Карнавал», що порівняно з «Нантською харківською» має переважання на 16,07 % ($p_{1,3} < 0,05$). Рівень

МДА₀ моркви сорту «Артек» є на 15,99 % вищий порівняно з «Нантською харківською» ($p_{1,3} < 0,05$).

Експериментально встановлена найвища концентрація низькомолекулярних АО в тканинах коренеплодів моркви сорту «Карнавал», про що свідчить перевага концентрації АК в 1,52 ($p_{1,2} < 0,05$) і 2,10 раза ($p_{1,3} < 0,05$) порівняно із сортом «Артек» та «Нантська харківська». Міжсортова різниця середньо- і малостійкого сорту становила 1,38 раза ($p_{2,3} < 0,05$). Достовірну міжсортову різницю вмісту GSH в коренеплодах моркви не виявлено.

Результати визначення активності основних ферментних АО свідчать, що співвідношення показників активності каталази тканин коренеплодів моркви сорту «Карнавал», «Артек» та «Нантська харківська» становить 1,43 : 1 : 0,71 ($p_{1,2,3} < 0,05$), активності СОД 1,52 : 1 : 0,34 ($p_{1,2,3} < 0,05$), активності GSH-пероксидази – 0,96 : 1 : 1,03 ($p_{1,2} < 0,05$, $p_{1,3} < 0,05$) відповідно.

Встановлено, що цитохромоксидаза виявляє найбільшу активність у тканинах коренеплодів моркви сорту «Карнавал», що в 1,39 раза перевищує аналогічний активність сорту «Артек» ($p_{1,2} < 0,05$) та в 1,71 раза сорту «Нантська харківська» ($p_{1,3} < 0,05$). Значення активності цитохромоксидази коренеплодів моркви сорту «Артек» і «Нантська харківська» співвідносяться як 1,23 : 1 ($p_{2,3} < 0,05$).

Результати проведеного аналізу свідчать, що морква сорту «Нантська харківська» зі збільшенням тер-

Таблиця 1

Порівняння показників стану компонентів ПАС коренеплодів *Daucus carota L.* різних сортів за рівнем стійкості до хвороб

№	Показники стану ПАС	Сорти рослин			
		«Карнавал»	«Артек»	«Нантська харківська»	«Нантська харківська» (6 місяців зберігання)
1	НСТ тест (фоновий рівень), нмоль $\bullet\text{O}_2^-$ /г·с	0,083 ± 0,004*	0,175 ± 0,008**	0,213 ± 0,002***	0,089 ± 0,005****
2	НСТ тест (стимуляція дріжджами), нмоль $\bullet\text{O}_2^-$ /г·с	0,089 ± 0,002*	0,181 ± 0,003**	0,346 ± 0,003***	0,091 ± 0,004****
3	НСТ тест (стимуляція NaF), нмоль $\bullet\text{O}_2^-$ /г·с	0,088 ± 0,005*	0,184 ± 0,009	0,219 ± 0,019***	0,089 ± 0,005****
4	МДА ₀ , мкмоль/кг	41,46 ± 1,99	41,64 ± 1,99**	35,72±0,66***	61,9±1,63****
5	МДА _{1,5} , мкмоль/кг	23,03 ± 0,77*	23,03 ± 0,77	22,86±0,75***	95,39±8,25****
6	Δ МДА, %	48,68 ± 3,67 *	48,68 ± 3,67	41,65 ± 3,55 ***	66,11 ± 10,12****
7	Аскорбінат, ммоль/кг	0,44 ± 0,02*	0,29 ± 0,01**	0,21 ± 0,01***	0,02±0,005****
8	GSH, ммоль/кг	41,91 ± 0,09	41,98 ± 0,28	40,49 ± 0,36	38,86 ± 0,77
9	Каталаза, мкмоль/г·хв	1,34 ± 0,05*	0,94 ± 0,02**	0,67 ± 0,04***	0,54±0,02****
10	СОД, ОД	1,25 ± 0,05*	0,82 ± 0,03**	0,28 ± 0,01	0,21±0,01****
11	GSH-пероксидаза, ОД	1,88 ± 0,01*	1,95 ± 0,02	2,01 ± 0,03***	0,95±0,02****
12	Цитохромоксидаза, ОД	0,900 ± 0,002*	0,648 ± 0,01**	0,525 ± 0,006***	0,435±0,015****

Примітки: * – $p_{1,2} < 0,05$ під час порівняння значень показників сорту «Карнавал» і «Артек»; ** – $p_{2,3} < 0,05$ під час порівняння сортів «Артек» і «Нантська харківська»; *** – $p_{1,3} < 0,05$ під час порівняння сортів «Нантська харківська» і «Карнавал»; **** – $p_{3,4} < 0,05$ під час порівняння значень показників щойно зібраних рослин сорту «Нантська харківська» з рослинами, які мали термін зберігання 6 місяців

міну зберігання до 6-ти місяців має на 58,2 % нижчий фоновий рівень генерації $\bullet\text{O}_2^-$, порівняно зі щойно зібраними рослинами аналогічного сорту ($p_{3,4} < 0,05$). Зменшення вмісту $\bullet\text{O}_2^-$ становить 73,69 % ($p_{3,4} < 0,05$) під час стимуляції дріжджами та 59,36 % під час дії NaF ($p_{3,4} < 0,05$). Встановлено також, що рослини зі збільшеним терміном зберігання не здатні до підвищення рівня $\bullet\text{O}_2^-$ під час дії жодного стимулятора.

Зафіксовано, що порівняно зі щойно зібраними рослинами морква зі збільшеним терміном зберігання характеризується посиленням фонового рівня МДА на 73,29 % ($p_{3,4} < 0,05$), стимульованого – на 317,28 % ($p_{3,4} < 0,05$).

Під час збільшення терміну зберігання до 6-ти місяців концентрація АК в коренеплоді моркви зменшується в 11 разів ($p_{3,4} < 0,05$), GSH – в 1,1 раза ($p_{3,4} > 0,05$). Зміна активності ферментних АО також характеризується зменшенням значення їхніх показників. Наприклад, зниження активності каталази становило 19,40 % ($p_{3,4} < 0,05$), СОД – 25 % ($p_{3,4} < 0,05$), GSH-пероксидази – 7,96 % ($p_{3,4} < 0,05$).

Встановлено зниження активності цитохромоксидази на 17,14 % ($p_{3,4} < 0,05$) зі збільшенням терміну зберігання моркви сорту «Нантська харківська» – до 6 місяців.

Отже, у результаті проведеного біохімічного аналізу тканин поперечного перерізу коренеплодів моркви виявлено закономірність, за якої значення більшості досліджуваних показників стану ПАС зростають зі збільшенням стійкості сорту до хвороб.

Збільшення терміну зберігання коренеплодів знижує активність як прооксидантної, так і антиоксидантної ланки ПАС в коренеплодах моркви.

Головні висновки. 1) Стійкість сорту до хвороб залежить від таких показників стану прооксидантно-антиоксидантної системи рослин: рівня генерації $\bullet\text{O}_2^-$, вмісту малонового діальдегіду, аскорбінової кислоти, глутатіону, активності супероксиддисмутази, глутатіонпероксидази, цитохромоксидази. 2) Тканини коренеплоду моркви як вегетативного нефотосинтезуючого органу характеризуються незначною перевагою антиоксидантної ланки. Величини показників стану прооксидантно-антиоксидантної системи коренеплоду моркви зменшуються зі зниженням стійкості сорту до хвороб. 3) Збільшення терміну зберігання коренеплодів моркви до 6 місяців знижує активність антиоксидантного захисту в 3,25 раза та посилює перекисне окиснення біополімерів в 2,95 раза.

Перспективи використання результатів дослідження. Перспектива використання й модифікації окремих компонентів АОЗ для підвищення захисних сил організму відкриває нове коло досліджень у галузі імунології. Зміна величин показників ПАС супроводжує всі фізіологічні та патологічні процеси, тому є об'єктом дослідження клінічної медицини, геронтології та привертає увагу вчених до проблеми ПАС. Створення сортів посиленої стійкості та підвищеного вмісту антиоксидантів є перспективним напрямом селекції, біотехнології та генної інженерії.

Література

1. Apel K. Hirt H. Reactive oxygen species: metabolism, oxidative stress, and signal transduction. *Plant Biol.* 2004. Vol. 55. P. 373–399.
2. Хрипач Л.В., Рєвазова Ю.А. Роль свободнорадикального окислення в пошкодженні генома факторами оточуючої середовища. *Вісник РАМН.* 2004. № 3. С. 16–18.
3. Колупаєв Ю.Е. Активні форми кисню в рослинах при дії стресорів: утворення та можливі функції. *Вісник Харківського національного аграрного університету. Серія : Біологія.* 2007. Вип. 3 (12). С. 6–26.
4. Костюк В.А. Потапович А.И. Биорадикалы и биоантиоксиданты. Минск : БГУ, 2004. 179 с.
5. Колупаєв Ю.Є. Карпець Ю.В. Активність супероксиддисмутази і каталази у колеоптилях пшениці за дії перексиду водню і нагрівання. *Фізіологія і біохімія культ. рослин.* 2007. Т. 39. № 4. С. 319–325.
6. Бараненко В.В. Супероксиддисмутаза в клітках рослин. *Цитологія.* 2006. Т. 48. № 6. С. 465–474.
7. Smirnoff N. Antioxidants and reactive oxygen species in plants. New York : Blackwell Publishing, 2005. 302 p.
8. Kawano T. Roles of the reactive oxygen species generating peroxides reaction in plant defense and growth induction. *Plant Cell. Repts.* 2003. Vol. 21. № 9. P. 829–837.
9. Heiser I. Elstner E. Biochemical mechanisms of plant defense a central role for reactive oxygen species. *Plant Prot. Sci.* 2002. Vol. 38. Spec Issue 1. P. 76–86.
10. Foyer C.H., Noctor G. Oxidant and antioxidant signaling in plants: a re evaluation of the concept of oxidative stress in a physiological context. *Plant, Cell and Environment.* 2005. Vol. 28. P. 1056–1071.
11. Дмитрієв О.П. Кравчук Ж.М. Активні форми кисню та імунітет рослин. *Цитологія і генетика.* 2005. № 39 (4). С. 64–75.
12. Полесская О.Г. Растительная клетка и активные формы кислорода. Москва : КДУ, 2007. 140 с.
13. Цебринский О.И. Дифференцированное спектрофотометрическое определение продукции супероксида в тканях НСТ-тестом. *Актуальні проблеми сучасної медицини.* Вип. 1. 2002. Т. 2. С. 96–97.
14. Посібник з експериментально-клінічних досліджень у біології та медицині / за ред. І.П. Кайдашева, О.В. Катрушова, В.М. Соколенко, О.І. Цебринського. Полтава, 1996. 271 с.

ЕКОЛОГІЧНА НЕБЕЗПЕКА РОЗПОВСЮДЖЕННЯ ОМЕЛИ В КИЇВСЬКОМУ РЕГІОНІ ТА ПРОТИДІЯ ЇЇ ПОШИРЕННЮ

Бондар О.А.¹, Машков О.А.¹, Назаренко В.І.¹, Ісаченко О.М.²

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

²КПНЗ «Київська Мала академія наук учнівської молоді»

вул. Панаса Мирного, буд. 19, 01011, м. Київ

mashkov_oleg_52@ukr.net, man-kiiev-en@ukr.net

У статті розглянуто питання екологічних ризиків для стану довкілля в Київському регіоні, спричинених поширенням омели, а також співпраці Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління й Київської Малої академії наук у протидії її розмноженню та шкідливим наслідкам впливу рослини на навколишнє природне середовище. Викладається зв'язок авторського доробку з важливими науковими й практичними завданнями. Зазначається, що, незважаючи на значну кількість теоретичних та експериментальних досліджень у напрямі побудови ефективної системи управління екологічною безпекою в країні, сьогодні не розроблені методології управління екологічною безпекою та прогнозування надзвичайних ситуацій, зменшення екологічних загроз і ризиків, пов'язаних з омелою, відсутність відповідних досліджень поширення омели білої на території м. Києва, Київщини й в інших регіонах України. Акцентується увага на необхідності формування системи наукових знань, поглядів і переконань, що закладають основи відповідального та дієвого ставлення до навколишнього природного середовища в учнівській молоді, а також її залучення до розроблення теоретичних і практичних завдань у напрямі оздоровлення довкілля, виховання в суспільстві екологічної культури.

З метою отримання необхідних геолокаційних даних пропонується здійснювати екологічний моніторинг (виявлення й підрахунок кількості уражених омелою дерев у Києві за інформацією різних джерел спостереження: аерокосмічні технології та фотографування тощо).

Надається загальна характеристика омели як рослини напівпаразита. Запропоновані рекомендації для ефективнішої боротьби з нею. *Ключові слова:* екологічна культура, екологічна безпека, екологічний моніторинг, екологічні загрози, екологічні ризики, навколишнє середовище, омела, прогнозування надзвичайних ситуацій, рослина напівпаразит, система управління екологічною безпекою, учнівська молодь.

Ecological danger of mistletoe plant spread in Kyiv region and counteraction to its spread. Bondar O., Isachenko O., Mashkov O., Nazarenko V.

The issues of ecological danger of mistletoe plant spread in the Kyiv region and counteraction to its spread are considered. Information on the interaction of the State Ecological Academy after diploma education and management and the Kiev Junior Academy of sciences is provided. The relevance of the study is determined by the harmful effects of mistletoe plants on the environment. The connection of the author's work with important scientific and practical tasks is considered. Despite a significant amount of theoretical and experimental research in the field of building an environmental safety management system, the methodological framework of the environmental safety management system and emergency forecasting, reduction of environmental threats and risks associated with the mistletoe plant have not yet been developed. The novelty of the work is determined by the lack of research on the distribution of the white mistletoe plant in the Kyiv region, and the unfoundedness of the recommendation for more effective control. The work is aimed at developing a scientific and methodological approach to involving students in the consideration and solution of environmental problems of the city, the formation of a system of scientific knowledge, views and beliefs that lay the foundations of responsible and effective attitude to the environment, the formation of ecological culture. It is proposed to carry out ecological monitoring (counting the number of trees in Kyiv according to the information provided by various surveillance systems (aerospace technologies and photography) of trees affected by mistletoe plant in order to obtain geolocation data of mistletoe-affected trees). The proposed recommendations for the mistletoe plant should be used not only to more effectively control it, but also to form a system of scientific knowledge of young students, views and beliefs that lay the foundations for a responsible and effective attitude to the environment, the formation of ecological culture. *Key words:* ecological culture, ecological danger, ecological monitoring, ecological threats, ecological risks, environment, mistletoe plant, emergency forecasting, semi-parasitic plant, ecological safety management system, student youth.

Постановка проблеми. Омела – вічнозелена рослина напівпаразит. Вона має близько 100 видів, що поширені переважно в тропічних і субтропічних районах Азії, Африки та Австралії. Серед Флори України існують лише три види омели: біла, австрійська та ялицева. Вони живуть у кронах дерев, уражаючи грушу, тополь, липу, клен, дуб, акацію білу, глід, вербу, ялицю та інші дерева (окремі тро-

пічні види омели поселяються навіть на кактусах). Плодоносить омела рясно і щорічно з 7–9 річного віку. Білі ягодоподібні плоди густо вкриті клейкою речовиною – вісцином. Достигають вони восени й залишаються життєздатними аж до весни наступного року. Омела біла забирає воду й поживні речовини з дерева, а органічні речовини продукує самотійно. Гаусторії рослини проникають по гілках до

серцевини дерева, інколи навіть до його коріння, спричиняючи гниття деревини, що істотно впливає на міцність і стійкість дерев. Зараження відбувається завдяки специфічному клею омели, який переносять птахи на своїх дзьобах і лапках. Зважаючи на значну міграцію птахів, зараження відбувається на великій території за короткий проміжок часу. Отже, якщо не вживати ніяких заходів у боротьбі з такими рослинами напівпаразитами, то середній термін тривалості життя зараженого омелою дерева скоротиться до 10–12 років.

Шкодить омела не лише лісам і декоративним культурам, а й плодовим, зменшуючи їх урожайність. Останнім часом в Україні спостерігається поширення омели білої, збільшуються масштаби ураження цим напівпаразитом зелених насаджень, ползахисних смуг і дерев у садах, парках і скверах міст. Ускладнює процес боротьби з таким шкідником той факт, що одразу виявити омелу досить не просто. Значна її частина спочатку знаходиться всередині дерева. Насіння добре проростає, харчуючись водою і мінеральними речовинами свого донора. І лише через 3–4 роки, упевнено закріпившись, омела починає рости назовні у вигляді всім добре відомих «зелених кульок» зі сплених гілок і листя. Омела біла, що оселяється на гілках дерев, виділяється серед рослин напівпаразитів більш агресивною дією, істотно впливає на енергію росту дерев і їх довговічність.

Отже, сьогодні є актуальними дослідження поширення омели білої на території Київського регіону та розроблення відповідних рекомендацій для ефективнішої боротьби з нею. Розв'язання цієї проблеми сприятиме поліпшенню екологічного виховання учнівської молоді, формуванню системи наукових знань, поглядів і переконань, які закладають основи відповідального та дієвого ставлення до навколишнього природного середовища.

Коротка інформація про співпрацю Державної екологічної академії після дипломної освіти та управління й Київської МАН. Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління тривалий час тісно співпрацює з відділенням екології та аграрних наук Київської Малої академії наук учнівської молоді, всіляко підтримуючи й заохочуючи талановитих учнів, адже саме їм, юним талантам, у недалекому майбутньому примножувати здобутки вітчизняної науки.

Мала академія наук України, територіальним відділенням якої є Київська Мала академія наук учнівської молоді, – позашкільна освітня система, що забезпечує організацію й координацію науково-дослідницької діяльності учнів, створює умови для їхнього інтелектуального, духовного, творчого розвитку та професійного самовизначення, сприяє нарощуванню наукового потенціалу країни. Мала академія наук України займається пошуком, розвитком і підтримкою обдарованих учнів, координує роботу територіальних відділень академії.

У вересні 2010 року, відповідно до Указу Президента України, Українському державному центру «Мала академія наук України» надано статус національного й перейменовано в Національний центр «Мала академія наук України». У 2015 року Законом України «Про наукову та науково-технічну діяльність» визначено Малу академію наук України як мережу формування інтелектуального капіталу нації та виховання майбутньої наукової зміни. МАНУ має забезпечувати дослідницько-експериментальну, наукову, конструкторську, винахідницьку й пошукову діяльність творчої молоді України. У 2018 року діяльність МАН одержала світове визнання: Мала академія наук України отримала статус Центру наукової освіти II категорії під егідою ЮНЕСКО. Відповідне рішення одностайно прийняте на 39-й сесії Генеральної конференції ЮНЕСКО. МАН – перша і єдина в Україні освітня структура, що має такий престижний статус. Це надає ексклюзивні можливості для дітей і педагогів, сприяє формуванню позитивного іміджу України на міжнародній арені та розвитку освітньої дипломатії.

У вересні 2018 року Мала академія отримала статус Академії Сорбонус. Ця мережа об'єднує 37 країн і спрямована на популяризацію програми Європейського Союзу зі спостереження за Земною поверхнею. Україна стала однією з перших країн – не членів ЄС, яка ввійшла до цієї поважної організації. Статус Академії Сорбонус відкриває українським школярам і дослідникам доступ до даних 29 європейських супутників, дає змогу брати участь у міжнародних заходах у сфері дистанційного зондування Землі.

Рішенням Київської міської ради від 29.04.2010 № 577/4015 19.10.2010 створено Комунальний позашкільний навчальний заклад «Київська Мала академія наук учнівської молоді».

Програма досліджень розповсюдження омели в Київському регіоні та протидії її поширенню розроблена Державною екологічною академією післядипломної освіти та управління спільно з Київською МАН. Відповідальний виконавець програми – Відділення екології та аграрних наук Київської МАН. Вона передбачає проведення відповідних досліджень щодо поширення омели білої на території Київського регіону та, керуючись отриманими даними, розроблення рекомендацій для ефективнішої боротьби з нею. Результати обстеження будуть, зокрема, надані Київській міській державній адміністрації (за призначенням) для прийняття управлінських рішень.

Екологічна оцінка поширення омели в Києві здійснюватиметься поетапно шляхом обстеження проблемних ділянок, їх відображення методом фотографування, формування загальної картини вражень із описом і зазначенням місць адресного розташування конкретних дерев.

Науковий консультант програми – ректор Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління, доктор біологічних наук, професор, чл.-кор. НААН, заслужений діяч науки і техніки України О.І. Бондар, куратор програми – професор кафедри екологічного аудиту та експертизи Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління, керівник секції екології Київської МАН, Соросівський учитель вищої школи В.І. Назаренко.

Актуальність дослідження. Омела паразитує високо на гілках і стовбурах дерев. Живе на кронах, уражаючи грушу, тополь, липу, клен, дуб, акацію білу, глід, вербу, ялицю та інші дерева (деякі тропічні види омели поселяються навіть на кактусах). Плодоносить омела рясно і щорічно. Розмножується досить швидко, розповсюджуючись плодами із зараженого дерева на сусідні. До того ж птахи переносять насіння омели, спричинюють її швидке поширення на великі відстані.

Ураження дерев омелою істотно скорочує їх тривалість життя, призводить до зменшення зелених насаджень у містах, що негативно впливає на стан навколишнього природного середовища.

Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями. Тематика статті відповідає цілям, викладеним у Законі України «Про Основні засади (стратегію) екологічної політики України на період до 2030 року». Він передбачає не лише сприяти подоланню наслідків екологічних проблем, а й усунути причини їх виникнення. Стратегію екологічної політики підготувало Мінприроди за участю українських і міжнародних експертів із різних галузей економіки. Робота є продовженням наукових досліджень, що виконувалися в Державній екологічній академії післядипломної освіти та управління, а саме: «Дослідження антропогенних джерел електромагнітного випромінювання та їх впливу на екосистеми» (0118U006675); «Розробка методики застосування ортотрансформованих космічних знімків для оцінки стану навколишнього середовища» (0118U005460); «Розробка нормативно-методичного документа – рубрикатора завдань у сфері екологічного моніторингу за допомогою космічних систем ДЗЗ та ГИС» (0118U005461); «Розробка проекту автоматизованої системи моніторингу довкілля Київської області» (0117U007076); «Проведення оцінки та вивчення еколого-техногенного стану Донецької та Луганської областей з метою розробки рекомендацій щодо природно-ресурсного відновлення на екологічних засадах» (0117U006967).

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Питання застосування аерокосмічних технологій для розв'язання проблем екології та природокористування досліджували в працях відомі вчені: П.О. Акименко, Г.О. Білявський, В.М. Боголюбов, В.І. Богом'я, О.І. Бондар, А.Н. Бугор, Б.С. Бусигін, В.Е. Васильєв, В.І. Волошин, А.Б. Востоков, Л.Д. Вульфсон,

С.В. Гарбук, В.Е. Гершензон, Г.Б. Гонін, В.П. Горбулін, В.А. Горелов, С.К. Гош, А.В. Гречищев, Ю.І. Гришин, В.Й. Драновський, Н.А. Емец, А.П. Завалішин, Я.Г. Кац, Н.П. Козлов, І.М. Копачевський, Ю.В. Костюченко, О.Л. Котляр, С.С. Кохан, Г.Я. Красовський, А.А. Лебедев, Ю.А. Лихачов, В.І. Лялько, О.А. Машков, В.Б. Мокін, С.П. Мосов, О.П. Нестеренко, Д.П. Пашков, В.М. Перерва, В.А. Петросов, М.О. Попов, В.І. Присяжний, Ю.К. Ребрин, А.Г. Рябухін, О.І. Сахацький, О.В. Сиротенко, С.А. Станкевич, А.А. Стрельцов, О.Г. Тараріко, О.Д. Федоровський, А.Я. Ходоровський, А.М. Чандра, С.М. Чумаченко, А.Г. Шапар, Я.С. Яцків.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Незважаючи на значну кількість теоретичних та експериментальних досліджень у напрямі побудови ефективної системи управління екологічною безпекою, більшість опублікованих результатів закордонних і вітчизняних учених щодо омели є розрізненими та несистематизованими. Сьогодні не розроблені методологічні основи системи управління екологічною безпекою та прогнозування надзвичайних ситуацій, зменшення екологічних загроз і ризиків, пов'язаних з омелою.

Отже, потребує вдосконалення система управління екологічною безпекою в поводженні з омелою.

Дослідженням шкідливих наслідків впливу омели на навколишнє середовище присвячені праці [1–14].

В останніх публікаціях надається така система-тактика рослини:

- наукова назва: *Viscum*;
- вищий рівень класифікації: Санталові;
- родина: Санталові (*Santalaceae*);
- рід: Омела (*Viscum*) L., 1753;
- царство: Зелені рослини (*Viridiplantae*);
- порядок: *Santalales*;
- нижчі рівні класифікації: Омела звичайна: *Viscum coloratum*.

Серед «омеловодів» побутує гіпотеза про існування чотирьох підвидів, що ростуть у Європі, Азії, Африці та Австралії. Найпоширеніший вид омели в західній і південній Європі – омела біла (*Viscum album* L.).

У літературі розповсюджений такий опис омели: це багаторічний кущик кулястої форми (20–120 см у діаметрі). Гілки вилчасто розгалужені, оголені, зеленувато-жовті, дерев'яністі. Гаусторії проникають під кору дерев рослин-живителів і розвивають присоски, що врастають углиб стовбура. Листки супротивні (3–6 см завдовжки, 6–15 см завширшки), зимуючі, сидячі, шкірясті, товсті, жовто-зелені, видовжені, на верхівці тупі, цілокраї, голі. Квітки жовті, непомітні, роздільностатеві, сидячі, розміщені по 3–6 у розвилках гілок. Рослини дводомні. Плід – ягодоподібний, білий, кулястий. Цвіте у березні-квітні. Спосіб життя – напівпаразитичний. Квітки непоказні, жовтувато-зелені, з'являються в берез-

ні-квітні. Плоди – білі соковиті ягоди, насіння яких занурені в клейку масу (вісцин).

Проведені дослідження засвідчують, що насіння омели приклеюється до кори нового «господаря живителя» і зберігається на ній до тих пір, поки не дасть гаусторій, що проростає під кору. Клейковина (вісцин), що міститься в ягодах омели і зберігається на її насінні, є виключно важливою якістю для збереження роду. Кожна ягода омели містить тільки одну насініну. Дерево, на якому «оселилася» омела з часом утрачає естетичний природний вигляд, крона розріджується, зростання дерева сповільнюється.

Сьогодні за відсутності ефективного екологічного моніторингу, тісної співпраці державних установ і волонтерів з Малої академії наук України якість досліджень у відповідній предметній галузі знаходиться на неналежному рівні.

Новизна. Новизна роботи базується на актуалізації досліджень поширення омели білої на території Київського регіону та необхідності вироблення рекомендацій щодо ефективної боротьби з нею. Робота спрямована на розробку науково-методичного підходу щодо залучення учнівської молоді до розгляду й розв'язання екологічних проблем міста, формування системи наукових знань, поглядів і переконань, що закладають основи відповідального та дієвого ставлення до навколишнього природного середовища, виховання в підростаючого покоління екологічної культури.

Запропонований підхід має навчальний, виховний і розвивальний аспекти.

Навчальний аспект спрямований на формування уявлення про рослини і методи їх дослідження; з'ясування причин і видів їх пошкоджень.

Виховний аспект передбачає формування екологічного світогляду, виховання екологічно грамотної поведінки. Забезпечення екологічного, духовного та соціально-культурного розвитку молодого покоління, стабільного зростання їх творчої активності самовизначення в процесі вивчення й охорони природи. Сприяння практичному здійсненню регіональних, загальнодержавних і міжнародних науково-освітніх екологічних програм і творчих зв'язків. Надання всілякої підтримки в реалізації програм і заходів зі збереження довкілля, духовного розвитку, охорони здоров'я, фізичної культури і спорту;

Розвивальний аспект спрямований на розвиток пізнавального інтересу, уміння аналізувати інформацію та робити висновки.

Методологічне або загальнонаукове значення. Пропонується здійснювати екологічний моніторинг (виявлення та підрахунок кількості уражених омелою дерев у Києві за інформацією з різних джерел спостереження (аерокосмічні технології та фотографування)) з метою отримання геолокаційних даних щодо масштабу розповсюдження й потенційної загрози – омели.

За результатами дослідження буде сформована електронна карта уражених дерев міста для наукового вивчення, а також прийняття відповідними органами управлінських екологічних рішень. На першому етапі виконання Програми візуалізуватиметься проект «Локація дерев, уражених омелою: Київ». Наступні етапи будуть пов'язані з прийняттям і впровадженням екологічних рішень: «Здолаємо омелу, збережемо зелені насадження Києва!»

Виклад основного матеріалу. Загальна характеристика омели як рослини напівпаразита. На деяких листяних деревах можна побачити кулясті освіти правильної округлої форми, темно-зеленого кольору. Це і є омела – довголітній (оскільки може досягати сорокарічного віку), вічнозелений чагарник, розмір якого може бути навіть близько одного метра в діаметрі.

Відрізнити кущ омели від усіх інших рослин неважко, оскільки вона заселяє верхівки дерев і, поступово розростаючись, паразитує, перетворюючи крону в густі округлі кулі.

Найчастіше жертвами паразита стають такі дерева: клен, верба, липа, каштан, осика, тополя. Потрапляючи на їх крону, насіння омели, проростаючи, поступово проникає в деревину. Корінь паразита має вигляд гаусторії, з часом утворює на «господарі» розгалужену систему відростків.

Іноді омела поселяється на гілках плодкових дерев, наприклад, яблуні та груші, і навіть на деяких хвойних породах.

Омела в розмаїтті поширена в усьому світі, проте найбільш відомим її видом є омела біла (лат. *Viscum album*).

Стебла в рослини кострубаті, вузлуваті, а вузькі кряжисті парні листочки мають добре відображені поздовжні жилки.

Зацвітає омела в березні-квітні, коли на кінцях її пагонів (у розвилках стебла) з'являються маленькі, непоказні на вигляд, квіти жовтувато-зеленого відтінку в кількості від трьох до шести штук. Квітка в рослини одностатева.

На території України широко поширена омела біла. Якщо порівняти із західноєвропейськими містами, завдяки профілактичним заходам там «заселення» омелою має близько 5–7 відсотків, а в нас – близько 30 відсотків. Листки тендітної омели асимілюють сонячну енергію, а воду й поживні «соки» бере в господаря. Проникаючи всередину його стовбура, поступово знижує стійкість і функціональну активність дерева. Як наслідок, воно уражається шкідниками, хворобами, утворюються гнилі, тріщини, дупла. Такі дерева довго не живуть.

Омелу, що сама може поширюватися по кроні, приносять на дерево птахи: омелюхи, ворони, сороки, сойки. Зграї птахів, переміщуючись з одного ураженого дерева на інше, переносять прилипли до лапок або дзьоба насіння омели. Вразливі майже всі наші насадження: верба, тополя (особливо канад-

ський), береза, а тепер і хвойні. Тополя пірамідальної форми (італійська, або чорна) незручна для птахів, і на ньому омела рідше паразитує. Гірकोкаштан, липа, дуб звичайний (інші його види – болотний, червоний) – стійкіші до вражень.

Омела біла – рослина напівпаразит. Дерево, уражене ним, утрачає свої життєздатність і декоративність.

Останніми роками ураження дерев омелою набули значних масштабів. Тому боротьба з омелою має бути не стихійною, а належно організованою та послідовною. У цьому напрямі в багатьох країнах Європи працюють спеціальні національні програми. В Україні вони існують лише у великих містах, проте з 2005 року їх фінансування скоротилося або припинилося взагалі.

Запропоновані методи боротьби з омелою.

Активна боротьба з омелою розпочалася лише декілька років тому. Однак, на жаль, нині існує небагато методів боротьби з омелою. Найпростіший і найбільш поширений – обрізання уражених гілок або навіть цілих дерев. Види санітарної обрізки залежать від масштабів ураження. За умови якщо кількість уражених омелою гілок не перевищує 30% достатньо видалити уражені гілки до місця їх розгалуження або ту частину дерева, у серцевину якої проникли гаусторії паразита. Не здійснивши повне видалення уражених частин, новий кущ виросте за два-три місяці. Якщо на дереві значна кількість гілок, але стовбур здоровий, найефективнішим методом санітарної обробки є топінг – видалення всієї крони. Варто зазначити, що обрізані гілки та частини стовбура дерева варто спалити або вивезти до визначеного місця для подальшої утилізації. Не можна залишати уражені гілки висихати – омела протягом досить тривалого часу зберігає свою життєздатність. Після обрізки крона дерева має бути неповністю симетричною, аби уникнути різкої зміни навантажень на корінну систему (дія вітрів та опадів). Щоб сформувати симетричну крону дозволяється здійснювати обрізку здорових гілок або укріплення дерева за допомогою технологій брейсингу або кейблінгу. Окрім вищенаведених, пропонуються й інші методи боротьби з омелою. Так, коли з'являються перші листочки омели, їх необхідно зрізати разом з відповідною ділянкою гілки. Це дасть продовжити життя дереву, бо ж перемогти п'яти-семирічну рослину, лише видаливши її, не вдасться: омела поширюється по кроні. З нею намагалися боротися й за допомогою хімічних засобів, але це негативно відбивається на дереві. Отже, необхідно впроваджувати комплексну програму – від профілактики та до кронування дерев (хоча і його вистачає ненадовго), адже після видалення гілок свій життєвий запас дерево витрачає на додатковий приріст, що швидко він з'являється, тим швидше проникає в нього омела. Отже, на часі необхідність упровадження моніторингової

програми для своєчасного обстеження дерев і видалення омели, а ще – висадження стійких до зараження дерев.

Напрями реалізації освітнього сегменту програми співпраці з Малою академією наук України.

Передбачені заходи щодо практичного опанування учнями Малої академії наук України сучасними методами екологічного аналізу із застосуванням новітніх сенсорних пристроїв, зокрема флуоресценції хлорофілу, що можуть використовуватися в цілому спектрі прикладних напрямків, у тому числі фізіології рослин, біофізиці та біохімії; набуття практичних навичок реєстрації активності фотосинтетичних процесів для визначення фізіологічного стану рослини за дії різних екологічних чинників певної місцевості за допомогою світлодіодного портативного хронофлуориметра (аналітичний сенсорний пристрій для визначення показників фотосинтетичних процесів застосовується для моніторингових досліджень у біології, екології, сільському господарстві); проведення наукових досліджень і визначення шляхів унеможливлення поширення в Київському регіоні омели – рослини-носія екологічних загроз навколишньому природному середовищу; проведення короткого навчального курсу юних екоаудиторів, що передбачає лекційні та практичні заняття на тему «Екоаудит та основи екології» (підготовлено кафедрою екологічного моніторингу та аудиту Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління)

Головні висновки. Сьогодні в суспільстві чіткої позиції щодо методів з унеможливлення поширення омели немає. У великих містах заходи з видалення уражених гілок є типовими в боротьбі з такою рослиною-шкідником. Але обламування гілок куща не досить ефективно, оскільки з ризоїдів розвиваються декілька інших, бокових кущів. Якщо кількість уражених гілок значна, використовується молодильне обрізання дерева (топінг).

Проте науковці визнають: зрізуючи рослини на деревах, проблему повною мірою не розв'язати. Нині вона набула в місті Києві загальноміського масштабу. Що характерно, комунальні служби столиці цілеспрямовано обрізання омели на деревах не здійснюють. Її видаляють під час планового формування або санітарного обрізання. Причинами, що сприяють поширенню рослини в населених пунктах і в лісах, є загальне потепління клімату та неконтрольована вирубка дерев, що сприяє успішному фотосинтезу омели.

Запропоновані рекомендації щодо омели доцільно застосовувати не тільки для ефективнішої боротьби з нею, а також і для формування в учнівської молоді системи наукових знань, поглядів і переконань, які закладають основи відповідального та дієвого ставлення до навколишнього природного середовища, виховання екологічної грамотності й культури.



Програма успішно випробувана вихованцями секції екології Київської МАН (на фотографіях відображені «поселення» омели на деревах, що ростуть у місті Києві й у селі Жовтанці Львівської області). Результати досліджень розглядалися під час проведення конкурсу-захисту науково-дослідницьких робіт учнів-членів Київської МАН.

На фото (ліворуч): дерево, уражене омелою в місті Києві (авторка – **Дарина Сова**, учениця 10 класу Київської гімназії № 315).

На фото (праворуч): дерева, уражені омелою в селі Жовтанці Львівської області (авторка – **Софія Хвостенко**, учениця 9 класу Київської спеціалізованої школи № 16).

Література

1. Омела, омелга : Українська мала енциклопедія : у 16 кн. : у 8 т. / проф. Є. Онацький. Буенос-Айрес, 1962. Т. 5. С. 1213–1214.
2. Vergeles U.I., Rybalka I.O. Ecology of urban systems. Guidance for fulfilment of graphic work «Comprehensive comparative landscape and ecological characteristics of urban land areas belonging to different functional areas». Kharkiv National Academy of Municipal Economy, 2011. 18 p.
3. Бараннік В.О., Вергелес Ю.І., Рубалка І.О. Метрична модель прогнозу динаміки популяції омели білої у міському ландшафті. *Наук.-техн. зб. Харківської національної академії міського господарства. Серія «Технічні науки й архітектура» / Комунальне хазяйство міст. Харків, 2010. С. 392–396.*
4. Матусяк М.В. Біолого-екологічні особливості поширення омели білої (ВІССУМ АЛБУМ) в умовах міста Вінниці. *Науковий вісник НЛТУ України. Серія «Екологія та довкілля».* 2019. Т. 29. № 8. С. 66–69.
5. Features of the organization of effective struggle against mistletoe / A.I. Ivchenko, O.P. Bozhok, I.M. Paczura, L.B. Kolyada, V.O. Bozhok, A.I. Ivchenko. *Scientific Bulletin of UNFU.* 2014. № 24 (5). P. 12–18.
6. Rummyankov Y.O. Degree of damage to *Viscum album* L. species of the genus *Celtis* L. in the plantations of the National Dendrological Park «Sofiyivka» of NAS of Ukraine. *Indigenous and introduced plants.* 2010. № 6. P. 42–45.
7. Rybalka I.O. *Viscum album* L. in the urban landscape: a retrospective study of population changes in the future. *Scientific bases of biodiversity conservation.* 2016. № 7 (14). P. 211–228.
8. Features of determining the degree of damage to the *Viscum album* of plantations in the historical part of the Sofiyivka Arboretum / V.P. Shlapak, G.I. Muzyka, V.F. Sobchenko, V.A. Vitenko, L.I. Mar-no, O.P. Pasichnyj. *Scientific Bulletin of UNFU.* 2010. № 20 (7). P. 8–14.
9. Біологія розвитку омели білої та екологічний моніторинг її поширення в лісопаркових біоценозах / Г.Ю. Таран, Н.Б. Светлова, Л.М. Бацманова, В.З. Улунець, В.В. Ганчурін. *Український ботанічний журнал.* 2008. № 2. P. 242–251.
10. Vasylenko I.D., Filipova L.M., Fuchylo Y.D. Fighting mistletoe on poplar trees in the green zone of White Church. *Scientific Bulletin of UNFU.* 2013. № 23 (12). P. 31–38.
11. URL: <https://uman-rda.gov.ua/news/11-57-44-13-02-2018/>.
12. URL: <https://agrostory.com/info-centre/knowledge-lab/omela/>.
13. URL: <http://onrope.com.ua/ua/udalenie-omelu/>.
14. URL: <https://fakty.ua/230499-naskolko-vredit-omela-derevyam-i-kak-s-nej-borotsya>.

ОЦІНКА РИЗИКІВ НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ У РЕГІОНАХ УКРАЇНИ ПІД ВПЛИВОМ УРБАНІЗАЦІЙНОГО ПРОЦЕСУ

Васютинська К.А., Барбашев С.В.

Одеський національний політехнічний університет
пр. Шевченка, 1, 65044, м. Одеса
e.a.vasutinskaya@opu.ua

Статтю присвячено аналізу показників небезпеки регіонів, зумовлених надзвичайними ситуаціями різного походження, у співвідношенні з показниками урбанізації. *Мета* статті полягала в проведенні кількісних оцінок динаміки виявів надзвичайних ситуацій та індивідуальних ризиків населення областей України, які відрізняються формами та інтенсивністю урбанізаційних процесів. *Наукова новизна* зумовлена визначенням характеру і меж впливу екологічного складника урбанізації на показники небезпеки. Показано, що глобальна урбанізація ініціює переважну кількість негативних процесів у довкіллі, які прямо або побічно призводять до збільшення природних і техногенних загроз. У роботі урбогенне навантаження регіонів оцінювалось через індекс екологічної урбанізації, розрахований як лінійна комбінація нормалізованих показників щільності міського населення і частки території, зайнятої містами. Використано дані Державної служби надзвичайних ситуацій за період 2009–2019 рр., на основі яких розраховані нормалізовані показники загальної кількості надзвичайних ситуацій в областях та індивідуального ризику гибелі людини в зоні одиничної надзвичайної ситуації. У роботі показано, що урбанізація є важливим фактором виникнення надзвичайних ситуацій в адміністративних областях країни, а середній і вище середнього рівень урбогенного навантаження регіонів співвідноситься зі збільшенням показників небезпеки. Однозначна кореляція індикатора урбанізації з динамікою надзвичайних ситуацій і відповідними ризиками населення виявляється в областях середнього рівня небезпек. У зонах підвищеного ризику фактор екологічної урбанізації регіонів потрібно розглядати у сполученні з параметрами індустріального розвитку, характером господарського комплексу, стійкістю ландшафтів щодо розвитку небезпечних гідрогеологічних процесів. В областях із середніми та вище середнього значеннями індексу екологічної урбанізації, що розташовані в зоні низьких ризиків, діагностовано прояв позитивних аспектів урбанізації та підвищення безпеки населення. Виділено групу регіонів, схильних до стихійних лих, з високими індивідуальними ризиками для населення. Зроблено висновки, що для управління стійкою безпекою регіонів потрібен облік усіх аспектів урбанізаційного процесу та модернізація системи забезпечення безпеки населення на екосистемних основах. *Ключові слова*: надзвичайна ситуація, індивідуальний ризик, урбанізація, інтегральний показник, регіони України.

Risk assessment of emergencies in the Ukraine regions. Vasutynska K., Barbashev S.

The objective of this study was the analysis of the indicators of regional hazards caused by different emergencies in relation to the indicators of urbanization. The main aim of the article was to carry out the quantitative assessment of the dynamics of emergencies and individual risks of the population of the Ukraine regions, which differ in the forms and intensity of urbanization processes. Scientific novelty was due to the determination of the nature and limits of the impact of the ecological component of urbanization on hazard indicators. It was shown that global urbanization initiates an overwhelming number of negative processes in the environment, which directly or indirectly lead to the rise of natural and man-made threats. Urbogenic load of regions was estimated by means of ecological urbanization index, it was calculated as a linear combination of normalized indicators of the citizens' density and the part of urban area. In our work we used the data of the State Emergency Service for the period of 2009–2019. On its basis we calculated the normalized indicators of the total number of emergencies in the regions and the peoples' individual risks to die in an area of a single emergency. We analyze the relation between these indicators and conclude that the average and above average level of urbogenic load in regions correlates with an increase in the hazard indicators. A clear correlation between the urbanization indicator and the emergency dynamics with corresponding risks of the population is revealed in the case of areas with an average level of hazards. In high-risk zones, the factor of ecological urbanization of regions must be considered in combination with the parameters of industrial development, the nature of the economic complex, and the vulnerability of landscapes to the development of hazardous hydrogeological processes. The positive aspects of urbanization and raised safety of the population were revealed in low-risk regions with average and above average values of the ecological urbanization index. A group of regions given to natural disasters with high individual risks for the population has been identified. It is necessary to take into account all aspects of the urbanization process in order to improve the emergency response system for ensuring the safety of the population on an ecosystem basis. *Key words*: emergency, individual risk, urbanization, integral indicator, Ukraine regions.

Постановка проблеми. Сьогодні міста не тільки не можуть гарантовано забезпечити захист від негативних змін навколишнього середовища, але являють собою центри підвищеного ризику техногенних аварій і стихійних катастроф. Це зумовлено високою щільністю населення, проживанням поблизу небез-

печних об'єктів техносфери або на територіях із високим ризиком природних лих.

На жаль, наявні заходи щодо забезпечення екологічної безпеки регіонів, їх сталого розвитку, будь-які програми міського розвитку практично не враховують динамічні зміни, зумовлені урбанізаційними

процесами, хоча багато міст розвиваються екстенсивно, поглинаючи території, що мають визначальне значення для підтримання екологічного балансу. Міста, міські агломерації є об'єктами підвищеного ризику стихійних лих та техногенних аварій, які потребують спеціальних систем прогнозування і організації безпекових заходів щодо збереження життя та здоров'я населення.

Актуальність дослідження полягає у проведенні аналізу основних закономірностей прояву надзвичайних ситуацій та розробки інструментів управління ризиками на урбанізованих територіях для забезпечення безпечного та сталого розвитку регіонів.

Мета дослідження – аналіз динаміки виникнення надзвичайних ситуацій різного генезису та індивідуальних ризиків населення регіонів в залежності від особливостей урбанізаційних процесів. В рамках означеної мети **основним завданням** було проведення індикаторної оцінки впливу екологічних аспектів урбанізації на показники небезпеки надзвичайних ситуацій в різних за урбогенною насиченістю областях України.

Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження відповідає стратегічним цілям і завданням впровадження системи управління екологічними ризиками в усіх сферах національної економіки для запобігання катастроф техногенного та екологічного характеру, які визначені у Законі України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року» [1]. Впровадження екосистемного підходу для вдосконалення систем інтегрованого екологічного управління регіональною безпекою цілком співпадає з завданнями стратегічної екологічної оцінки в програмах сталого розвитку шляхом забезпечення охорони довкілля, безпеки життєдіяльності населення та охорони його здоров'я [2].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Урбанізація є головною тенденцією змін світової цивілізації. Протягом останніх 100 років чисельність міського населення збільшилась більш, ніж в 10 разів. Якщо зараз в містах проживає приблизно 55 % світового населення [3], то, за різними прогнозами, до 2050 року їх чисельність зросте до 70–75 %. Урбанізація має важливий вплив на глобальні зміни навколишнього середовища, які загрожують життю людини в майбутньому. Перетворення природних ландшафтів і масштаби впливу на них техногенних чинників, як показано автором роботи [4], зумовлюють втрату сталості урбанізованих територій і підвищення їх вразливості до небезпечних процесів та явищ. Авторами роботи [5] встановлено зв'язок між станом небезпеки міського середовища та ступенем перетворення й деградації природних систем прилеглих територій за механізмом позитивної зворотної дії, що збільшує загальний потенціал небезпек, підсилює їх наслідки.

Як правило, впливи складних урбанізаційних процесів включають забруднення компонентів довкілля, що досліджено автором роботи [6], скорочення біологічного та ландшафтного різноманіття, глобальні зміни клімату, загрози техногенних аварій та ініціацію природних катастроф. Численні дослідження науковців з всього світу присвячені різним аспектам виникнення стихійних лих та катастроф в умовах демографічної мінливості і зміни клімату [7–11]. За даними ООН-Хабітат [7], міста вносять найбільший вклад у зміни клімату, а величезна щільність робить міське населення вкрай уразливим. Під впливом стихійних лих, пов'язаних із кліматом, перебувають 250 мільйонів людей на рік [8]. Тому, як показано авторами роботи [9], важливим є розроблення сучасних оперативних систем ухвалення рішень під час надзвичайних ситуацій, які можуть бути широко використані. Вразливість міського населення різних країн світу, як показано авторами роботи [10], має спільні риси та залежить переважно від комбінації соціально-економічних, кліматичних і ландшафтних факторів, пов'язаних із поширеністю водно-болотних угідь. Визначений методом кластерного аналізу профіль вразливості прибережних урбанізованих територій відкриває можливості обміну досвідом під час організації безпекових заходів.

В Україні розробляються питання визначення закономірностей проявів надзвичайних ситуацій (НС) [11–14] переважно методами математичного моделювання. Так, авторами роботи [11] встановлено зменшення їх кількості та стійке перевищення в 1,3 раза НС техногенного походження над природними. Аналогічні висновки зроблено авторами роботи [12], в якій проведено розподіл областей України за показником інтенсивності виникнення НС на основі векторно-статистичного аналізу. Підходи до визначення інтегральних показників екологічної безпеки регіонів на основі індивідуальних ризиків населення висвітлено в роботі автора [13]. Застосуванню можливостей інформаційних технологій під час створення системи прогнозування виникнення та ліквідації НС для підвищення швидкості реагування присвячено роботу авторів [14].

Проте, необхідно зазначити, що практично не досліджені причини негативної динаміки НС на період проведення вищезначених досліджень за умови збільшення урбогенно-техногенного навантаження на навколишнє середовище. Також не висвітлені питання причинно-наслідкових зв'язків між динамікою надзвичайних ситуацій, відповідним рівнем екологічної небезпеки територій та особливостями урбанізаційних процесів.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. У попередніх роботах авторів статті [15; 16] було проведено аналіз динаміки надзвичайних ситуацій природного та техногенного походження та оці-

нені ризики життю та здоров'ю населення у співвідношенні до демографічних змін та урбанізаційних процесів за період до 2017 року. Було показано, що зменшення числа небезпечних подій та відповідних ризиків пов'язане з різким скороченням чисельності населення в умовах урбанізації. Збільшення питомих показників кількості пожеж у містах та зменшення ризиків загибелі від них також виявили високий ступінь кореляції з демографічним чинником.

Але не вирішеними залишилися питання аналізу ризиків НС відповідно особливостям урбанізаційних процесів в регіонах України, особливо, коли деструктивні процеси охоплюють території різних областей. Тож застосування виключно демографічних показників є недостатнім для врахування збільшення загальної агресивності довкілля під зростаючим урбогенно-техногенним тиском. У цьому контексті виникає необхідність аналізу динаміки надзвичайних ситуацій різного генезису, що формують екологічну небезпеку територій регіонів та визначають ризики населення в залежності від інтегральних показників урбанізації.

Методологічне та загальнонаукове значення.

Розроблення концепції інтегрального показника урбогенності та його визначення для адміністративних областей України важливе для дослідження комплексного впливу урбанізаційних процесів на вразливість урбанізованих територій до небезпек різного генезису. Впровадження індикаторного підходу для аналізу ризиків населення в зонах виникнення НС природного чи техногенного походження доповнює методологію експертної оцінки рівнів екологічної безпеки адміністративно-територіальних одиниць.

Новизна роботи полягає у визначенні показників небезпек регіонів в залежності від особливостей урбанізації, а саме, екологічної складової. Вперше досліджені характер та межі впливу екологічної урбанізації на показники небезпек НС в різних за урбогенною насиченістю регіонах України.

Методи дослідження. В роботі використані методи статистичного та графічно-аналітичного аналізу. В якості емпіричної бази використані статистичні дані [17]. Показники, які досліджуються, були розраховані, стандартизовані та нормалізовані за алгоритмом, який був використаний авторами в роботі [15]. Загальні та регіональні показники екологічної безпеки були отримані на основі даних з щорічників «Аналітичний огляд стану техногенної та природної безпеки в Україні» за періоди 2010–2018 років [18], а дані за 2019 р. – з Інформаційно-аналітичної довідки про виникнення надзвичайних ситуацій в Україні у 2019 році [19]. Графічний аналіз виконувався із застосуванням програмного забезпечення MS Office Excel.

Виклад основного матеріалу. Сучасна Україна належить до високо урбанізованих країн (частка міського населення становить 69,29 % [17]), маючи

при цьому високу ступінь різномірності регіонів за рівнем урбанізації (від 37 % для Закарпатської області до 90 % для Донецької області), кількістю малих, середніх, великих міст. Для більшої частини регіонів параметри щільності міських жителів не збігаються з їх часткою в загальній чисельності населення. Тож, урбанізаційний процес в різних регіонах протікає нерівномірно, з різною інтенсивністю, проявляється у неоднакових формах. Екологічна різномірність адміністративно-територіальних одиниць зумовлена, з одного боку, регіональною диференціацією техногенних процесів внаслідок сформованих в окремих областях господарських комплексів, а з іншого, високою мозаїчністю природних ландшафтів і різним типом їх стійкості. В результаті, взаємодія природно-техногенних процесів і явищ на територіях з різним урбогенним навантаженням призводить до створення екологічних ситуацій різного ступеня напруженості і небезпеки.

За даними табл. 1, у 2019 році всі показники виникнення НС в Україні збільшилися практично у всіх адміністративних областях країни.

Висока частота проявів НС природного і техногенного характеру для більшості регіонів супроводжувалася збільшенням збитків від них і неухильним зростанням питомої кількості постраждалих.

Ранжування регіонів на основі даних загальної кількості НС за період 2010–2019 рр. (рис. 1) дало змогу виділити, по-перше, Донецьку, Одеську,

Луганську області з максимальним числом НС (від 100 до 190), по-друге, Львівську, Харківську, Дніпропетровську, Київську, м. Київ, Закарпатську, Житомирську області із середнім рівнем прояву небезпек (від 60 до 100 НС) і, по-третє, Кіровоградську, Івано-Франківську, Черкаську, Хмельницьку, Чернівецьку, Сумську, Вінницьку, Рівненську, Полтавську, Тернопільську, Запорізьку, Волинську з мінімальним рівнем прояву НС (від 35 до 60 НС).

Додатковим фактором високого рівня виникнення НС в Донецькій і Луганській областях є військові дії на їх територіях, що супроводжується руйнуванням промислових об'єктів, житлових забудов, підривом стійкості функціонування основних систем забезпечення життєдіяльності населення.

Для проведення аналізу динаміки проявів надзвичайних ситуацій різного генезису в залежності від урбогенного навантаження регіонів авторами статті використаний комплексний показник – індекс екологічної урбанізації ($I_{ec,urb}$), обґрунтований і розрахований раніше в роботі [5]. Серед всіх аспектів урбанізаційного процесу екологічна урбанізація визначає межі стійкості природних систем під тиском урбогенних-техногенних впливів, і, таким чином, лімітує розвиток урбанізованих територій через обмеженість кількості і якості територіальних та сировинних ресурсів. Індекс екологічної урбанізації був розрахований як лінійна комбінація нормалізова-

них показників щільності урбанізованого населення ($\rho_{pop,urb}$) і частки території, зайнятої міськими населеними пунктами (S_{urb}), взятих з ваговими коефіцієнтами 0,5, відповідно до методології [5].

Аналогічно були оброблені і нормалізовані дані загального числа НС за період 2010–2019 рр. [19] в адміністративних областях України та отриманий показник (НС’).

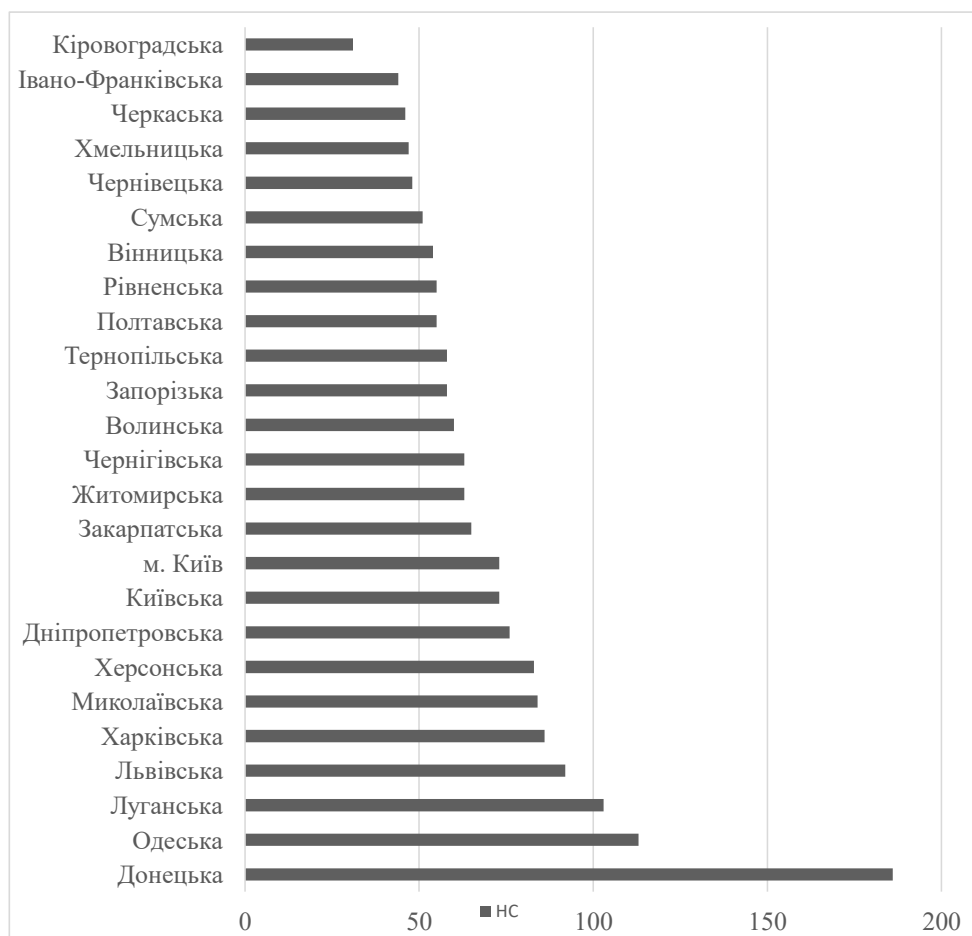


Рис. 1. Ранжування регіонів України за загальною кількістю надзвичайних ситуацій за період 2010–2019 рр.

Джерело: на основі [19; 20]

Таблиця 1

Кількісні показники надзвичайних ситуацій, що виникли у 2019 році, порівняно із 2018 роком

Дані про надзвичайні ситуації	2018 р.	2019 р.	Зменшення (збільшення), %
Загальна кількість НС:	128	146	↑ 14,1
<i>Зокрема:</i>			
техногенного характеру	48	60	↑ 25,0
природного характеру	77	81	↑ 5,2
соціального характеру	3	5	↑ 66,7
<i>Зокрема, за рівнями:</i>			
державного рівня	2	2	0,0
регіонального рівня	6	7	↑ 16,7
місцевого рівня	64	63	↓ 1,6
об'єктового рівня	56	74	↑ 32,1
Загинуло людей внаслідок НС	168	199	↑ 18,5
Постраждало людей внаслідок НС	839	1492	↑ 77,8
Матеріальні збитки від НС, тис. грн.	496965	685269	↑ 37,9

Джерело: за даними [20; 21]

Проведений аналіз співвідношення індексу екологічної урбанізації ($I_{ec.urb}$) з показником НС' в адміністративних областях України (на рис. 2 області розташовані в порядку збільшення показника НС') дав можливість умовно виділити три групи регіонів.

До першої групи належать Кіровоградська, Івано-Франківська, Черкаська, Хмельницька, Чернівецька, Сумська, Вінницька, Рівненська, Полтавська, Тернопільська, Запорізька, Волинська, для яких урбогенний тиск можна порівняти з поступовим збільшенням показника небезпеки (НС)', яке, однак, не перевищує середньо-медіанного значення, встановленого на рівні 0,22.

Другу групу становлять Житомирська, Чернігівська, Закарпатська, Київська, Херсонська, Миколаївська області, в яких практично повністю збігаються значення показників небезпеки і екологічної урбанізації, хоча для двох останніх областей показник (НС)' істотно вище.

Третю групу утворюють Харківська, Дніпропетровська, Львівська, Луганська, Донецька області з різко підвищеним рівнем частоти проявів НС. Практично всі області відрізняються розвиненим промислово-енергетичним комплексом з переважанням важкої промисловості, великих енергетичних і транспортних об'єктів. Ці регіони характеризуються як високими значеннями індексу екологічної урбанізації, так й максимальними рівнями міського населення. Виняток становить Львівська область, для якої високий рівень небезпеки обумовлений максимальною частотою прояву природних НС, і, на наш погляд, не є прямим наслідком урбогенного навантаження.

За даними Державної служби НС України [18], ризик для людини виявитися в зоні одиначної НС або її негативних наслідків в середньому по Україні ста-

новить $R_1 = 3,79 \cdot 10^{-6}$, індивідуальний ризик загинути в результаті НС становить $R_{ind} = 5,3 \cdot 10^{-6}$. Авторами роботи виконано оцінювання індивідуальних ризиків загинути в зоні одиначної НС для населення регіонів України, які розраховані (показник R_{ind}) за даними кількості загиблих в області на 100 тис. населення за період 2009–2019 років і нормалізовані (показник R_{ind}') відповідно [5]. Результати аналізу показників індивідуального ризику R_{ind}' та індексу екологічної урбанізації $I_{ec.urb}$ дозволяють виділити типи їх співвідношення відповідні зонам I, II, III (рис. 3).

I – Значення індивідуальних ризиків (у нормалізованому вигляді) для населення регіонів різко збільшуються від 0 до 0,36. Лінія тренду показника $I_{ec.urb}$ демонструє протилежну тенденцію з індивідуальними ризиками. До цієї зони належать області, для яких мінімальні (Тернопільська, Івано-Франківська, Чернівецька, Вінницька) і низькі (Київська, Черкаська, Волинська, Дніпропетровська) рівні індивідуальних ризиків населення зберігаються при середньому ($I_{ec.urb} = 0,36 \div 0,4$) і вище середнього рівня урбогенних навантажень в разі Волинської ($I_{ec.urb} = 0,5$), Дніпропетровської ($I_{ec.urb} = 0,58$) областей.

II – Значення індивідуальних ризиків для населення регіонів поступово збільшується від 0,38 до 0,6. Лінія тренду індексу екологічної урбанізації демонструє аналогічну тенденцію зростання, досягаючи піку в разі Донецької області, для якої діагностуються однаково високі значення індивідуального ризику загибелі від НС (причини яких зазначено вище), і рівня урбогенного навантаження ($I_{ec.urb} = 0,79$, $R_{ind}' = 0,6$).

III – Максимальні значення індивідуального ризику загибелі від НС для населення Одеської, Миколаївської, Херсонської областей спостерігаються за помірних рівнів урбогенних навантажень,

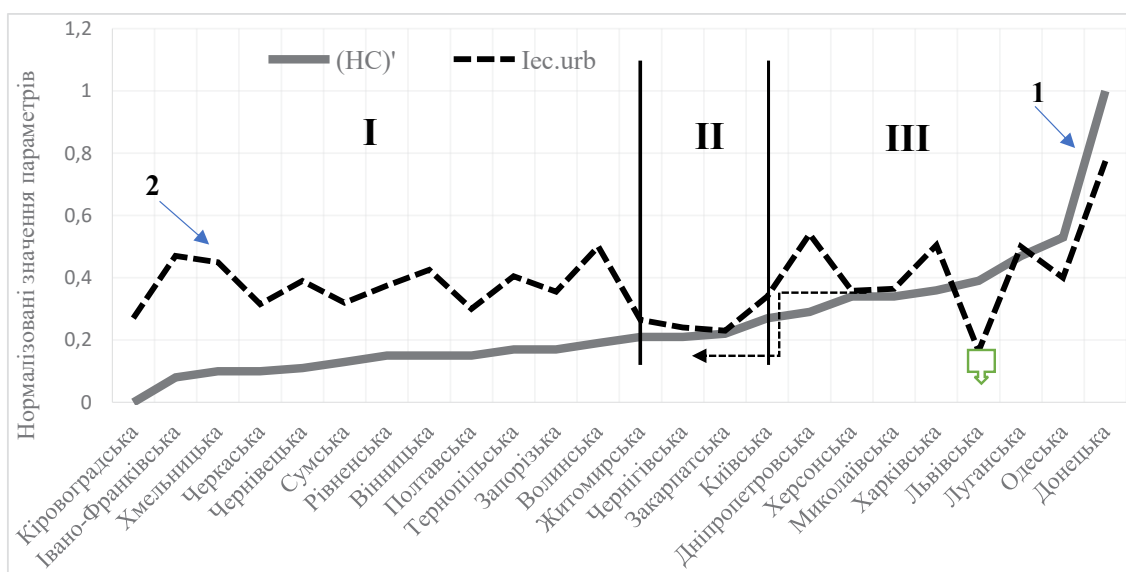


Рис. 2. Залежність нормалізованого показника кількості надзвичайних ситуацій за період 2009–2019 років від індексу екологічної урбанізації: 1 – (НС)'; 2 – $I_{ec.urb}$

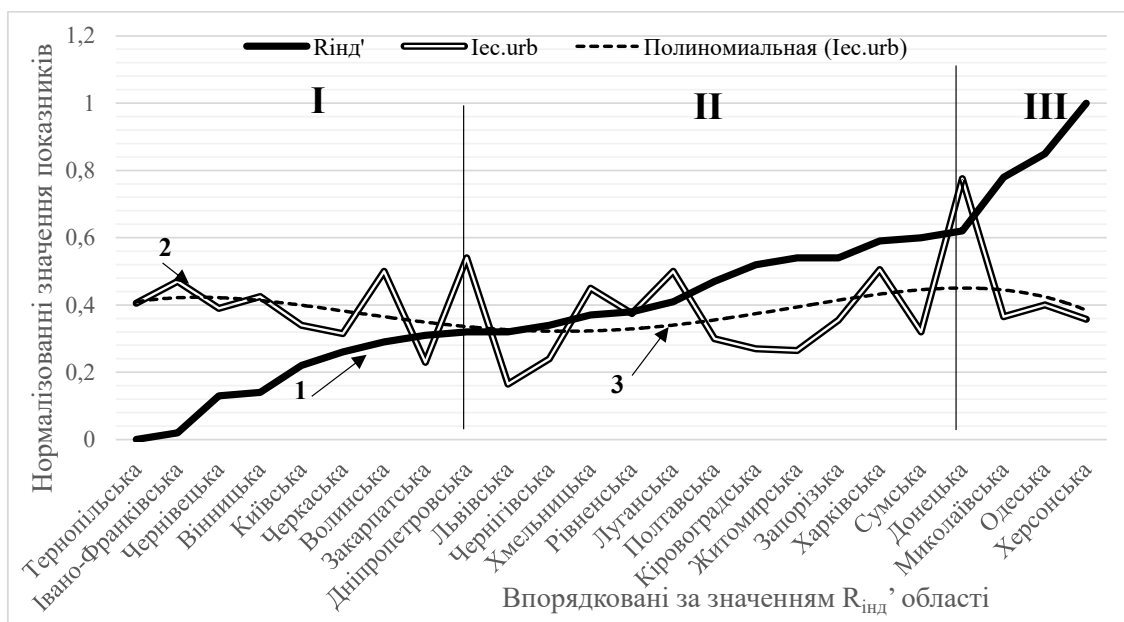


Рис. 3. Залежність нормалізованих показників індивідуальних ризиків загибелі під час НС від індексу екологічної урбанізації: 1 – $R_{інд}$; 2 – $I_{ес.urb}$; 3 – поліноміальна лінія тренду показнику $I_{ес.urb}$

а лінія тренду показника $I_{ес.urb}$ і показника $R_{інд}$ має протилежні напрями.

Значимо, що тенденція зворотного зв'язку індивідуальних ризиків населення регіонів та параметрів урбанізації аналогічна встановленим в попередніх роботах при аналізі ризиків загибелі як при обліку всіх типів НС, так і при пожежах техногенного походження [15; 16]. Тож проведений аналіз показав розбіжність рівнів урбогенної насиченості регіонів по відношенню до показника небезпечних наслідків НС в областях з аномально низькими і високими рівнями індивідуальних ризиків населення.

Головні висновки та перспективи використання результатів дослідження. Встановлено, що урбанізація є фактором виникнення надзвичайних ситуацій в адміністративних областях країни.

Співвідношення тренду урбогенного насичення регіонів із динамікою НС і відповідними ризиками населення характеризується X-подібною формою. Це свідчить про те, що залежність між параметрами урбанізації та проявами НС виявляється в разі областей середнього рівня небезпек. У зонах підвищеного і зниженого ризику фактор екологічної урбанізації повинен доповнюватися параметрами індустріального розвитку, характером господарського комплексу регіонів, стійкістю ландшафтів по відношенню до розвитку небезпечних гідрогеологічних процесів.

У зонах підвищеного ризику природні і техногенні небезпеки, матеріальні збитки та людські жертви істотно залежать від високого рівня енерго- та ресурсоемності господарського комплексу регіонів, в яких урбанізація відбувається давно, але не супроводжується індустріальним розвитком і технологічним переоснащенням всіх типів виробництв. Застарілі (або зруйновані на непідконтрольних територіях Донецької та Луганської областей) системи життєзабезпечення, транспортні та енергетичні системи втратили (і продовжують втрачати) стійкість і надійність, що провокує масштабні техногенні аварії.

В областях, що перебувають у зоні низьких ризиків, можна припустити вияв позитивних аспектів урбанізації, пов'язаних із підвищенням безпеки населення, більш високим рівнем інформаційного та матеріально-технічного забезпечення рятувальних служб, кращою організацією всієї системи управління екологічною безпекою. Проте ці позитивні аспекти урбанізації не можуть повністю компенсувати ризики населення, якщо територія адміністративних областей схильна до різних стихійних лих, природних катастроф, розвитку несприятливих геологічних процесів.

Тому для управління стійкою безпекою регіонів необхідний облік всіх аспектів урбанізаційного процесу для модернізації всієї системи забезпечення безпеки населення на екосистемних основах.

Література

1. Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року : Закон України від 28.02.2019 № 2697-VIII / Верховна Рада України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2697-19#Text> (дата звернення: 09.09.2020).
2. Про стратегічну екологічну оцінку : Закон України від 1 січня 2020 р. № 2354-VIII / Верховна Рада України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2354-19#Text> (дата звернення: 10.09.2020).

3. Central Intelligence Agency. The World Factbook. URL: <http://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/fields/349.html/XX> (дата звернення: 11.08.2020).
4. Цигода В.С. Екологізація та урбанізація міського середовища. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2013. № 23 (5). С. 347–353. URL: https://nv.nltu.edu.ua/Archive/2013/23_5/347_Cyg.pdf (дата звернення: 16.08.2020).
5. Васютинська К.А., Барбашев С.В., Кімінчиджи М.І. Оцінка комплексного показника екологічної урбанізації регіонів України. *Екологічні науки*. 2020. № 3 (30).
6. Чугай А.В. Оцінка техногенного навантаження на складові довкілля Одеської області. *Екологічні науки*. 2020. № 1 (28). С. 102–110. DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.1-28.15>.
7. Нова програма розвитку міст. Yabitat III (17–20 грудня 2016 р.). Конференція Організації Об'єднаних Націй із житла та сталого міського розвитку. URL: <http://habitat3.org/wp-content/uploads/NUA-Ukrainian.pdf> (дата звернення: 15.08.2020).
8. Gencer E.A. The Interplay Between Urban Development, Vulnerability, and Risk Management, *Mediterranean Studies*. 201. 7. С. 29–37. DOI: 10.1007/978-3-642-29470-9_2.
9. Zhou L., Wu X., Xu Z., & Fujita H. Emergency decision making for natural disasters: An overview. *International Journal of Disaster Risk Reduction*. 2018. 27. P. 567–576. DOI: 10.1016/j.ijdr.2017.09.037.
10. Sterzel T., Lüdeke M.K.B., Walther C., Kok M.T., Sietz D., & Lucas P.L. Typology of coastal urban vulnerability under rapid urbanization. *PLOS ONE*. 2020. 15 (1). P. 1–24. DOI: 10.1371/journal.pone.0220936.
11. Kolesnik V.Ye., Borysovs'ka O.O., Pavlychenko A.V., Shirin A.L. Determination of the trends and regularities of occurrence of emergency situations of technogenic and natural character in Ukraine. *Науковий вісник НГУ*. 2017. 6. P. 124–131.
12. Тютюнник В.В. Оцінка відносної інтенсивності між надзвичайними ситуаціями природного та техногенного характеру в регіонах України. *Проблеми надзвичайних ситуацій*. 2015. 21. С. 112–120. URL: <http://nuczu.edu.ua/sciencearchive/ProblemsOfEmergencies/vol21/Tiutiunik.pdf> (дата звернення: 24.08.2020).
13. Іванюта С.П. Development of risk assessment methodology for emergency losses in the regions of Ukraine. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2015. Vol. 3. No 6 (75). P. 48–53. URL: <https://scholar.google.com.ua/scholar?oi=bibs&clust=12306361295748604273&btnI=1&hl=ru> (дата звернення: 04.09.2020).
14. Ляшенко О.М., Ложкін Р.С. Розроблення інформаційної технології оперативного реагування на надзвичайні ситуації. *Екологічні науки* № 2 (29). Т. 1. С. 106–112. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.2-29.1.17> URL: http://ecoj.dea.kiev.ua/archives/2020/2/part_1/19.pdf (дата звернення: 26.08.2020).
15. Vasutynska K.A., Barbashev S.V. Analysis of urbanization impact on the dynamics of emergencies and risks for population in Ukraine. *Odes'kyi Politechnichnyi Universytet. Pratsi*. 2018. Vol. 2 (55). P. 137–144.
16. Vasutynska K., Barbashev S. Analysis of dynamics of man-made fires in conditions of urbanization in Ukraine. *Technology Audit and Production Reserves*. 2018. Vol. 4. No 3 (42). P. 16–23. DOI: 10.15587/2312-8372.2018.141376.
17. Чисельність наявного населення України на 1 січня 2020 р.: Статистичний збірник. Державна служба статистики України. Київ, 2020. 82 с. URL: http://database.ukrcensus.gov.ua/PXWEB2007/ukr/publ_new1/2020/zb_chuselnist%202019.pdf (дата звернення: 22.08.2020).
18. Державна служба надзвичайних ситуацій в Україні. URL: <https://www.dsns.gov.ua/ua/Analichniy-oglyad-stanu-tehnogennoyi-ta-prirodnoyi-bezpeki-v--Ukrayini-za-2015-gik.html> (дата звернення: 13.09.2020).
19. Інформаційно-аналітична довідка про виникнення НС в Україні упродовж 2019 р.: Державна служба надзвичайних ситуацій в Україні. URL: <https://www.dsns.gov.ua/ua/Dovidka-za-kvartal/103179.html> (дата звернення: 01.09.2020).

ЕКОЛОГІЧНІ ПІДХОДИ ДО ТЕХНОЛОГІЇ КРЕМ-МЕДУ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ ФІТОЕКОДОБАВОК

Загоруй Л.П., Мазур Т.Г., Калініна Г.П.

Білоцерківський національний аграрний університет
пл. Соборна, 8/1, 09117, м. Біла Церква, Київська обл.
zagoruyudmilka@gmail.com, mazur.tanja@rambler.ru

Обґрунтовано доцільність використання фітоекодобавок у технології крем-меду (порошку ягід асаї, кореню імбиру, м'яти перцевої) для поліпшення його смакових і споживних якостей. Доведено позитивний вплив нетрадиційної рослинної екодобавки на органолептичні та фізико-хімічні характеристики нових видів крем-меду. Проведено дослідження та літературний аналіз хімічного складу рослинної добавки дає змогу розглядати вищезазначені нетрадиційні рослинні добавки як перспективну сировину під час екологічного виробництва нової продукції оздоровчого спрямування. Також актуалізовано увагу на потребі екологізації процесів переробки сировини й виробництва харчової продукції та усунення екологічного ризику на етапі технології. Зазначено, що одним із основних етапів дієвої екологізації харчової промисловості в незадовільних екологічних умовах є проєктування й виробництво функціональних продуктів із фітоекодобавками. Реалізація на практиці таких актуальних починань можлива лише за дієвої екологічної стратегії держави, підтримки політики мінімізації впливу на природне навколишнє середовище та системного підходу в сфері управління виробничими галузями, впровадження ресурсощадних і енергозберігаючих технологій, а також запровадження соціальної та економічної відповідальності суб'єктів господарювання. Це можливо лише за поєднання основоположних складників: законодавчо-нормативної підтримки, відповідної інфраструктури та державної підтримки сталого споживання й виробництва. *Ключові слова:* екологізація харчових виробництв, екологічний слід, екологічне навантаження, харчова промисловість, мед натуральний, крем-мед, фітоекодобавки, екологія харчування, екологічна стратегія, природне навколишнє середовище, органолептичні та фізико-хімічні показники якості крем-меду, функціональні продукти, стале споживання і виробництво.

Ecological approaches for cream-honey technology and prospects of using phytoeco additives. Zahoruy L., Mazur T., Kalinina H.

The expediency of using phytoeco additives of cream-honey technology (acai berry powder, ginger root, peppermint) to improve taste and consumption qualities has been substantiated. The positive influence on non-traditional herbal eco-additives to organoleptic and physicochemical characteristics new types of cream-honey is proved. The conducted research and literature analysis the chemical composition of herbal additives allows us to consider the non-traditional herbal additives as a promising raw material during the ecological production of new health products. Actualized attention to the need to green the processes of processing of raw materials and food production and eliminate environmental risk at the stage of technology. One of the main stages of effective greening of the food industry in unsatisfactory ecological conditions is the design and production of functional products with phytoeco additives. The implementation of such urgent initiatives is possible with an effective environmental strategy of the state, support for policies to minimize the impact on the environment and a systematic approach to the management of industries, the introduction of resource-saving and energy-saving technologies, and the introduction of social and economic responsibility. This is possible only by a combination of fundamental components: legislative and regulatory support, appropriate infrastructure and government support for sustainable consumption and production. *Key words:* greening of food productions, ecological trace, ecological footprint, ecological load, food industry, natural honey, cream-honey, phytoeco additives, ecology of food, ecological strategy, environment, organoleptic and physicochemical indicators of cream-honey quality, functional products, sustainable consumption and production.

Постановка проблеми. Екологічний слід у доквіллі від діяльності харчових підприємств є досить вагомим у загальній частці всіх галузей промисловості. Чим більше натуральної та не переробленої сировини використовує харчове підприємство, тим, відповідно, менше екологічне навантаження і менший екологічний слід це виробництво залишає в навколишньому природному середовищі.

Варто зазначити, що з погляду екології харчування – споживання не перероблених харчових продуктів і використання натуральних нешкідливих харчових добавок під час виробництві їжі приводять до зниження аліментарних харчових ризиків для людини. Раціональне харчування має забезпечувати профілактичну функцію харчування, а це можливо лише у разі застосування функціональних харчових продуктів.

Отже, комплексна й системна екологізація харчових виробництв має полягати в поєднанні двох основних складників: максимального використання натуральної сировини та інгредієнтів і застосування ощадних екотехнологій із мінімальним впливом на довкілля.

Прикладом цінного харчового екопродукту є мед. Він має виражені лікувально-дієтичні й профілактичні властивості та рекомендований для споживання всіма верстами населення. Мед визнаний одним з одинадцяти найефективніших оздоровчих харчових продуктів у світі [1]. Завдяки високому вмісту вітамінів, мікро- та макроелементів, амінокислот, фітонцидів, флавоноїдів ефірних олій, ферментів, які потрібні для підтримки життєвої сили та низки біопроцесів, такий продукт є незамінним у харчуванні людини [2].

За консистенцією мед поділяють на рідкий (сироподібний) і закристалізований. Консистенція меду залежить від хімічного складу, температури, терміну і способів зберігання та періоду збору. У сироподібному стані мед перебуває впродовж 3–10 тижнів, потім мутніє і починає кристалізуватися (переходить у твердий стан). Швидкість кристалізації залежить від ботанічного складу рослин, із яких його зібрано, від температури навколишнього середовища. Чим більше у меді глюкози, тим швидше відбувається кристалізація (наприклад, соняшниковий мед) [2].

Твердий, закристалізований мед важко піддається фасуванню, що інколи викликає небажання використовувати цей цінний продукт. Усі ці незручності можна подолати під час виробництва крем-меду. Такий мед має пастоподібну консистенцію, добре виражений аромат і привабливий зовнішній вигляд. Використання пасічника крем-меду дає змогу розширити асортимент продукції, залучити покупців [3; 4].

Нині крем-мед набув популярності в Європі, Канаді, Америці. Його винайшов і запатентував у США вчений Елтон Дж. Дайсон у 1935 р. [2; 5]. В Україні крем-мед нещодавно з'явився на ринку, тому дослідження цього продукту є актуальним.

Аналіз останніх досліджень і публікацій.

Крем-мед, на відміну від меду, не кристалізується, не застигає за низьких температур і не розтікається за кімнатної температури, досить довго зберігає свою кремовану структуру та м'якість. Водночас важливим є те, що в ньому зберігаються всі корисні властивості, що властиві меду [5]. Крем-мед зазвичай використовують як окремий десерт, у ролі топінгів, а також під час випікання кондитерських виробів. Однією з переваг крем-меду є те, що він легко змішується з іншими інгредієнтами в однорідну масу. Тому, за літературними джерелами, перспективним є використання біологічно цінної рослинної сировини у виробництві кремованого меду, а саме: малини, апельсина, лимона з імбиром, лимона з корицею, какао з мигдалем, фісташок із гімалайською рожевою сіллю, вишні, соснових шишок, калини, обліпихи, чебрецю та пелюстки чайної троянди, м'яти і цедри лайма, порошоків моркви, паприки, червоного перцю, куркуми, мускатного горіха, кориці, какао-порошку та подрібнених ядер волоського горіха, завдяки чому можливо урізноманітнити смакові якості продукту, оптимізувати його хімічний склад [3]. Однак проблему пошуку нових видів нетрадиційної екологічної та біологічно цінної сировини під час виробництва крем-меду майже не розв'язано.

Метою роботи було розроблення рецептур крем-меду шляхом використання екологічних фітодобавок, які дадуть змогу збагатити продукт біологічно активними речовинами рослинного походження, розширити асортиментний ряд і надати йому оздоровчих властивостей.

Виклад основного матеріалу. Нами були зроблені нові зразки крем-меду з додавання рослинної екологічно безпечної сировини, яка є джерелом цінних мікронутрієнтів, а саме: порошоків ягід асаї, кореня імбиру та листя м'яти. За даними літературних джерел, аналіз хімічного складу рослинних добавок дає змогу розглядати їх як перспективну сировину під час виробництва нової продукції оздоровчого спрямування [6–9].

На особливу увагу заслуговують ягоди асаї як «суперекпродукт». Ягоди асаї (*Euterpe*) – це плоди тропічних пальм, які ростуть у Південній і Центральній Америці. Розмір асаї – дещо більше виноградини, а колір – яскраво-фіолетовий, насичений. Цілющі екологічні властивості ягід підтверджено американським ученим Ніколасом Перріконом у 2004 році, який надав першість плодам цієї пальми в переліку продуктів, що потрібні для здоров'я та довголіття людей [6]. Склад ягід асаї унікальний, оскільки в них міститься близько 3000 різних активних мінералів і вітамінів. У ягодах асаї вдвічі більше антиоксидантів, ніж у чорниці, вдесятеро більше, ніж у винограді, у 33 рази більше, ніж у червоному вині. Порошок ягід також містить велику кількість жирних омега кислот, білків, кальцію, магнію, цинку, фосфору, заліза, вітаміни Е, А, С, В1, В2, К, каротиноїди, флавоноїди, токофероли, волокна, рослинні стероїди [7].

Перспективною рослинною екосировиною є корінь імбиру, який має ефірну олію, що складається з кількох десятків компонентів (сеск-вітерини – А і В-цингіберени), смолисті речовини – гінгероли, які зумовлюють характерний пекучий смак; аскорбінову кислоту та ніацин, мінеральні речовини: кальцій, калій, магній, залізо [8].

Нашу увагу привернула доволі поширена рослина – м'ята перцева (*Mentha piperita*) родини губоцвітих (*Lamiaceae*). М'ята перцева входить до складу багатьох лікарських засобів, які мають безпечні, спазмолітичні, протизапальні, дезінфекційні, жовчогінні та сечогінні властивості. Терапевтична активність рослини зумовлена комплексом БАР, серед яких визначають ефірну олію, алкалоїди, сапоніни, органічні кислоти, вітаміни, макро- та мікроелементи [9].

Дослідження основних процесів технології виробництва кремованого меду було проведено в лабораторних умовах кафедр харчових технологій і технологій переробки продукції тваринництва, загальної екології та екотрофології БНАУ. Для дослідження було відібрано середню пробу меду одного ботанічного походження (соняшник) з однієї ємності. Контролем слугував крем-мед без добавок. Рецептурний склад нової продукції з нетрадиційними рослинними добавками представлено в таблиці 1.

Збивання меду проводили за допомогою міксеру з плоскогратастим збивачем по 10 хв за кім-

Таблиця 1

Рецептурний склад нової продукції з нетрадиційними рослинними екодобавками

Зразки	Інгредієнтний склад	Масові частки сировини у рецептурному складі, %
Зразок 1	Крем мед з асаї	75,0:25,0
Зразок 2	Крем мед з асаї та імбиром	73,5:25,0:1,5
Зразок 2	Крем-мед з асаї та м'ятою перцевою	74,0:25,0:1,0

Таблиця 2

Результати балового оцінювання органолептичних показників якості крем-меду з нетрадиційними рослинними екодобавками

Зразки меду	Показники якості							
	Зовнішній вигляд	Консистенція	Колір	Запах	Смак	Ознаки бродіння (газо-виділення)	Вираженість добавки	Післясмак
Контроль	5,0±0,	7,4±0,12	5,0±0	4,8±0,10	9,0±	7,5±	-	-
Зразок 1	5,0±0	7,5±0	5,0±0	4,0±0	10±	7,5±	5,0±	4,0±
Зразок 2	5,0±0	7,5±0	5,0±0	5,0±	9,0±	7,5±	4,2±	5,0±
Зразок 3	4,92±0,24	7,3±0,18	4,5±0,29	4,5±0,14	9,5±	7,5±	4,2±	4,6±

Таблиця 3

Фізико-хімічні показники крем-меду

Показник	Вимоги ДСТУ 4497:2005 [10], ДСТУ 4649:2006 [11]	Контроль	Зразок 1	Зразок 2	Зразок 3
Масова частка вологи, %	Не більше ніж 21,0	16,3±0,01	17,0±0,02	16,8±0,05	17,0±0,04
Вміст гідроксиметил-фурфуролу, мг в 1 кг	Не більше ніж 25,0	14,5±0,01	14,7±0,05	15,0±0,02	14,9±0,06
Масова частка плодів, %	Не більше ніж 25,0	-	25,0±0,01	25,0±0,01	25,0±0,01
Сторонні домішки (механічні)	Не дозволено	відсутні	відсутні	відсутні	відсутні

натної температури 1 раз на добу впродовж 4 діб. У перервах між збиваннями мед зберігали в умовах холодильника (4±2 °С). Оцінку якості медового продукту здійснювали за органолептичними та фізико-хімічними показниками.

Органолептичне оцінювання якості кремованого меду проводили згідно з вимогами ДСТУ 4649:2006 «Мед з фітодобавками. Технічні умови» [10], фізико-хімічні показники – за ДСТУ 4497:2005 «Мед натуральний. Технічні умови» [11] та бальну оцінку за використання балової шкали, описаною І.В. Пахомовою [3]. Окрім традиційних показників якості (зовнішній вигляд, колір, запах, смак та ознаки бродіння), шкала оцінювання охоплює нові показники – консистенція, вираженість добавки і післясмак, які є досить важливими для такого продукту, як крем-мед. Результати дегустаційної оцінки нових видів крем-меду представлено в таблиці 2.

Усі зразки крем-меду характеризувалися чудовими органолептичними якостями, проте завдяки додаванню нетрадиційної екосивини кремований мед мав певну особливість. Зразки крем-меду з фітодобавками після збивання мали однорідну, кремоподібну, в'язку масу темно-рожевого кольору

з рівномірно розподіленим порошком ягід асаї по масі продукту, що надали характерного приємного гармонійного смаку та запаху внесеної добавки. Зразки 2 та 3 мали добре виражений приємний запах і смак внесених добавок. Завдяки внесенню імбиру та м'яти перцевої в цьому продукті також спостережено приємне відчуття післясмаку впродовж тривалого часу. Дещо відрізнявся зразок кремованого меду з порошком ягід асаї та м'ятою перцевою, колір якого дещо змінився й набув бурого відтінку. Проте цей зразок не втратив привабливості. Мед без добавок вирізнявся рівномірним, світло-жовтим кольором; солодкий, без сторонніх присмаків. У дослідних зразків не виявлено ознак бродіння. За шкалою балового оцінювання всі зразки були «відмінними». Наступним етапом досліджень було визначення основних фізико-хімічних показників зразків крем-меду (табл. 3).

За фізико-хімічними показниками крем-мед із фітоекодобавками мав незначні відмінності від контролю. Масова частка вологи є одним із показників зрілості меду. Отже, усі дослідні зразки відповідали вимогам ДСТУ і мали вологість 16,3; 17,0; 16,8 та 17,0 % відповідно.

Визначення вмісту гідроксиметилфурфуролу є показовим, оскільки це органічна речовина, яка утворюється під час тривалого зберігання меду в неякісній тарі або за високої температури, а також у результаті високотемпературного підігріву меду. Показник вмісту гідроксиметилфурфуролу в дослідних пробах був у межах норми, що свідчить про натуральність крем-меду.

Головні висновки. Перспективи використання результатів дослідження. Результатами досліджень встановлено доцільність додавання фітоекстравакт (порошки ягід асаї, кореня імбиру та листя м'яти) до

рецептури кремованого меду, які збагачують і доповнюють смак продукту, поліпшують його зовнішній вигляд, надаючи йому приємного темно-рожевого кольору, властивого основній добавці. Проведені дослідження та літературний аналіз хімічного складу рослинної екстравакт дає змогу розглядати вищезазначені нетрадиційні рослинні добавки як перспективну сировину під час виробництва нової продукції оздоровчого спрямування. Також цінними є простота технології виробництва такого продукту і впевненість у тому, що екологічний слід від такого харчового виробництва буде незначним для довкілля.

Література

1. "US FDA definition and description of honey". URL: <http://www.natureplica.com/tag/fda-requirements-for-honey-quality>.
2. Виробництво кремованого меду з меду натурального різного ботанічного походження / Г.Л. Лисенко, В.Г. Прудніков, А.Л. Леппа та ін. // *Ветеринарія, технології тваринництва та природокористування*. 2019. № 3. С. 22–28.
3. Екологізація харчових виробництв / А.К. Запольський, А.І. Українець. Київ : Вища школа, 2005. 423 с.
4. Пахомова І.В. Перспективи використання нетрадиційної сировини під час виробництва крем-меду натурального. *Вісник ЛТЕУ. Серія «Технічні науки»*. Львів : Вид-во ЛТЕУ, 2017. № 18. С. 121–128.
5. Pat. 1987893 USA, A23L1/08. Honey process and products / James Dyce Elton; Cornell University. Publ. 15.12.1935.
6. Biological properties and therapeutic activities of honey in wound healing: A narrative review and meta-analysis / A. Oryan, E. Alemzadeh, A. Moshiri // *Journal of Tissue Viability*. 2016. № 25. P. 98–118. DOI: doi.org/10.1016/j.jtv.2015.12.002.
7. Николас Перрикон Звездная диета доктора Перрикона / пер. В. Боженков. Москва : Поппури, 2013. 304 с.
8. Имханицкая Н.Н. Пальмы / отв. ред. А.Л. Тахтаджян. Ленинград : Наука, 1985. 243 с.
9. Обґрунтування вибору кореню імбиру для збагачення харчових продуктів / А. Шевченко, Г. Сімахіна. URL: http://nuft.edu.ua/page/51adaed39c2a2/files/2014_KonfOzdProd.pdf.
10. Вивчення елементного складу м'яти перцевої (*Mentha piperita*) / К.В. Андріанов, Ю.А. Федченкова, О.П. Хворост. URL: <http://pharmed.zsmu.edu.ua>.
11. Мед з фітодобавками. Технічні умови : ДСТУ 4649:2006. Чинний від 2007-07-01. Київ : Держспоживстандарт України, 2008. 10 с. (Національний стандарт України).
12. Мед натуральний. Технічні умови : ДСТУ 4497:2005. Чинний від 2007-01-01. Київ : Держспоживстандарт України, 2007. 22 с. (Національний стандарт України).

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ВМІСТУ МЕРКУРІЮ (Hg^{2+}), ХРОМУ (Cr^{6+}) І ЦИНКУ (Zn^{2+}) У СКЛАДНИКАХ ЕКОСИСТЕМ (НА ПРИКЛАДІ ОБУХІВСЬКОГО РАЙОНУ КИЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ)

Риженко Н.О., Жаврида Д.Є.

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корп. 2, 03035, Київ
alsko2011@ukr.net

Сьогодні досить актуалізована проблема забруднення металами навколишнього природного середовища в Україні. Широке використання сполук металів у промисловості, сільському господарстві, медицині призвело до їх значного накопичення в довкіллі. Так, протягом останніх років погіршилася екологічна ситуація в окремих місцях Обухівського району Київської області. Значне навантаження на довкілля здійснює Трипільська ТЕС ПАТ «Центрэнерго» та полігон твердих побутових відходів № 5 ПрАТ «Київспецтранс», що знаходиться в селі Підгірці Обухівського району. Дослідження екологічних особливостей міграції меркурію (Hg^{2+}), хрому шестивалентного (Cr^{6+}) і цинку (Zn^{2+}) у системі «грунт-рослина», «вода-гідробіонт» на територіях зі значним антропогенним навантаженням не лише сприятимуть розв'язанню низки прикладних екологічних проблем в Обухівському районі Київської області, а й дадуть змогу прогнозувати та усувати наслідки забруднення територій металами. З'ясовано, що в усіх досліджуваних локалітетах (грунт, вода, гідробіонт, рослина) не зафіксовані перевищення гранично допустимих концентрацій для Zn^{2+} , Hg^{2+} та Cr^{6+} . Так, у компонентах систем «грунт-рослина» та «вода-гідробіонт» уміст металів зменшується в ряду: $Zn^{2+} > Cr^{6+} > Hg^{2+}$. Зазначено, що в Канівському водосховищі риба густера (*Blicca bjoerkna*) порівняно зі щукою звичайною (*Esox lucius*) перевищувала кількісні показники всіх досліджуваних металів. Найбільший уміст хрому у фітомасі *Taraxacum officinale* L. мав локалітет полігону № 5, що в с. Підгірці, а цинку – ландшафтний заказник місцевого значення «Урочище Калинове». Виявлено лінійну залежність вмісту меркурію та хрому у фітомасі *Taraxacum officinale* L. від концентрації металів у ґрунті (на відміну від цинку). Найбільший уміст Hg, Cr, Zn мав ґрунт у с. Підгірці (полігон № 5), найменший – ландшафтного заказника місцевого значення «Урочище Калинове», що, вочевидь, пов'язано з різним ступенем антропогенного навантаження на досліджувану територію. **Ключові слова:** екологічна оцінка, метали (Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+}), ґрунт, вода, забруднення, *Taraxacum officinale* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Blicca bjoerkna*, *Esox lucius*, Обухівський район Київської області.

Ecological Assessment of Mercury's (Hg^{2+}), Chrome's (Cr^{6+}), and Zinc's (Zn^{2+}) content in components of ecosystems (in the example of Obukhiv District of Kyiv region). Ryzenko N., Zhavryda D.

Today, the problem of metal pollution of the environment in Ukraine is quite relevant. Widespread use of metal compounds in industry, agriculture, medicine has led to their significant accumulation in the environment. Thus, in recent years the ecological situation has deteriorated in some places of the Obukhiv district of Kyiv region. Significant impact on the environment is carried out by Trypillya TPP of PJSC "Centerenergo" and solid waste landfill № 5 of PJSC "Kyivspetrans", located in the village of Pidhirtsi, Obukhiv district. Studies of the ecological features of the migration of mercury (Hg^{2+}), hexavalent chromium (Cr^{6+}) and zinc (Zn^{2+}) in the "soil-plant", "water-aquatic" system in areas with significant anthropogenic load will contribute not only to solving a number of applied environmental problems in Obukhiv district of Kyiv region, but also allow to predict and eliminate the consequences of metal pollution. In all studied localities, samples of soil, water, hydrobionts, plants didn't exceed the maximum allowable concentrations for Zn^{2+} , Hg^{2+} and Cr^{6+} . In the "soil-plant" and "water-hydrobiont" systems, the content of metals decreases in the range: $Zn^{2+} > Cr^{6+} > Hg^{2+}$. In the Kaniv Reservoir, the samples of fishes *Blicca bjoerkna* had higher concentration of all studied metals than samples of fishes *Esox lucius*. The highest content of chromium (VI) in the phytomass of *Taraxacum officinale* L. had the samples from site of Polygon № 5 (Pidhirtsi), and highest content of zinc had the samples from reserve "Kalynove tract". The linear dependence of mercury and chromium content in the phytomass of *Taraxacum officinale* L. on the concentration of metals in the soil (excluding zinc) was revealed. The highest content of Hg, Cr, Zn had the samples of soil in the Pidhirtsi (landfill № 5), the smallest – had the samples from reserve "Kalynove tract", which is obviously explained by different degrees of anthropogenic pressure on the study area. **Key words:** ecological assessment, metals (Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+}), soil, water, pollution, *Taraxacum officinale* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Blicca bjoerkna*, *Esox lucius*, Obukhiv district of Kyiv region.

Постановка проблеми. Посилення антропогенного навантаження на біосферу зумовлює інтенсивну деградацію як природних, так і штучно створених урбо- та агроекосистем. Вагомий чинник у цьому процесі – надмірне потрапляння в біосферу хімічних елементів техногенного походження, що не утилізуються й не беруть участі в біогеохімічних циклах, а накопичуються в екосистемах. Це передусім токсичні метали, що є найбільш небезпечними

забруднювачами довкілля, а також високотоксичні речовини канцерогенної та мутагенної дії [2; 4; 6; 8; 17; 19; 27].

Накопичення токсичних металів у ґрунтах спричиняє виникнення екологічних проблем у сільськогосподарському виробництві, зменшення врожаїв і негативного впливу на ґрунтові організми. Дія металів на рослини спричиняє зміни в геологічному й біологічному перерозподілі таких елементів за рахунок

дисипації у воді й ґрунті [25], у функціонуванні екосистем загалом, зокрема зниження продуктивності [31; 34–37]. З огляду на це, сьогодні зловоденні дослідження питань біодоступності й інтенсивності біокумуляції металів у системі «середовище-біота» [2; 8; 32; 33]. Відомо, що всі елементи, у тому числі мідь, марганець, кобальт, цинк і хром, необхідні для життя організму. За умови наявності їх у надмірних кількостях вони мають потенціал стати токсичними для рослин. Такі біологічні чинники, як характеристики видів, трофічні взаємодії та біохімічні/фізіологічні адаптації, відіграють важливу роль у біодоступності елементів [33–37].

Проблема забруднення металами навколишнього природного середовища в Україні й нині не втрачає своєї актуальності [3; 4; 6]. Токсичність сполук таких поллютантів залежить від низки факторів: дози, маршруту впливу, хімічного виду, а також фізіологічних особливостей біоти, що піддається впливу забрудників [5; 18]. Зважаючи на високий ступінь токсичності, такі елементи, як хром і меркурій, знаходяться серед пріоритетних металів, що є системними токсикантами, які викликають пошкодження органів і тканин навіть за незначного впливу на живі організми [39]. Хром, цинк і меркурій – одні з основних забруднювачів навколишнього середовища, особливо в районах із високим антропогенним навантаженням на довкілля. Дослідження екологічних особливостей міграції меркурію (Hg^{2+}), хрому шестивалентного (Cr^{6+}) і цинку (Zn^{2+}) у системі «вода-ґрунт-біота» досить актуальні для Обухівського району Київської області [1; 7; 30].

Основне навантаження на довкілля в регіоні, як і в попередні роки, здійснює Трипільська ТЕС ПАТ «Центренерго» та полігон твердих побутових відходів № 5 ПрАТ «Київспецтранс», що розташований у селі Підгірці Обухівського району Київської області. У селі Трипілья Обухівського району істотними об'єктами-забруднювачами є стихійне місце видалення відходів, що займає площу майже п'ять гектарів земель лісфонду, і складове приміщення з невикористаними й непридатними до використання хімічними препаратами захисту рослин. Окрім того, періодичне займання торфовищ в адміністративних межах с. Великі Дмитровичі Обухівського району також погіршує стан навколишнього природного середовища. Усі зазначені фактори прямо чи опосередковано спричиняють забруднення компонентів екосистеми токсичними металами. Усунення наслідків і запобігання забрудненню металами можливе за умови не тільки всебічного моніторингу, включаючи спостереження за станом і функціонуванням біоорганізмів, а й установлення закономірностей міграції поллютантів у системі «вода-гідробіонт», «ґрунт-рослина» тощо [1; 9].

Обухівський район має розвинуту транспортну інфраструктуру. Для району характерна територіальна нерівномірність у розміщенні промислового

виробництва. Основа промислового потенціалу – підприємства електроенергетики. Загальнодержавне значення мають такі підприємства, як Трипільська ТЕС, найбільший у Європі Київський картонно-паперовий комбінат у м. Обухові. Район має також високорозвинене сільськогосподарське виробництво [14]. Проте надмірне розорювання земель, особливо схилів, призвело до порушення екологічно збалансованого співвідношення площ ріллі, луків, лісів і водойм, що негативно позначилося на стійкості ландшафтів, прискорило процеси водної ерозії. У деяких поверхневих водоймах спостерігається тенденція погіршення показників якості води, що певною мірою має й природний характер. Випадки перевищення нормативів ГДС на скидах підприємств області засвідчують посилення антропогенного навантаження на природні водойми (особливо на малі річки району). Якість стічних вод не завжди відповідає затвердженим нормативам граничнодопустимого скиду забруднювальних речовин. З огляду на це, найбільш забрудненими можна назвати басейн річки Стугна. Збільшують екологічне напруження в регіоні й відсутність каналізаційних очисних споруд в окремих населених пунктах і невідповідність потужностей фактичним потребам на наявних спорудах [29].

Моніторингові дослідження щодо забруднення атмосферного повітря на території району ведуться Центральною геофізичною обсерваторією ім. Б. Срезневського на двох стаціонарних постах у місті Обухові, а також Департаментом екології та природних ресурсів Київської обласної державної адміністрації. Для вимірювання використовуються прилади, що не передбачають моніторинг токсичних металів.

Ступінь забруднення поверхневих вод Обухівського району визначається на стаціонарних гідрологічних постах в м. Українка. За даними Центральної геофізичної обсерваторії імені Бориса Срезневського, Канівське водосховище в районі м. Українка у II кварталі 2020 р. в усіх створах забруднено сполуками цинку – 1,1–2,2 ГДК, хрому шестивалентного – 2,0–9,0 ГДК. У четвертому кварталі 2018 р. трапилося одинадцять випадків високого забруднення. На річках Дніпро та Деремезнянка зафіксовано п'ять випадків значного забруднення сполуками хрому шестивалентного в межах 12–13 ГДК, у пункті р. Кобринки спостерігався випадок високого забруднення сполуками цинку на рівні 14 ГДК [7]. Варто зазначити, що екологічний моніторинг вмісту сполук меркурію у складниках екосистеми в Обухівському районі не здійснюється. Отже, оцінювання міграції вищезгаданих металів у системі «вода-гідробіонт» дасть змогу прогнозувати наслідки забруднень і вироблення відповідних рекомендацій щодо їх усунення, а визначення екологічних особливостей міграції цинку, меркурію, хрому в екосистемі за допомогою моніторингових досліджень на територіях із високим антропогенним

навантаженням сприятиме ефективнішому розв'язанню низки екологічних проблем в Обухівському районі Київської області.

Мета роботи – екологічне оцінювання вмісту ртуті (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) і цинку (Zn^{2+}) у системі «грунт-рослина» у природних і трансформованих ландшафтах Обухівського району Київської області, «вода-гідробіонт» Канівського водосховища.

Умови та методи проведення досліджень. Обухівський район знаходиться в центральній частині Київської області, на правому березі ріки Дніпро. Площа території району становить 0,76 тис. га, що становить 2,5% від території області [14; 15]. Для виявлення специфіки зон дії основних джерел антропогенного забруднення здійснені польові й лабораторні дослідження вмісту металів у вибраних локалітетах. Дослідження небезпечності металів у природних екосистемах здійснювалися у квітні 2020 року на прикладі чотирьох локацій Обухівського району (у зоні діяльності Трипільської ТЕС м. Українка, полігону ТПВ № 5 с. Підгірці, у межах Канівського водосховища м. Українки та ландшафтного заказника місцевого значення «Урочище «Калинове» с. Витачеве). При виборі локацій об'єктів дослідження використовувалася інтерактивна екологічна карта – екогеопортал «Довкілля Обухівщини» (складена під час виконання магістерської роботи аспірантом Д.Є. Жавридою у 2019 р. для внутрішнього використання відділом екології Обухівської районної державної адміністрації Київської області). Як фоновий локалітет для

дослідження вмісту металів обрано територію ландшафтного заказника місцевого значення «Урочище «Калинове», що в с. Витачеві. Картохему відбору проб наведено на рисунку 1.

Відбір металів для досліджень ґрунтувався не тільки на їх відповідності найбільш поширеній групі поліютантів у номенклатурному й територіальному аспектах, а й належності, наприклад, Zn до важливих мікроелементів, що беруть участь у процесах життєдіяльності організмів [9].

Зразки відбирали згідно з вимогами ДСТУ (ДСТУ 4287:2004, ДСТУ ISO 10381-4-2005) у межах 3-х пробних ділянок [41; 42]. Площа пробної ділянки становила 100 м^2 , у межах пробної ділянки зразки ґрунту відбиралися методом конверту з формуванням одного репрезентативного зразка. Глибина відбору ґрунтових зразків була в межах 0–20 см. Відбирали зразки в чотириразовій повторності, з яких готували змішаний усереднений зразок ґрунту об'ємом до 1 кг. На кожній площі відбиралися рослинні зразки, з яких готували змішаний усереднений зразок об'ємом до 100 г (загальна фітомаса). Аналіз зразків ґрунту (Zn і Cr: ацетатно-амонійний буфер pH 4,8) і рослин ($\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{SO}_4$) здійснювали методом атомно-абсорбційної спектроскопії [20–24; 28]. Підготовку м'яких тканин риб для визначення в них вмісту металів здійснювали відповідно до рекомендацій, наведених у нормативних документах для харчових продуктів [21; 23]. Вимірювання концентрації металів у донних відкладах проводили методом атомно-абсорбційної спектроскопії (спек-

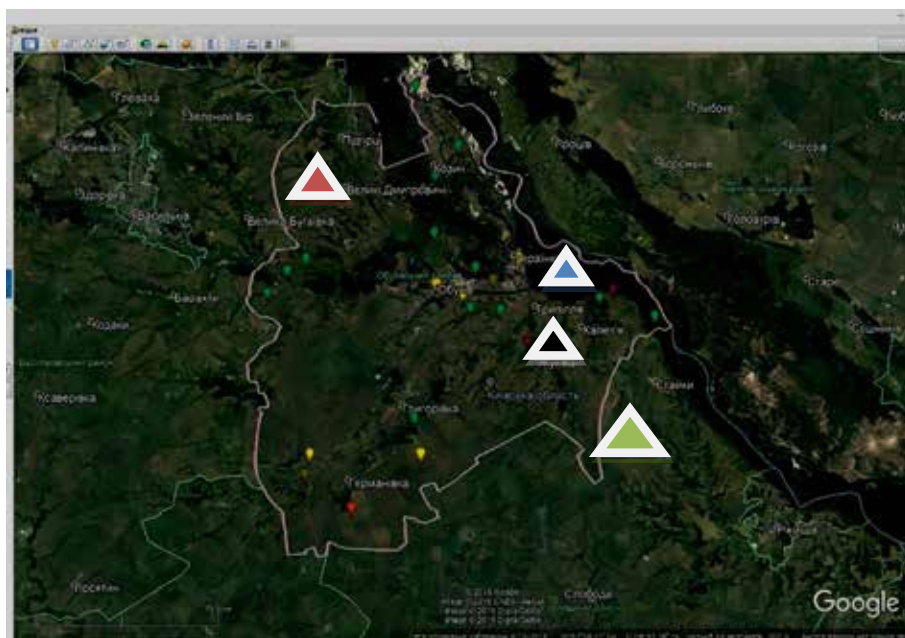


Рис. 1. Картохема відбору проб у локалітетах Обухівського району Київської області, 2020 р.:

- ▲ – полігон ТПВ № 5 (с. Підгірці); ▲ – Канівське водосховище (м. Українка);
- ▲ – ландшафтний заказник місцевого значення «Урочище «Калинове» (с. Витачів);
- ▲ – «Трипільська ТЕС»

трофотометр атомно-абсорбційний Сатурн-4, аналізатор меркурію, РА-915) [22].

Аналізи проводилися в санітарно-гігієнічній лабораторії відділу дослідження фізичних і хімічних факторів ДУ «Київський обласний лабораторний центр Міністерства охорони здоров'я України». Статистична обробка експериментальних даних проведена з використанням пакету прикладних програм Microsoft Excel за загальноприйнятими в біометрії методиками [16].

Виклад основного матеріалу. Уміст ртуті, хрому та цинку в ґрунті на досліджуваних лока-

літетах не перевищував установлені нормативи (таблиця 1). Уміст Cr⁶⁺ у біоті (а також у продуктах харчування) та воді не регламентується за чинними нормативами [10; 11–13; 38]. У ґрунті, воді та біоті найвищу концентрацію мав цинк, у компонентах систем «ґрунт-рослина» й «вода-гідробіонт» уміст досліджуваних металів змішувався в ряду: Zn > Cr > Hg.

Визначено, що найбільший уміст металів у ґрунті – в с. Підгірці (полігон № 5), найменший – у ландшафтному заказнику місцевого значення «Урочище «Калинове», що, вочевидь, пов'язано з антропоген-

Таблиця 1

Результати вимірювання металів у складниках екосистеми
Обухівського району Київської області у 2020 році

Об'єкт дослідження	Метал	ГДК	Концентрація
Зона діяльності Трипільської ТЕС (м. Українка)			
Ґрунт, мг/кг	Hg ²⁺	2,10	0,0028±0,001
	Zn ²⁺	23,0	1,7986±0,400
	Cr ⁺⁶	0,05	0,0151±0,003
<i>Taraxacum officinale</i> L., мг/кг	Hg ²⁺	0,02	0,004±0,001
	Zn ²⁺	10,0	1,1252±0,250
	Cr ⁺⁶	-	0,0141±0,003
Полігон № 5 (с. Підгірці)			
Ґрунт, мг/кг	Hg ²⁺	2,1	0,0056±0,001
	Zn ²⁺	23,0	3,6258±0,320
	Cr ⁺⁶	0,05	0,0253±0,004
<i>Taraxacum officinale</i> L., мг/кг	Hg	0,02	0,005±0,001
	Zn	10,0	1,2687±0,051
	Cr ⁺⁶	-	0,0258±0,002
Ландшафтний заказник місцевого значення «Урочище «Калинове» (с. Витачів)			
Ґрунт, мг/кг	Hg ²⁺	2,1	0,0053±0,001
	Zn ²⁺	23,0	1,8765±0,520
	Cr ⁺⁶	0,05	0,00442±0,0007
<i>Taraxacum officinale</i> L., мг/кг	Hg ²⁺	0,02	0,0052±0,001
	Zn ²⁺	10,0	1,9562±0,232
	Cr ⁺⁶	-	0,0065±0,001
Канівське водосховище (м. Українка)			
Вода поверхнева, мг/дм ³	Hg ²⁺	0,00053	0,0001149±0,00002
	Zn ²⁺	1,03	0,1985±0,003
	Cr ⁺⁶	0,05	0,02244±0,007
<i>Ceratophyllum demersum</i> L., мг/кг	Hg ²⁺	0,02	0,0074±0,001
	Zn ²⁺	50,0	2,3658±0,241
	Cr ⁺⁶	-	0,0095±0,001
Донні відклади, мг/кг	Hg ²⁺	-	0,0057±0,001
	Zn ²⁺	23,0	2,0566±0,154
	Cr ⁺⁶	-	0,0712±0,012
Риба густера (<i>Blicca bjoerkna</i>), мг/кг	Hg ²⁺	0,3	0,0055±0,001
	Zn ²⁺	40,0	1,9625±0,365
	Cr ⁺⁶	-	0,0352±0,0026
Риба щука звичайна (<i>Esox lucius</i>), мг/кг	Hg ²⁺	0,4	0,0061±0,002
	Zn ²⁺	40,0	1,5688±0,345
	Cr ⁺⁶	-	0,00322±0,0001

ним навантаженням на територію, де розташований полігон розміщення відходів (рис. 2).

Найбільшим умістом хрому у фітомасі *Taraxacum officinale* L. відзначався локалітет полігону № 5 (с. Підгірці), цинку – ландшафтний заказник місцевого значення «Урочище Калинове» (рис. 3).

У Канівському водосховищі риба густера мала більший уміст усіх досліджуваних металів, ніж щука звичайна (рис. 4). У працях низки авторів наведено приклади наявності високої біодоступності металів, зокрема ртуть, для гідробіонтів-хижаків [26; 39; 40; 43; 44]. Проте менший уміст досліджуваних металів у біомасі щуки звичайної порівняно з рибою густера може бути пов'язаний із видовою специфічністю в біодоступності Zn, Cr, Hg, тобто

«бар'єрним-безбар'єрним» механізмом надходження токсикантів до біоорганізмів. Варто зазначити, що серед усіх досліджуваних гідробіонтів у водорості *Ceratophyllum demersum* L. найбільший уміст ртуть.

Залежність умісту ртуть та хрому у фітомасі *Taraxacum officinale* L. від концентрації металів у ґрунті мала лінійну формалізованість (рис. 5). Коефіцієнти кореляції (r) для Hg і Cr становили, відповідно, 0,97 і 0,99. Проте цинк відзначався ступеневу формалізацією залежності вмісту у фітомасі рослин від концентрації металу в ґрунті. Коефіцієнт кореляції між умістом цього металу в ґрунті та фітомасі рослин був від'ємним ($r = -0,32$), що свідчить про зворотній і нетісний зв'язок між умістом цинку

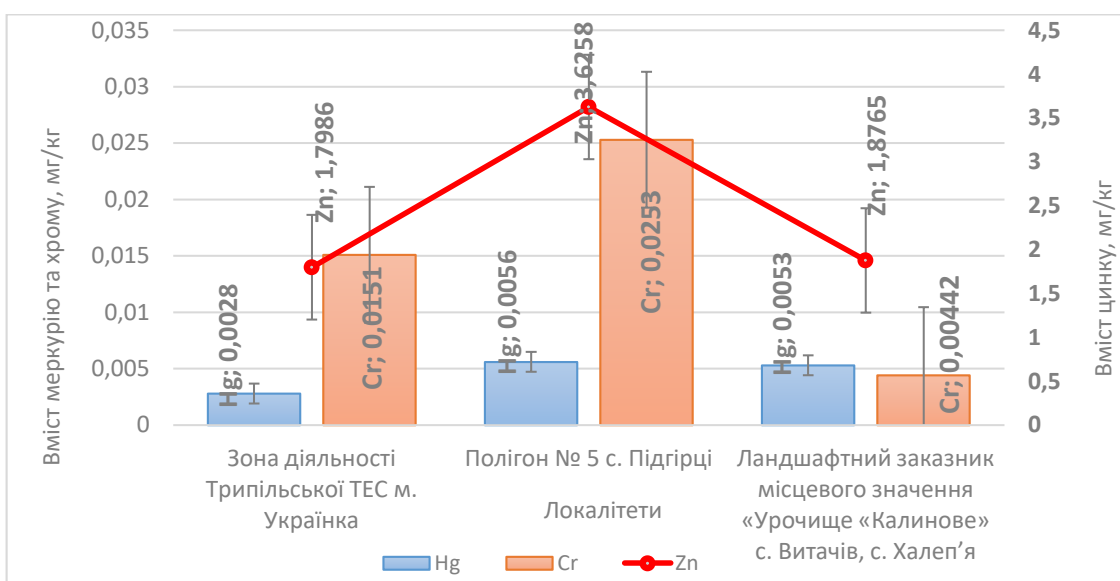


Рис. 2. Уміст Zn, Cr, Hg у ґрунті досліджуваної території

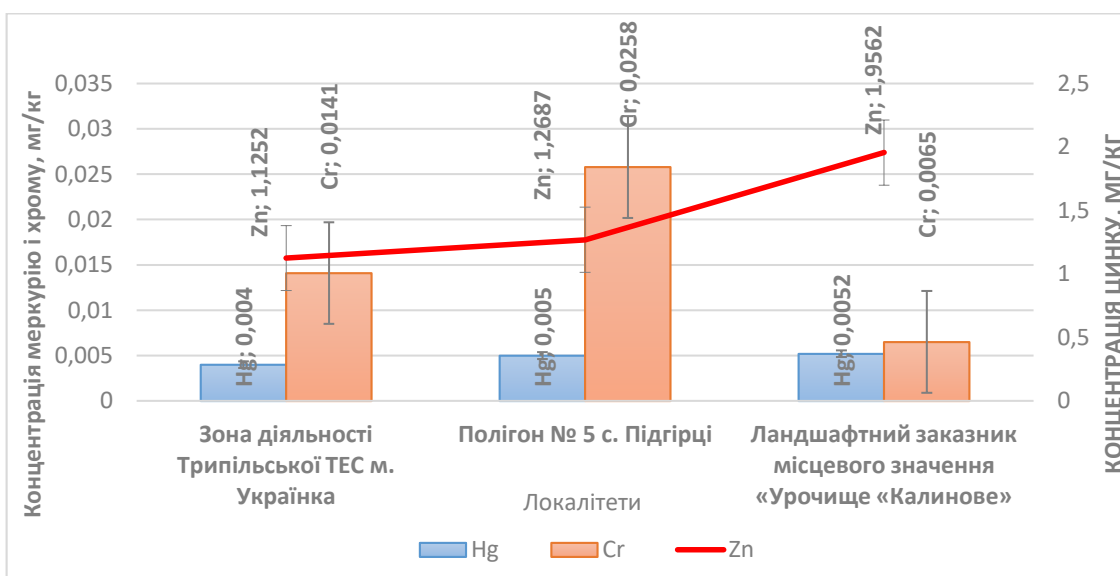


Рис. 3. Уміст Zn, Cr, Hg у фітомасі *Taraxacum officinale* L. на досліджуваній території

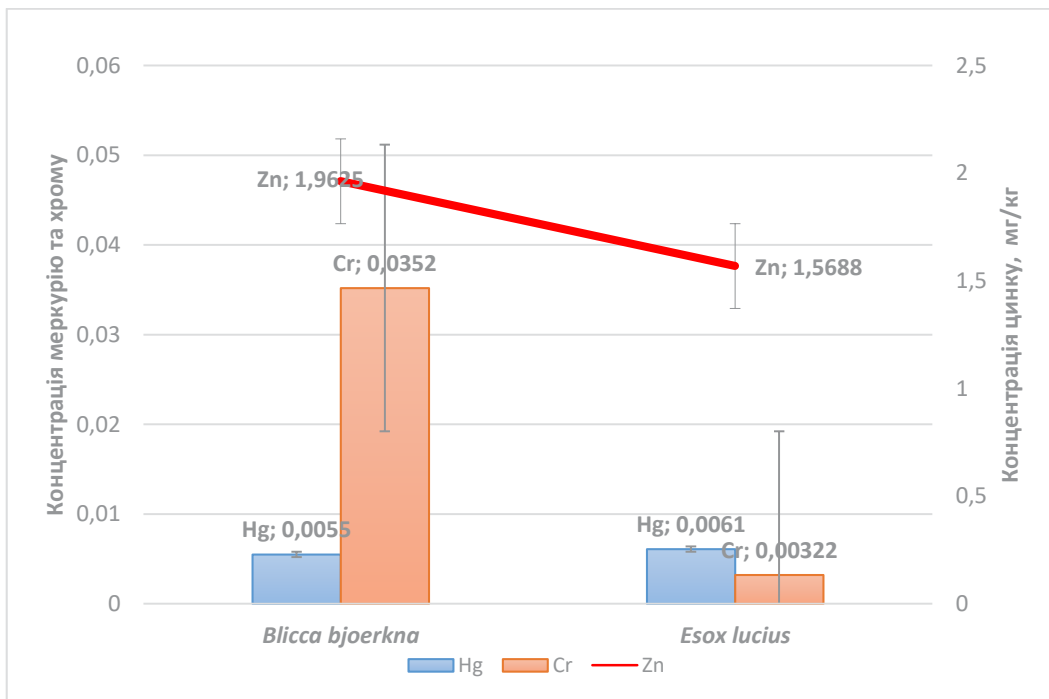
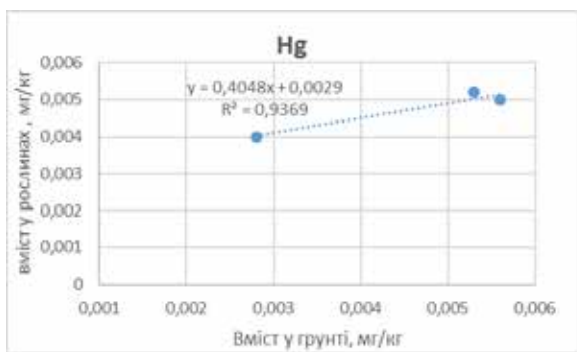
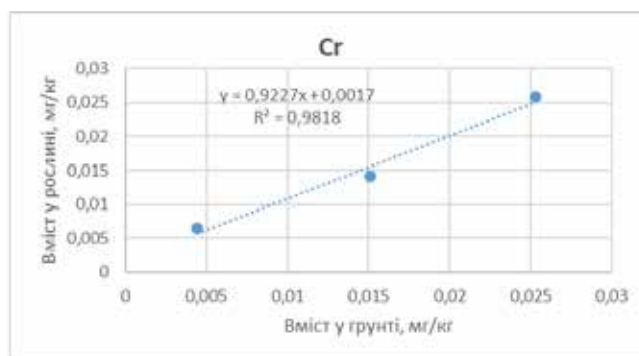


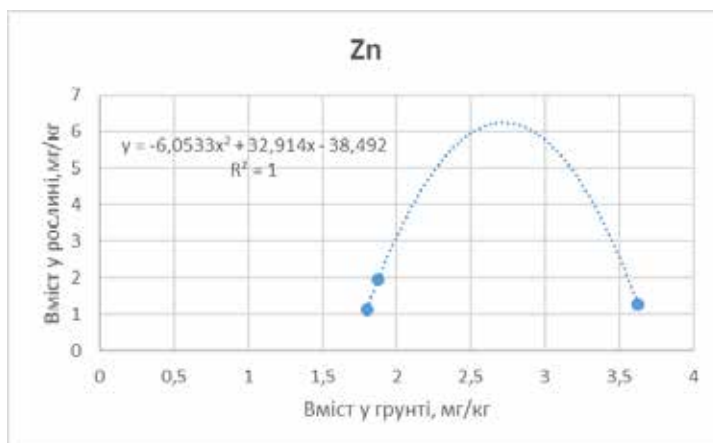
Рис. 4. Уміст Zn, Cr, Hg у деяких видах риб Канівського водосховища



а)



б)



в)

Рис. 5. Залежність умісту в загальній фітомасі *Taraxacum officinale* L. від умісту в ґрунті меркурію (а), хрому (б), цинку (в)

в ґрунті та рослинах. Це, швидше за все, пов'язано з фізіологічною роллю Zn як облігатного мікроелемента, що знаходиться в системі «ґрунт-рослина» в кількостях у десятки-сотні разів більших, ніж Cr і Hg (закономірність фізіологічної індивідуальності елементів). Окрім того, біодоступність Zn тісно пов'язана із засвоєнням рослинами кальцію, кадмію, заліза [17].

Головні висновки. У всіх досліджуваних локалітетах (ґрунт, вода, гідробіонт, рослина) не зафіксовані перевищення гранично допустимих концентрацій для Zn^{2+} , Hg^{2+} і Cr^{6+} . Установлено, що в компонентах систем «ґрунт-рослина» та «вода-гідробіонт» уміст металів зменшується в ряду: $Zn^{2+} > Cr^{6+} > Hg^{2+}$. З'ясовано, що в Канівському водосховищі риба густера (*Blicca bjoerkna*) мала біль-

ший уміст усіх досліджуваних металів, ніж шука звичайна (*Esox lucius*). Найбільший уміст хрому у фітомасі *Taraxacum officinale* L. виявлено в локалітеті полігону № 5 (с. Підгірці), цинку – у ландшафтному заказнику місцевого значення «Урочище Калинове». Спостерігалася лінійна залежність умісту меркурію та хрому у фітомасі *Taraxacum officinale* L. від концентрації металів у ґрунті, на відміну від цинку. Коефіцієнти кореляції (r) для Hg і Cr становили, відповідно, 0,97 і 0,99, а для цинку – 0,32. Найбільший уміст Hg, Cr, Zn мав ґрунт у с. Підгірці (полігон № 5), найменший – у ландшафтному заказнику місцевого значення «Урочище «Калинове», що, вочевидь, пов'язано з різним ступенем антропогенного навантаження на територію дослідження.

Література

1. Акти обстеження стану навколишнього природного середовища Обухівського району Київської області, проведені відділом екології та природних ресурсів Обухівської районної державної адміністрації Київської області протягом 2016–2020 рр.: Обухівська районна державна адміністрація. 2016–2020. 18 с.
2. Бондар О.І., Тараріко О.Г., Тимченко О.І. Антропогенні чинники довкілля та їх вплив на біоту та здоров'я людини : підручник для студентів вищих навчальних закладів України. Київ, 2006. 288 с.
3. Безпека регіонів України і стратегія її гарантування. Природно-техногенна (екологічна) безпека / за ред. Б.М. Данилишина. Київ : Наукова думка, 2008. Т. 1. 389 с.
4. Моніторинг навколишнього середовища : навчальний посібник / О.І. Бондар, І.В. Корінко, В.М. Ткач, О.І. Федоренко. Київ-Харків : ДЕІ-ГТІ, 2005. 126 с.
5. Бондар О.І., Риженко Н.О. Фітотоксикологічна класифікація токсичних металів за інтенсивністю їх біоаккумуляції в умовах зелених паркових зон м. Києва. *Агроєкологічний журнал*. 2017. Т. 3. С. 32–40.
6. Бондар О.І., Риженко Н.О. Екологічний моніторинг м. Києва. *Агроєкологічний журнал*. 2010. Т. 2. С. 41–46.
7. Бюлетень забруднення поверхневих вод на території Київської області за II квартал 2020. № 2. 110. Київ, 2020. 8 с.
8. Гришко В.М., Сищиков Д.В., Піскова О.М. Важкі метали: надходження в ґрунти, транслокація у рослинах та екологічна небезпека. *Донецьк*, 2012. 303 с.
9. Власюк П.А. Микроэлементы и радиоактивные изотопы в питании растений. Киев : Изд-во АН УССР, 1956. 115 с.
10. Гранично допустимі концентрації хімічних речовин у ґрунті (ГДК) : Наказ Головлікаря МОЗ від 30.10.1980 № 2264-80. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/v2264400-80> (дата звернення: 10.10.2020).
11. ГОСТ 26929-94. Сырье и продукты пищевые. Подготовка проб. Минерализация для определения содержания токсичных элементов. Москва : ИПК Издательство стандартов, 2002. 30 с.
12. ГОСТ 30178-96 Сырье и продукты пищевые. Атомно-абсорбционный метод определения токсичных элементов. Москва : ИПК Издательство стандартов, 2003. 10 с.
13. Про затвердження Державних гігієнічних правил і норм «Регламент максимальних рівнів окремих забруднюючих речовин у харчових продуктах» : Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 13.05.2013 № 368. URL: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/z0774-13> (дата звернення: 10.10.2020).
14. Екологічний паспорт регіону. Київська область. Київ : Державне управління охорони навколишнього природного середовища в Київській області, 2006. 67 с.
15. Екологічний паспорт Київської області. Київ : Державне управління охорони навколишнього природного середовища в Київській області, 2019. 197 с.
16. Ивантер Э.В., Коросов А.В. Элементарная биометрия. Петрозаводск, 2010. 104 с.
17. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе «почва-растение». Новосибирск : Наука. Сибирское отделение, 1991. 151 с.
18. Екотоксикологічна оцінка небезпечності поліютантів в системі «ґрунт-рослина» за кінетичними показниками / В.М. Кавецький, Н.О. Риженко, Т.В. Юрченко, О.М. Бердніков. *Сучасні проблеми біології, екології та хімії* : збірник матеріалів Міжнар. конф. Запоріжжя : ЗНУ, 2007. С. 356–359.
19. Козьякова Н.О., Кавецький В.М. Екотоксикологічна оцінка біоаккумуляції Cd, Pb, Zn, Cu у системі «ґрунт – рослина» : збірник матеріалів III Міжнар. мед. конф. студентів та молодих учених. Дніпропетровськ : ДГУ, 2002. С. 319–320.
20. Коваленко М.С., Калиниченко Е.А., Кулак С.А. Применение атомно-абсорбционного анализа в мониторинге окружающей природной среды. *Сборник научн. тр. Межд. научно-практич. конф.* Харьков : Райдер, 2005. Т. 2. С. 167–171.
21. МВВ № 081/12-0996-15. Методика выполнения измерений массовой доли ртути в пробах пищевых продуктов, продовольственного сырья, кормов, комбикормов и сырья для их производства атомно-абсорбционным методом с использованием анализатора ртути РА-915+ с приставкой ПИРО 915+ М-04-46-2007. Москва : ФСПНвСП, 2013. 23 с.
22. М 03-09-2013 (ПНД Ф 16.1:2.2.80-2013). Методика измерений массовой доли общей ртути в пробах почв, ґрунтов, в том числе тепличных, глин и донных отложений атомно-абсорбционным методом с использованием анализатора ртути РА-915 М. Москва : ФСПНвСП, 2011. 25 с.

23. МВВ 081/12-16-98. Методика выполнения измерений массовой доли кадмия, цинка, меди, свинца и мышьяка в пищевых продуктах. Атомно-абсорбционный метод с использованием электрохимической атомизации.
24. МВВ 081/12-4701-01. Методика выполнения измерений массовой концентрации алюминия, железа, марганца, меди, молибдена, свинца, стронция и цинка в питьевой воде. Атомно-абсорбционный метод с использованием электротермической атомизации.
25. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / А.В. Гриценко, О.Г. Васенко, Г.А. Верніченко, О.П. Мірошніченко. Харків : УкрНДЦЕП, 2012. 37 с.
26. Мірошніченко О.П., Васенко О.Г. Роль біологічної складової водних екосистем при формуванні донних відкладів. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2012. № 1-2. С. 51–54.
27. Запольський А.К., Войцицький А.П., Пількевич І.А. Моніторинг довкілля : підручник. Кам'янець-Подільський, 2012. Т. 1. 408 с.
28. Про затвердження методичних вказівок «Визначення вмісту ртуті в об'єктах виробничого, навколишнього середовища і біологічних матеріалах» : Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 10.06.2005 № 263. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0263282-05> (дата звернення: 10.10.2020).
29. Обухівський район. Загальна та екологічна інформація. Обухівська РДА. 2019. 5 с.
30. Районна програма охорони довкілля в Обухівському районі області на 2018–2020 рр. Обухівська РДА. 2018. 11 с.
31. Риженко Н.О. Біоаккумуляція Pb, Cd, Zn, Cu при імпаکتному забрудненні – екотоксикологічний критерій якості довкілля. *Екологічні науки*. 2012. Т. 1. С. 46–55.
32. Риженко Н.О. Нормування фітотоксичності металів у агроекосистемі. *Агроєкологічний журнал*. 2017. Т. 4. С. 14–21.
33. Риженко Н.О. Наукові онови фітотоксикологічної оцінки небезпечності металів (Cd, Pb, Co, Cu, Ni, Zn) у екосистемах : автореф. дис. ... докт. біол. наук : 03.00.16. Київ, 2018, 40 с.
34. Риженко Н.О. Принципи фітотоксикологічного нормування металів. *Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського*. 2017. Вип. 4 (105). С. 96–102.
35. Риженко Н.О. Фітотоксикологічна оцінка ризику небезпечності металів за їх біокумуляцією в природних екосистемах. *Вісник ЖНЕУ*. 2017. Вип. 2 (61). С. 110–115.
36. Риженко Н.О., Кавецький В.М. Екотоксикологічна оцінка фітотоксичності Cd, Cu, Zn, Pb за умов моно- та мультиметалічного забруднення ґрунту. *Наукові записки НАУКМА*. 2009. Т. 93. С. 77–81.
37. Риженко Н.О., Кавецький В.М. Критерій біоаккумуляції токсичних елементів в рослинницькій продукції як гігієнічний показник її якості. *Проблеми харчування*. 2004. № 3 (4). С. 34–41.
38. САНПин 4630-88. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения. Москва : Изд. Минздрава СССР, 1988. 67 с. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/v4630400-88> (дата звернення: 10.10.2020).
39. Трахтенберг И.М. Книга о ядах и отравлениях. Киев : Наукова думка, 2000. 368 с.
40. Юрченко Л.Л., Мірошніченко О.П. Особливості фазового вмісту важких металів в поверхневих водах української частини р. Дунай. *Екологічна безпека : проблеми і шляхи вирішення* : збірник наук. пр. IV Міжнар. наук.-практ. конфер. Алушта : Райдер, 2011. Т. 1. С. 282–286.
41. ДСТУ 4287:2004 (БЗ Т 11-2003/378). Якість ґрунту. Відбирання проб. [Чинний від 2004-30-04]. Київ, 2005. 5 с.
42. ДСТУ ISO 10381-4:2005 (ISO 10381-4:2003, IDT). Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 4. Настанови щодо процедури дослідження природних, майже природних та оброблюваних ділянок. [Чинний від 2005-14-04]. Київ, 2005. 24 с.
43. Veena K.V., Radhakrishnan C.K., Chacko J. Heavy metal induced biochemical effects in an estuarine teleost. *Indian Journal of Marine Science* 1997. Vol. 26. P. 74–78.
44. Morel F.M., Kraepiel A.M. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 1998. Vol. 29. P. 543–566.

ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОЛОГІЧНОГО ТА ЛАНДШАФТНОГО РІЗНОМАНІТТЯ

УДК

DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.5-32.11>

БІОРІЗНОМАНІТТЯ, ЯКІСТЬ ВОДИ Й ОСНОВНІ ФІЗИКО-ХІМІЧНІ ПОКАЗНИКИ СУББАСЕЙНУ ВЕЛИКИХ ПРИДУНАЙСЬКИХ ОЗЕР І ВОДОСХОВИЩА САСИК В ОСІННЬО-ЗИМОВИЙ ПЕРІОД

Бондар О.І.¹, Коротецький В.П.¹, Щербак В.І.², Сидоренко О.В.³

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

²Інститут гідробіології Національної академії наук України
пр. Героїв Сталінграда, 12, 02000, м. Київ

³Київський національний торговельно-економічний університет
вул. Кіото, 19, 02000, м. Київ
ek424nat@ukr.net, L_fish@ukr.net

Суббасейн великих придунайських озер – це унікальні водно-болотні угіддя, які мають велике природоохоронне значення в міграції перелітних птахів, а також аборигенній водній і навколоводній фауні. Ці озера частково використовуються для іригаційних цілей, промислового й аматорського рибальства, рекреації та мисливства. Проведені комплексні дослідження включали основні абіотичні й біотичні показники, а саме: фізичні, хімічні та біологічні (ботанічні, зоологічні, трофологічні). У роботі наводяться натурні дані за результатами експериментальних досліджень, отриманих у листопаді 2019 р. і лютому 2020 р. Надано характеристики фітопланктону, який відіграє провідну роль у формуванні біологічного різноманіття великих придунайських озер і водосховища Сасик. Це унікальні водно-болотні угіддя, які мають велике природоохоронне значення в міграції перелітних птахів, а також аборигенній водній і навколоводній фауні. Видовий склад, таксономічне різноманіття, кількісний розвиток (величини чисельності й біомаси), структурна організація домінуючого комплексу визначають біоценотичні зв'язки водних екосистем, формують потоки енергії та колообіг речовин, визначають біоресурсний потенціал, який є основою природної кормової бази в системі «фітопланктон → зоопланктон → риби».

Функціональні характеристики фітопланктону формують кисневий режим водних екосистем, визначають їх самоочисний потенціал, що є основою якості води. Сьогодні відсутній комплексний план дій як на державному, так й обласному рівнях з охорони, збереження, відновлення їх природного стану, водних і живих біологічних ресурсів, особливо аборигенних видів, і їх раціонального використання. Метою дослідження є встановлення основних показників біорізноманіття, якості води та екологічного стану масивів поверхневих вод суббасейну великих придунайських заплавлених озер і природно-штучної водної екосистеми – водосховища Сасик. *Ключові слова:* придунайські озера, водні екосистеми, абіотичні показники, біотичні показники, фітопланктон.

Biodiversity, water quality and main physical and chemical indicators of the sub-basin of large Danube lakes and reservoirs of sausages in autumn-winter period. Bondar O., Korotetskyi V., Shcherbak V., Sydorenko O.

The sub-basin of the large Danube lakes is a unique wetland, which is of great conservation importance in the migration of migratory birds, as well as aboriginal aquatic and aquatic fauna. These lakes are partially used for irrigation purposes, commercial and recreational fishing, recreation and hunting. The conducted comprehensive research included the main abiotic and biotic indicators, in particular: physical, chemical and biological (botanical, zoological, trophological). The article presents field data based on the results of experimental studies obtained in November 2019 and February 2020. The characteristics of phytoplankton, which occupies a leading place in the formation of biological diversity of large Danube lakes and reservoirs Sasyk. These are unique wetlands that are of great conservation importance in the migration of migratory birds, as well as aboriginal aquatic and aquatic fauna. Species composition, taxonomic diversity, quantitative development (abundance and biomass), structural organization of the dominant complex determines the biocoenotic relationships of aquatic ecosystems, forms energy flows and the cycle of substances, determines the bioresource potential, which is the basis of natural forage in the system → phytoplankton zooplankton → fish.

Functional characteristics of phytoplankton form the oxygen regime of aquatic ecosystems, determine their self-cleaning potential, which is the basis of water quality. There is no comprehensive Action Plan at both the state and regional levels for the protection, conservation, restoration of the natural state of aquatic and living biological resources, especially aboriginal species, and their rational use. The aim of the study is to establish the main indicators of biodiversity, water quality and ecological status of surface waters of the sub-basin of large Danube floodplain lakes and natural-artificial aquatic ecosystem – Sasyk Reservoir. *Key words:* Danube lakes, aquatic ecosystems, abiotic indicators, biotic indicators, phytoplankton.

Постановка проблеми. У різнотипних континентальних водних об'єктах України важливе місце посідає низка Великих придунайських озер, розміщених у південно-західній частині Одеської області України. Виходячи з басейнового принципу управління масивами поверхневих вод України, географічного розміщення озер, гідрологічних особливостей їх басейнів, можемо в межах дунайської лівобережної заплави виділити суббасейн великих придунайських озер, який включає сім озер (Кагул, Картал, Ялпуг, Кугурлуй, Катлабух і Китай) і їх водозбірні басейни. Вагоме значення має й природно-штучне озеро (водосховище) Сасик, яке створене після перекриття дамбою природного лиману Сасик і повного штучного викачування солоних чорноморських вод. Після повного осушування колишнього солоного лиману через проритий на той час канал р. Дунай-Сасик була направлена прісна вода.

Актуальність дослідження. Основною метою створення цього природно-штучного водного об'єкта було отримання великого за об'ємом водосховища прісної води. Після введення в експлуатацію каналу Дунай-Сасик і новоствореного водосховища Сасик, декількох етапів його опріснення шляхом чергування викачування солонувато-водних мас води і «запуску» прісних на початку 1980-х рр. подальші гідротехнічні роботи не виконувалися. Сьогодні відсутній комплексний план дій як на державному, так й обласному рівнях з охорони, збереження, відновлення природного стану водних і живих біологічних ресурсів, особливо аборигенних видів, і їх раціонального використання.

Метою дослідження є встановлення основних показників біорізноманіття, якості води й екологічного стану масивів поверхневих вод суббасейну великих придунайських заплавлених озер і природно-штучної водної екосистеми – водосховища Сасик.

Виклад основного матеріалу. Науково-пошукові дослідження, проведені в листопаді 2019 р. і лютому 2020 р., базувалися на методичних заходах, викладених у Постанові Кабінету Міністрів України «Про здійснення державного моніторингу масивів поверхневих вод» від 19 вересня 2018 р. № 758.

Проведені комплексні дослідження включали основні абіотичні та біотичні показники, викладені

в Постанові № 758, а саме: фізичні, хімічні та біологічні (ботанічні, зоологічні, трофологічні).

Проведення комплексних досліджень в осінньо-зимовий період зумовлене тим, що для всіх показників, наведених у Постанові, характерна чітко виражена сезонна динаміка, згідно з якою в різні сезони року (зима, весна, літо, осінь) вони можуть мати як мінімальні, так і максимальні значення, формуючи сприятливу якість водного середовища як для максимального біорізноманіття й оптимального розвитку живих біоресурсів, так і загроз для їхньої життєдіяльності.

У процесі експедиційних досліджень визначалися абіотичні та біотичні показники водних екосистем.

Температурний режим. Так, у листопаді 2019 р. температура води як на кінець осені була досить високою – +13,8–14,0°C. Відносно високими були й зимові температури води в лютому 2020 р. – від +0,4°C (озера Кугурлуй, Катлабух) до +1,8–2,5°C (озера Картал, Китай). Отримані натурні дані також є нетипово високими для зимового періоду. Очевидно, це пов'язано з таким:

– потеплінням повітря в Одеській області до +15–18°C на початку лютого;

– відсутністю льодового покриву на всіх досліджених водоймах.

Розподіл температури води по досліджених у 2019 і 2020 рр. водоймах наведено в таблиці 1.

Мінералізація й електропровідність. Натурні дослідження мінералізації й електропровідності (кондуктивності) води показали їх суттєві відмінності по досліджених водоймах. Так, величини електропровідності коливалися від 366–489 до 1305–1579 мСм/см, а мінералізації – від 163 (озера Картал і Кагул) до 1170–1245 мг/дм³ в оз. Китай і водосховищі Сасик.

Солоність води. Важливою гідрохімічною характеристикою водних мас, яка значно впливає на біорізноманіття, є солоність води.

Отримані натурні дані із солоності води наведені також у таблиці 1.

pH водних мас. Дослідження рН показали, що вода в усіх досліджених водоймах має лужний характер. При цьому мінімальні значення змінюються від 8,1–8,3 до максимальних – 8,5–8,9. Середні значення

Таблиця 1

Середні фізичні й гідрохімічні характеристики водних мас придунайських озер¹
у листопаді 2019 р. і лютому 2020 р.

Показники	Листопад 2019 р.		Лютий 2020 р.						
	озера								
	Китай	Сасик	Китай	Сасик	Ялпуг	Кагул	Картал	Кугурлуй	Катлабух
t°	13,8	14,0	2,5	0,7	0,7	3,2	1,8	0,4	0,4
Мінералізація, ррт	2044	1170	1245	1185	646	163	163	788	222
Солоність, ‰	2,44	2,03	2,75	2,07	0,73	0,46	0,48	0,92	0,89
Електропровідність, мСм/см	–	–	489	366	1305	325	325	1579	443

pH по всіх водоймах також мали лужний характер – 8,3–8,7.

Загалом багаторічні максимальні й середні дані pH за різні періоди досліджень наведено в таблиці 2.

Отримані впродовж 2019–2020 рр. натурні дані дають змогу чітко диференціювати досліджені водойми на кластери;

– солонуватоводні (солоність води від 2,03–2,07 до 2,44–2,75‰). Відповідно, це оз. Китай і водосховище Сасик;

– прісноводні (солоність води в межах від 0,46–0,48 до 0,73–0,92‰). Це всі інші досліджені озера.

Кисневий режим. Проведені натурні дослідження в осінньо-зимовий період показали, що абсолютний

уміст розчиненого у воді кисню – у досить широких межах – від 9,1–9,8 до 14,2–17,1 мг O₂/дм³, при цьому середні показники були досить високі – 9,8–16,4 мг O₂/дм³. Відповідно, з урахуванням температури на станції відбору було й насичення води киснем від 0,1–99 до 132–161% із середніми значеннями 106–152%.

Отже, згідно з отриманими даними, в осінньо-зимовий період 2019–2020 рр. кисневий режим досліджених водойм був позитивний, дефіциту кисню не зафіксовано.

Біогенні речовини. Життєдіяльність автотрофної ланки водних екосистем, зокрема фітопланктону, фітомікробентосу, значною мірою забезпечується

Таблиця 2

Багаторічні дані з мінімальних і максимальних (min-max) величин pH придунайських озер у різні періоди досліджень

Озера	Періоди досліджень				min-max впродовж 1983–2020 рр.
	1983–1985 рр.	1993 р.	2019 р.	2020 р.	
Кугурлуй	8,2–9,7	6,8–8,4	–	$\frac{8,3-8,7}{8,6}$	6,8–9,7
Катлабух	8,4–9,5	7,6–8,8	–	$\frac{8,3-8,9}{8,7}$	7,6–9,5
Китай	7,4–8,9	7,5–9,2	$\frac{8,7-8,8}{8,7}$	$\frac{8,3-8,8}{8,6}$	7,4–9,2
Кагул	8,4–9,7	7,6–8,4	–	$\frac{8,2-8,7}{8,5}$	7,6–9,7
Картал	–	–	–	$\frac{8,1-8,6}{8,3}$	8,1–8,6
Ялпуг	–	–	–	$\frac{8,4-8,8}{8,5}$	8,4–8,8
Водосховище Сасик	–	–	$\frac{8,6-8,6}{8,6}$	$\frac{8,3-8,9}{8,5}$	8,3–8,9

Таблиця 3

Багаторічні дані з мінімальних і максимальних (min-max) величин умісту розчиненого у воді кисню (мг O₂/дм³) придунайських озер у різні періоди досліджень

Озера	Періоди досліджень						min-max впродовж 1983–2020 рр.
	1983– 1990 рр.	1993 р.	2019 р.		2020 р.		
			мг O ₂ /дм ³	%	мг O ₂ /дм ³	%	
Кугурлуй	8,8–11,5	8,4–13,5	–	–	$\frac{13,8-14,7}{14,1}$	$\frac{91-108}{99}$	8,4–14,7
Катлабух	6,8–25,3	7,6–17,6	–	–	$\frac{9,8-11,8}{11,5}$	$\frac{132-146}{140}$	6,8–25,3
Китай	7,4–10,7	7,8–17,5	$\frac{9,1-10,3}{9,8}$	–	$\frac{9,8-10,8}{10,4}$	$\frac{98-123}{112}$	7,4–17,5
Кагул	8,6–18,2	7,6–13,4	–	–	$\frac{15,8-17,4}{16,4}$	$\frac{147-161}{152}$	7,6–18,2
Картал	–	–	–	–	$\frac{10,1-10,7}{10,4}$	$\frac{129-134}{132}$	10,1–10,7
Ялпуг	–	–	–	–	$\frac{9,8-10,5}{10,2}$	$\frac{102-118}{111}$	9,8–10,5
Водосховище Сасик	–	–	$\frac{10,5-11,2}{10,8}$	$\frac{102-109}{106}$	$\frac{13,0-14,2}{13,9}$	$\frac{149-163}{156}$	10,5–14,2

наявністю біогенних речовин, зокрема сполуками мінерального азоту (NH_4^+ , NO_3^-), фосфору (PO_4^{3-} розчин.), заліза ($\text{Fe}_{\text{розчин.}}$) і кремнію (Si^{4+}), із якого формуються кремнеземові стулки водоростей одного з домінуючих відділів – *Vacillariophyta*.

Аналіз багаторічних даних із граничних і середніх концентрацій біогенних речовин у воді великих придунайських озер (таблиця 4) наочно показує, що жоден із них не є лімітуючим чинником, відсутність якого може інгібувати розвиток компонентів автотрофної ланки.

У таблиці 4 наведено величини перманганатної окиснюваності (ПО) й біхроматної окиснюваності (БО), які характеризують наявність у воді як легкоокиснюваних органічних речовин (за ПО), так і важкоокиснюваних (за БО).

Наведені дані показують, що водна товща всіх представлених озер досить багата на розчинні органічні речовини.

У формуванні біологічного різноманіття великих придунайських озер і водосховища Сасик провідну роль відіграє фітопланктон. Його видовий склад, таксономічне різноманіття, кількісний розвиток (величини чисельності й біомаси), структурна організація домінуючого комплексу визначають біоценотичні зв'язки водних екосистем, формують потоки енергії та колообіг речовин, визначають біоресурсний потенціал, який є основою природної кормової бази в системі «фітопланктон → зоопланктон → риби». Функціональні характеристики фітопланктону формують кисневий режим водних екосистем, визначають їх самоочисний потенціал, що є основою якості води.

Особливістю осінньо-зимового фітопланктону великих придунайських озер і водосховища Сасик було високе видове багатство. Так, в альгологічних пробах у листопаді 2019 р. нараховувалося до 44–51 видівих і внутрішньовидових таксонів (далі – в. в. т.), а в лютому 2020 р. – до 43–64 в. в. т. в озерах Китай і Ялпуг і до 45 в. в. т. у водосховищі Сасик. Мінімальною кількістю видів – 16–23 в. в. т. – харак-

теризувалося видове багатство в озерах Картал і Катлабух. Усього видове багатство досліджуваних екосистем в осінньо-зимовий період становило 184 в. в. т. із восьми систематичних відділів водоростей. Найбільш масово (81,60 і 23 в. в. т., що, відповідно, становило 44,33 і 13%) представлені *Vacillariophyta*, *Chlorophyta* та *Cyanophyta*. Як субдомінанти необхідно відмітити *Euglenophyta* – 12 в. в. т. (70% флористичного спектру) – репрезентативних індикаторів органічного забруднення води. Представники інших систематичних відділів – *Dinophyta*, *Cryptophyta*, *Chytosphyta*, *Xantophyta* – представлені поодинокими видами, а в деяких озерах узагалі відсутні. Відповідно, і у формуванні флористичного спектру їх роль мізерна.

Чисельність і її структура. Важливим кількісним показником, який характеризує фітопланктон, різноманіття його морфологічних, розмірних показників, є чисельність. Проведений аналіз чисельності величин, структури, розподілу по досліджених водних об'єктах і вегетаційних сезонах дав змогу встановити декілька важливих закономірностей, які підтверджують провідну роль фітопланктону в біологічному різноманітті великих придунайських озер і водосховища Сасик.

1. Високі величини чисельності в осінній період. Так, у листопаді 2019 р. чисельність становила 246573–360325 тис. кл/дм³, незважаючи на те що температура води становила до +14°C.

2. Високими величинами чисельності (301642–678964 тис. кл/дм³) характеризувався зимовий фітопланктон озер Катлабух, Ялпуг, водосховище Сасик, мінімальними (2434041 тис. кл/дм³) – оз. Китай при температурі води +2,5°C.

Практично на порядок нижчими показниками чисельності характеризувались озера Картал, Кугурлуй, Кагул – 4834–8129 тис. кл/дм³. Але й така чисельність, яка перевищує кілька мільйонів клітин у дм³, є нетипово високою для зимового періоду. Уважаємо, що такі високі показники чисельності фітопланктону зумовлені аномально теплою зимою,

Таблиця 4

Багаторічна гранична й середня концентрація біогенних речовин і ПО, БО (мг О/дм³) у воді придунайських озер

Водойма	NH_4^+	NO_3^-	PO_4^{3-} розчин.	$\text{Fe}_{\text{розчин.}}$	Si^{4+}	ПО	БО
Ялпуг	<u>0,000–0,720</u> 0,336	<u>Сліди – 0,990</u> 0,185	<u>0,015–0,170</u> 0,052	<u>0,020–1,155</u> 0,111	<u>1,00–9,25</u> 4,10	<u>4,96–12,50</u> 7,21	<u>7,90–42,60</u> 17,2
Кугурлуй	<u>0,208–0,521</u> 0,338	<u>0,030–0,615</u> 0,203	<u>0,025–0,105</u> 0,047	<u>0,030–0,265</u> 0,121	<u>2,00–5,35</u> 4,10	<u>4,80–8,96</u> 7,46	<u>13,40–38,30</u> 21,20
Катлабух	<u>0,360–1,062</u> 0,527	<u>Сліди – 0,235</u> 0,118	<u>0,000–0,165</u> 0,066	<u>0,050–0,348</u> 0,177	<u>1,85–5,45</u> –	<u>6,80–17,00</u> 9,23	<u>13,90–32,40</u> 22,40
Китай	<u>0,390–0,758</u> 0,505	<u>0,020–1,330</u> 0,472	<u>0,017–0,180</u> 0,089	<u>0,095–0,325</u> 0,194	<u>1,40–8,50</u> 3,13	<u>9,28–17,30</u> 11,70	<u>13,40–56,00</u> 29,60
Кагул	<u>0,205–0,612</u> 0,384	<u>0,015–0,180</u> 0,086	<u>0,005–0,070</u> 0,030	<u>0,050–0,180</u> 0,111	<u>1,80–3,05</u> –	<u>4,56–7,04</u> 5,83	<u>8,93–26,90</u> 19,50

Примітка: над рискою – мінімальні-максимальні величини, під рискою – середні.

**Видове й таксономічне різноманіття фітопланктону великих придунайських озер
і водосховища Сасик в осінньо-зимовий період**

Відділи	Листопад 2019 р.		Лютий 2020 р.						
	Китай	Сасик	Китай	Сасик	Ялпуг	Каргал	Кугурлуй	Кагул	Катлабух
Cyanophyta	$\frac{10}{23}$	$\frac{13}{25}$	$\frac{12}{28}$	$\frac{10}{22}$	$\frac{11}{17}$	$\frac{1}{6}$	$\frac{3}{9}$	$\frac{1}{2}$	$\frac{5}{22}$
Euglenophyta	$\frac{6}{14}$	$\frac{4}{8}$	$\frac{2}{5}$	$\frac{2}{4}$	–	$\frac{2}{13}$	–	$\frac{1}{2}$	–
Dinophyta	–	$\frac{1}{2}$	–	–	–	–	–	–	–
Cryptophyta	–	$\frac{1}{2}$	–	–	–	–	–	–	–
Chrysophyta	$\frac{1}{2}$	$\frac{2}{4}$	–	–	$\frac{1}{2}$	$\frac{4}{25}$	$\frac{1}{3}$	–	–
Bacillariophyta	$\frac{3}{7}$	$\frac{8}{16}$	$\frac{20}{47}$	$\frac{10}{22}$	$\frac{28}{44}$	$\frac{5}{31}$	$\frac{23}{70}$	$\frac{26}{63}$	$\frac{5}{22}$
Xanthophyta	–	–	–	–	–	–	–	$\frac{1}{2}$	–
Chlorophyta	$\frac{24}{55}$	$\frac{22}{43}$	$\frac{9}{21}$	$\frac{23}{51}$	$\frac{24}{38}$	$\frac{4}{25}$	$\frac{6}{18}$	$\frac{12}{29}$	$\frac{13}{57}$

Примітка: над рискою – кількість видів і внутрішньовидових таксонів, під рискою – % від загальної кількості.

навіть потеплінням повітря до +18°C в Одеській області за декілька днів до наших досліджень.

3. Інтенсивний розвиток в осінній період Суанорфита з часткою у фітопланктоні, що становила до 84–95%.

Провідну роль Суанорфита у формуванні чисельності відіграла й у зимовий період. Так, в озерах Катлабух, Ялпуг, Китай вони формували 77–98%, а у водосховищі Сасик – 94. При цьому навіть їхня мінімальна частка (29%) була в оз. Кагул і зростала до 43–50% в озерах Каргал і Кугурлуй.

4. Як субдомінанти за чисельністю реєструвалися:

– Chlorophyta з чисельністю до 22276–37583 тис. кл/дм³ із часткою, яка сягала до 20–41%; в озерах Кугурлуй і Кагул, де Суанорфита значно менше;

– Bacillariophyta з максимальною чисельністю до 21296–29949 (до 29–30%) також у вищенаведених озерах.

5. Загалом за величинами чисельності осінньо-зимовий фітопланктон 2019–2020 рр. можна характеризувати як типово синьо-зелений із діатомово-зеленими ознаками.

Фактичні натурні дані за величинами чисельності (тис. кл/дм³), її структура у великих придунайських озерах і водосховищі Сасик в осінньо-зимовий період 2019–2020 рр. наведено в таблиці 6.

Біомаса. Енергетичною основою, що формує потоки енергії між фітопланктоном і гідробіонтами вищих трофічних рівнів і визначає інтенсивність фотосинтетичного насичення води киснем і колообіг речовин, є біомаса.

Натурними дослідженнями, проведеними в осінній і зимовий періоди 2019–2020 рр., встановлено, що максимальні величини біомаси фітопланктону сягали 25,519–64,112 г/м³, а мінімальні були не ниж-

чими – 1,578–3,271 г/м³. Зареєстровані натурні величини біомас як для осіннього, так і зимового періодів були досить високими, що, на нашу думку, пояснюється таким: аномально високими температурами води, що значно перевищували кліматичну норму; відсутністю льодового покриву; достатньої кількості біогенних елементів (N, P) для забезпечення процесів первинного продукування; низькою інтенсивністю життєдіяльності гідробіонтів вищих трофічних рівнів (безхребетні, риби) у зимовий період, які споживають фітопланктон.

Аналіз структурної організації біомаси показав, що, на відміну від чисельності, де домінували Суанорфита, у її формуванні провідну роль відіграли водорості трьох систематичних відділів – Суанорфита, Bacillariophyta і Chlorophyta. При цьому реєструвалися: монодомінантні угруповання (в оз. Кугурлуй до 97% біомаси формували Bacillariophyta); олігодомінантні (в оз. Катлабух 60% і 30% формували Chlorophyta й Bacillariophyta); полідомінантні (в озерах Китай, Ялпуг основу біомаси формували Суанорфита, Bacillariophyta і Chlorophyta).

Установлена дискретність у структурі біомаси є важливим адаптаційним природним механізмом, який у різноманітних водних екосистемах (у цьому випадку великих придунайських озерах) сприяє формуванню високих величин біомаси.

Загалом біомаса (г/м³), її структура великих придунайських озер і водосховища Сасик в осінньо-зимовий період 2019–2020 рр. наведені в таблиці 7.

Аналіз структури домінуючих комплексів по досліджених водоймах показав, що фітопланктон представлений полідомінантною структурою, що дає фітопланктону змогу відігравати провідну роль у біорізноманітті. Винятком є тільки оз. Кугурлуй, де

Таблиця 6

Чисельність фітопланктону (тис. кл/дм³), її структура у великих придунайських озерах і водосховищі Сасик в осінньо-зимовий період 2019–2020 рр.

Відділи	Листопад 2019 р.		Лютий 2020 р.						
	Китай	Сасик	Китай	Сасик	Ялпуг	Каргал	Кугурлуй	Кагул	Катлабух
Cyanophyta	<u>302453</u> 84	<u>234606</u> 95	<u>2378436</u> 98	<u>639706</u> 94	<u>257870</u> 85	<u>3520</u> 43	<u>3753</u> 50	<u>1400</u> 29	<u>27112</u> 77
Euglenophyta	<u>846</u> *	<u>2016</u> 1	<u>1866</u> *	<u>16</u> *	–	<u>17</u> *	–	<u>4</u> *	–
Dinophyta	–	<u>3</u> *	–	–	–	–	–	–	–
Cryptophyta	–	<u>48</u> *	–	–	–	–	–	–	–
Chrysophyta	<u>158</u> *	<u>480</u> *	–	–	<u>200</u> *	<u>3251</u> 40	<u>95</u> 1	–	–
Bacillariophyta	<u>738</u> *	<u>864</u> *	<u>29949</u> 1	<u>1659</u> *	<u>21296</u> 7	<u>330</u> 4	<u>2138</u> 29	<u>1467</u> 30	<u>1197</u> 3
Xanthophyta	–	–	–	–	–	–	–	<u>4</u> *	–
Chlorophyta	<u>56131</u> 16	<u>8736</u> 4	<u>23790</u> 1	<u>37583</u> 6	<u>22276</u> 7	<u>1012</u> 12	<u>1473</u> 20	<u>1960</u> 41	<u>6916</u> 20

Примітка: над рискою – чисельність відділу (тис. кл/дм³), під рискою – % від загальної чисельності, «*» – частка відділу менша ніж 1%.

Таблиця 7

Біомаса фітопланктону (г/м³), її структура у великих придунайських озерах і водосховищі Сасик в осінньо-зимовий період 2019–2020 рр.

Відділи	Листопад 2019 р.		Лютий 2020 р.						
	Китай	Сасик	Китай	Сасик	Ялпуг	Каргал	Кугурлуй	Кагул	Катлабух
Cyanophyta	<u>8,613</u> 52	<u>4,519</u> 22	<u>26,029</u> 41	<u>7,783</u> 40	<u>5,916</u> 23	<u>0,014</u> 1	<u>0,046</u> *	<u>0,004</u> *	<u>0,490</u> 9
Euglenophyta	<u>2,383</u> 14	<u>12,404</u> 61	<u>0,823</u> 1	<u>0,105</u> 1	–	<u>0,112</u> 7	–	<u>0,006</u> *	–
Dinophyta	–	<u>0,031</u> *	–	–	–	–	–	–	–
Cryptophyta	–	<u>0,026</u> *	–	–	–	–	–	–	–
Chrysophyta	<u>0,042</u> *	<u>0,123</u> 1	–	–	<u>0,068</u> *	<u>0,822</u> 52	<u>0,026</u> *	–	–
Bacillariophyta	<u>1,039</u> 6	<u>1,306</u> 6	<u>28,520</u> 44	<u>2,934</u> 15	<u>16,514</u> 65	<u>0,200</u> 13	<u>17,797</u> 99	<u>1,880</u> 57	<u>1,624</u> 31
Xanthophyta	–	–	–	–	–	–	–	<u>0,002</u> *	–
Chlorophyta	<u>4,521</u> 27	<u>1,860</u> 9	<u>8,742</u> 14	<u>8,637</u> 44	<u>3,021</u> 12	<u>0,429</u> 27	<u>0,179</u> 1	<u>1,379</u> 42	<u>3,124</u> 60

Примітка: над рискою – біомаса відділу (г/м³), під рискою – % від загальної біомаси, «*» – частка відділу менша ніж 1%.

зареєстрований олігодомінантний комплекс із двох великоклітинних видів із відділу Bacillariophyta – *Cymatopleura elliptica* і *Pinnularia brebissonii*.

Отже, існування оліго- й полідомінантних комплексів навіть в осінньо-зимовий період указує на провідну роль фітопланктону в досліджуваних водоймах.

Загалом видовий склад і структура домінуючого комплексу великих придунайських озер і водосховища Сасик в осінньо-зимовий період 2019–2020 рр. наведені в таблиці 8.

Згідно з положеннями Постанови Кабінету Міністрів від 19 вересня 2018 р. № 758, обов'язковим показником моніторингу є фітомікробентос і макрозообентос. Розглянемо їх характеристики на прикладі оз. Кагул.

Установлено, що в зимовий період 2020 р. різноманіття зимового фітомікробентосу становило 31 в. в. т., які належали до двох систематичних відділів – Bacillariophyta (29 в. в. т. (94% флористичного різноманіття)) і Cyanophyta (2 в. в. т. (6%)).

Видовий склад і структура домінуючого комплексу за біомасою (г/м³) фітопланктону великих придунайських озер і водосховища Сасик в осінньо-зимовий період 2019–2020 рр.

Види-домінанти	Листопад 2019 р.		Лютий 2020 р.						
	Китай	Сасик	Китай	Сасик	Ялпуг	Каргал	Кугурлуй	Кагул	Катлабух
<i>Microcystis aeruginosa</i>	<u>1,673</u> 10	–	*	–	*	–	–	–	–
<i>Microcystis pulverea</i>	<u>1,718</u> 10	<u>1,721</u> 8	<u>13,440</u> 21	<u>1,019</u> 5	*	–	–	–	*
<i>Microcystis wesenbergii</i>	–	–	<u>4,339</u> 7	–	–	–	–	–	–
<i>Oscillatoria amphibia</i>	*	<u>1,039</u> 5	*	<u>1,797</u> 9	<u>3,595</u> 14	–	–	–	<u>0,300</u> 6
<i>Oscillatoria geminata</i>	<u>2,613</u> 16	*	*	–	–	–	*	–	–
<i>Pseudoholopedia convoluta</i>	<u>1,905</u> 11	–	–	<u>2,822</u> 15	–	–	–	–	–
<i>Euglena anabaena</i>	–	<u>10,710</u> 53	–	*	–	–	–	–	–
<i>Chrysococcus rufescens</i>	*	*	–	–	–	<u>0,755</u> 48	*	–	–
<i>Cyclostephanus dubius</i>	–	–	–	–	<u>3,544</u> 14	–	–	–	–
<i>Cyclotella planctonica</i>	–	–	–	–	–	<u>0,138</u> 9	–	–	–
<i>Cymatopleura elliptica</i>	–	–	–	–	*	–	<u>12,278</u> 68	–	–
<i>Navicula gregaria</i>	–	–	–	–	–	–	*	*	<u>1,020</u> 19
<i>Navicula peregrina</i>	–	–	<u>8,478</u> 13	–	–	–	–	<u>0,247</u> 8	–
<i>Nitzschia vitrea</i>	–	–	–	–	–	–	–	<u>0,549</u> 17	–
<i>Pinnularia brebissonii</i>	–	–	–	–	–	–	<u>2,328</u> 13	–	–
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	<u>1,031</u> 10	*	–	–	–	–	–	–	*
<i>Synedra acus</i>	–	*	–	*	<u>8,321</u> 33	*	–	<u>0,165</u> 5	–
<i>Tryblionella levidensis</i>	–	–	–	<u>2,110</u> 11	<u>1,206</u> 5	–	*	–	–
<i>Chlamydomonas globosa</i>	*	–	–	*	*	<u>0,416</u> 26	–	–	–
<i>Chlamydomonas monadina</i>	–	–	<u>4,909</u> 8	–	–	–	–	<u>0,286</u> 9	<u>1,391</u> 27
<i>Coelastrum astroideum</i>	–	–	–	–	–	–	–	<u>0,495</u> 15	–
<i>Oocystis marssonii</i>	*	–	–	*	*	–	–	–	<u>0,453</u> 9
<i>Tetrastrum triangulare</i>	*	*	–	<u>3,301</u> 17	–	–	–	*	<u>0,713</u> 14

Примітка: над рискою – біомаса виду (г/м³), під рискою – % від загальної біомаси, «–» – вид на станції не зустрічався; «*» – вид на станції зустрічався, але до складу домінуючого комплексу не входив.

Провідна роль Bacillariophyta належала їй за чисельністю, і за біомасою фітомікробентосу: 7458 тис. кл/дм³ (82%) і 68,696 мг/10 см² (99%) відповідно.

Домінуючий комплекс зимового фітомікробентосу представлений полідомінантною структурою із 6 видів, 5 із яких (84% флористичного спектру)

належали до великоклітинних, типово бентосних пенатних форм Bacillariophyta. Один вид представлений Cyanophyta – *Aphanizomenon flos-aquae*. Установлений домінуючий комплекс із провідною роллю Bacillariophyta є типовим для водних екосистем, у яких домінують природні процеси.

Водночас знаходження в складі домінуючих видів фітомікробентосу *Aphanizomenon flos-aquae* – типового представника Cyanophyta, який є одним із основних збудників «цвітіння» континентальних водойм, дає змогу стверджувати, що в літній період цей вид зможе інтенсивно вегетувати в планктоні. А виходячи з того, що він здатний виділяти альготоксини, то його масове «цвітіння» може призвести до біологічної загрози для життєдіяльності гідробіонтів більш високих трофічних рівнів – безхребетних і риб. Також при масовому відмиранні й деструкції його біомаси може формуватися задуха та погіршитися якість води. Очевидно, що єдиним засобом боротьби із цією потенціальною біологічною загрозою є біомеліорація через уселення рослиноїдних риб, передусім білого товстолобика.

Загалом видовий склад і структуру домінуючого комплексу зимового фітомікробентосу оз. Кагул наведено в таблиці 9.

Таблиця 9

Видовий склад і структура домінуючого комплексу фітомікробентосу твердих субстратів озера Кагул у лютому 2020 р.

Види-домінанти	Біомаса, мг/10 см ²
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	$\frac{3,532}{4}$
<i>Cymbella helvetica</i>	$\frac{23,910}{34}$
<i>Cymbella lanceolata</i>	$\frac{7,473}{11}$
<i>Navicula crucicula</i>	$\frac{5,640}{8}$
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	$\frac{4,535}{7}$
<i>Synedra ulna</i>	$\frac{7,234}{10}$

Примітка: над рискою – біомаса виду-домінанта, під рискою – % від загальної біомаси.

Основу зообентосу оз. Кагул формують молюски з родів *Monodacna* і *Dreissena*, олігохети, тендепиди, інші групи організмів – поліхети, гамариди, корофіїди – виступали в ролі субдомінантів.

Показники кількісного розвитку зообентосу суттєво коливалися по різних ділянках озера. Так, у верхній ділянці чисельність становила 0,20–3,90 тис. екз./м², а біомаса – 0,40–812,10 г/м², а в нижній – 0,65–0,85 тис. екз./м² і 11,70–75,70 г/м².

Виходячи із цих даних, розрахована загальна величина біомаси по озеру становить 91702,9 ц/озеро при середній біомасі 889,4 кг/га.

Отже, в озері Кагул формується «залишкова» біомаса, яка неповною мірою використовується рибами-бентофагами й у разі розкладання якої у водну товщу надходить додаткова органічна речовина, що погіршує кисневий режим, збільшує органічне забруднення водних мас, погіршує якість води, особливо в осінньо-зимовий період.

За кількісним розвитком зообентосу як основи кормової бази риб-бентофагів можна констатувати про її значний біологічний потенціал, що не використовується як кормовий ресурс для живлення риб, які на сьогодні є в озері. Можна чітко стверджувати про можливість проведення біомеліоративних робіт шляхом уселення в озеро риб-бентофагів, зокрема коропа й чорного амура.

Отже, проведення біомеліоративних робіт покращить не тільки якість води в озері Кагул, а й екологічну ситуацію загалом.

Важливим компонентом водних екосистем, який слугує харчовим ресурсом для планктонних ракоподібних і риб-планктонофагів, є органічний детрит.

Проведений відповідний аналіз дав змогу ранжувати частки органічного детриту на чотири фракції – мінімальних розмірів – до менше ніж 30 мкм, які найбільшою мірою споживаються зоопланктоном, до максимальних – більше ніж 101 мкм, які входять в основному до харчового ресурсу риб-детритофагів.

Результати ранжування часток органічного детриту, їх розмірні характеристики та відсоткове співвідношення представлено в таблиці 11.

Наведені дані наочно показують, що основна кількість часток органічного детриту від 36–60% і до 95–97% представлена найменшою розмірною фракцією, яка входить у раціон гіллястих і мирних веслоногих рачків, особливо на перших ювенальних стадіях Copepoda. Більші частки детриту входять до харчового спектру риб-планктонофагів і риб-детритофагів.

Як приклад, що ілюструє детрит як харчовий ресурс, наводиться схема трофічних відносин у водній товщі (рис. 1).

Виходячи з даних таблиць 11 і 12, можемо стверджувати, що як зоопланктон, так і риби-детритофаги в досліджених придунайських водоймах значною мірою забезпечені харчовим ресурсом через споживання органічного детриту.

Високий харчовий потенціал, до складу якого входить й органічний детрит, забезпечує харчові потреби безхребетних навіть у зимовий період у великих придунайських озерах, що й підтверджують літературні дані (таблиця 13).

Важливо підкреслити, що натурні дані, отримані нами в лютому 2020 р., показують, що навіть у зимовий період у зоопланктоні досліджених озер вегетують представники класу Rotatoria, зокрема *Trichocerca* sp., *Platyias* sp., представники Ciliatia. Також у зимовому планктоні безхребетних зустрічаються види ракоподібних види з підряду Cladocera

(роди *Bosmina* й *Ceriodaphnia*) і підкласу *Sopropoda*. Останні також представлені численними наупліями різних стадій (I–III), що є типовим явищем для зимового планктону ракоподібних.

Виходячи з того, що дослідженнями охоплено озерний суббасейн – басейн шести великих придунайських озер – і водосховище Сасик, функціонування якого

впливає на комплекс як природних, так й антропогенних чинників, нагальною проблемою є оцінювання якості води досліджуваних водойм та екологічного стану загалом як наукового складника до формування Плану дій з охорони, збереження, невиснажливого природокористування та проведення необхідних біомеліоративних робіт з відновлення природного стану.

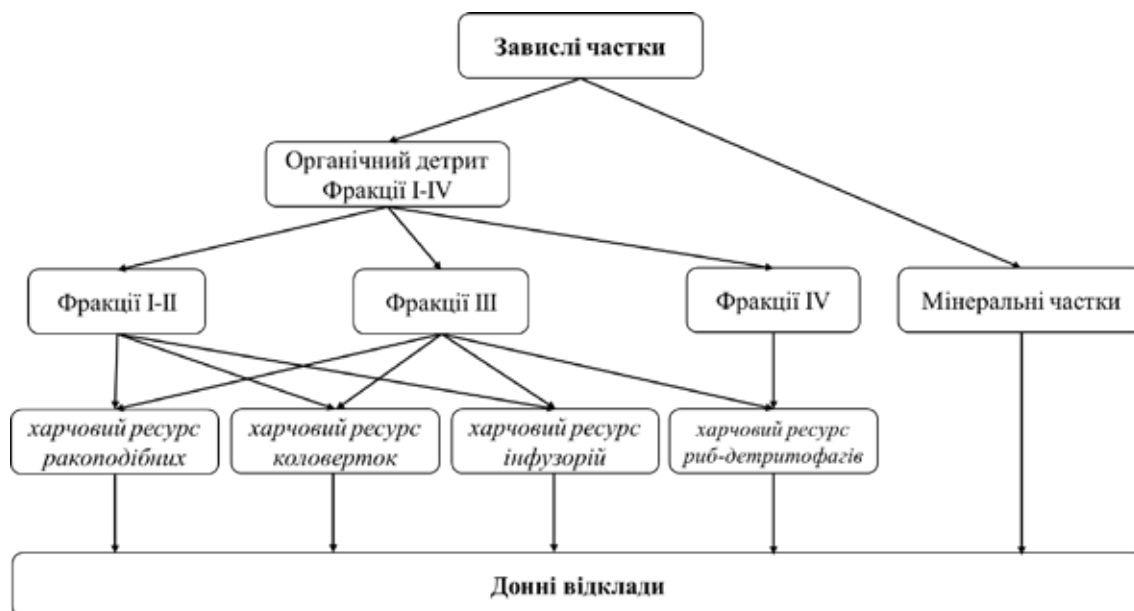


Рис. 1. Загальна схема трофічної ролі детриту в озерних екосистемах

Таблиця 10

Якісний склад часток зависей у водній товщі Дунайських водойм у лютому 2020 р.

Завислі частки	Китай	Сасик	Ялпуг	Кугурлуй	Кагул	Катлабух
Детрит	$\frac{270,0}{87}$	$\frac{82,0}{95}$	$\frac{164,0}{99}$	$\frac{134,0}{97}$	$\frac{450,4}{99}$	$\frac{402,0}{84}$
Мінеральні частки	$\frac{42,0}{13}$	$\frac{4,0}{5}$	$\frac{1,2}{1}$	$\frac{4,0}{3}$	$\frac{0,8}{1}$	$\frac{78,0}{16}$
Σ	$\frac{312,0}{100}$	$\frac{86,0}{100}$	$\frac{165,2}{100}$	$\frac{138,0}{100}$	$\frac{451,2}{100}$	$\frac{480,0}{100}$

Примітка: над рискою – кількість часток зависей цієї групи в 1 дм³ (тисяч часток/дм³), під рискою – % від загальної кількості часток.

Таблиця 11

Ранжирування часток органічного детриту водної товщі Дунайських водойм за розмірними характеристиками в лютому 2020 р.

Клас	Розміри, мкм	Китай	Сасик	Ялпуг	Кугурлуй	Кагул	Катлабух
I	< 30	$\frac{186,0}{60}$	$\frac{56,0}{65}$	$\frac{160,0}{97}$	$\frac{108,0}{78}$	$\frac{430,0}{95}$	$\frac{174,0}{36}$
II	31–70	$\frac{84,0}{27}$	$\frac{26,0}{30}$	$\frac{4,0}{2}$	$\frac{26,0}{19}$	$\frac{20,4}{5}$	$\frac{228,0}{48}$
III	71–100	$\frac{12,0}{4}$	$\frac{4,0}{5}$	$\frac{1,1}{1}$	*	$\frac{0,6}{*}$	$\frac{48,0}{10}$
IV	> 101	$\frac{30,0}{10}$	*	$\frac{0,2}{*}$	$\frac{4,0}{3}$	$\frac{0,2}{*}$	$\frac{30,0}{6}$
Σ	–	$\frac{312,0}{100}$	$\frac{86,0}{100}$	$\frac{165,2}{100}$	$\frac{138,0}{100}$	$\frac{451,2}{100}$	$\frac{480,0}{100}$

Примітка: над рискою – кількість часток зависей цієї розмірної фракції в 1 дм³ (тисяч часток/дм³), під рискою – % від загальної кількості часток, * – менше ніж 1%.

Таблиця 12

Видовий склад зимового зоопланктону придунайських озер

Група, вид	Китай	Катлабуг	Ялпуг	Кугурлуй	Кагул
Rotifera	<u>393,0</u> 0,19	<u>341,0</u> 0,17	<u>13,0</u> 0,01	<u>63,0</u> 0,02	<u>59,0</u> 0,04
<i>Brachionus angularis</i>	114,0	160,0	0,1	0,3	3,0
<i>B. calyciflorus</i>	4,0	0,8	–	–	–
<i>Rhinoglena frontalis</i>	218,0	122,0	12,0	13,0	44,0
<i>Polyarthra remata</i>	41,0	34,0	0,3	45,0	10,0
<i>Keratella quadrata</i>	14,0	2,0	0,1	1,1	1,3
<i>Notholca squamula</i>	–	14,0	–	1,1	0,1
<i>Filinia passa</i>	0,9	7,0	–	–	0,2
Copepoda	<u>1,0</u> 0,01	<u>132,0</u> 0,16	<u>7,0</u> 0,01	<u>17,0</u> 0,02	<u>29,0</u> 0,03
Nauplii	0,7	125,0	6,0	16,0	28,0
<i>Cyclopoida</i> juv.	0,2	1,7	0,1	0,1	0,1
<i>Calanoida</i> juv.	–	0,1	–	0,1	–
<i>Heterocope caspia</i>	0,1	5,5	0,1	0,1	–
Cladocera	–	<u>1,0</u> 0,01	–	<u>1,0</u> 0,01	–
Усього	<u>394,0</u> 0,20	<u>474,0</u> 0,34	<u>20,0</u> 0,02	<u>81,0</u> 0,05	<u>88,0</u> 0,07

Примітка: над рискою – чисельність, тис. екз./м³, під рискою – біомаса, г/м³.

Таблиця 13

Характеристика якості води за фітопланктоном великих придунайських озер в осінньо-зимовий період

Зони сапробності	Листопад 2019 р.		Лютий 2020 р.						
	Китай	Сасик	Китай	Сасик	Ялпуг	Каргал	Кугурлуй	Кагул	Катлабуг
<i>Якість води за видами-індикаторами</i>									
χ -о-сапроби	<u>3</u> 12	<u>7</u> 26	<u>1</u> 5	<u>5</u> 17	<u>9</u> 20	<u>3</u> 38	<u>4</u> 22	<u>2</u> 11	<u>1</u> 7
β -мезосапроби	<u>17</u> 68	<u>18</u> 67	<u>15</u> 75	<u>24</u> 80	<u>33</u> 73	<u>4</u> 50	<u>12</u> 67	<u>17</u> 89	<u>12</u> 86
α -р-сапроби	<u>5</u> 20	<u>2</u> 7	<u>4</u> 20	<u>1</u> 3	<u>3</u> 7	<u>1</u> 12	<u>2</u> 11	–	<u>1</u> 7
Σ	<u>25</u> 100	<u>27</u> 100	<u>20</u> 100	<u>30</u> 100	<u>45</u> 100	<u>8</u> 100	<u>18</u> 100	<u>19</u> 100	<u>14</u> 100
<i>Якість води за Пантле-Букк у модифікації Сладечека</i>									
S_N	1,66	1,48	1,67	1,70	1,72	1,46	1,92	1,91	1,87
S_B	2,05	1,75	2,00	1,76	1,81	1,45	1,98	2,03	2,10

Примітка: над рискою – кількість видів-індикаторів, під рискою – % від загальної кількості видів-індикаторів.

Отже, актуальною екологічною проблемою є встановлення якості водного середовища за біоіндикаційними характеристиками фітопланктону – основного біологічного компонента досліджених водойм; за його структурно-функціональними показниками з використанням методу Пантле-Букк у модифікації Сладечека.

Оцінювання якості води за видами-індикаторами. Для встановлення репрезентативності отриманих даних визначено співвідношення між видами-індикаторами сапробіологічної якості води та їх загальним видовим різноманіттям.

Установлено, що якість видів-індикаторів різних зон сапробності в осінньо-зимовий період

(від χ -о – «чисті – дуже чисті» до α -р – «брудні – дуже брудні») становило 98 видових і внутрішньовидових таксонів, що становить 52% від загального видового багатства фітопланктону.

Отже, проведення сапробіологічної оцінки якості вод суббасейну придунайських великих озер за видами-індикаторами органічного забруднення дає змогу отримати репрезентативні дані. Установлено, що види-індикатори осінньо-зимового фітопланктону розподілилися по п'яти зонах сапробності: від о-сапробів (дуже чисті води) до р-сапробів (дуже брудні води). Але при цьому розподіл видів-індикаторів по зонах сапробності, а отже, і якості води був різним.

Отримані дані наочно вказують на те, що якість води досліджених водойм характеризується як «помірно забруднена», належить до β -мезосапробної зони.

Очевидно, що для покращення якості води й зниження органічного забруднення досліджених водойм позитивним буде проведення біомеліоративних маніпуляцій для видалення з водних екосистем біомаси фітопланктону чи вищих водяних рослин.

Головні висновки. Проведений узагальнений аналіз багаторічних даних з 80-х рр. минулого століття й результатів натурних експедиційних досліджень в осінньо-зимовий період 2019–2020 рр. показав, що практично за 40-річний період сформувався унікальний суббасейн великих придунайських озер.

У результаті великомасштабних гідротехнічних робіт у 1978–1979 рр. солоний природний чорноморський лиман Сасик перетворено на природно-штучне солонуватоводне водосховище, ізольоване від Чорного моря насипною дамбою.

Спостереження за гідрохімічним і гідрологічним режимами штучного озера Сасик свідчать про тенденцію до поступового зниження рівня його солоності, що, за нашими оцінками, зумовлено збільшенням природного шару донних відкладень, що, у свою чергу, відбувається за умови відмирання надмірної кількості фітопланктону та інших гідробіонтів. Це слугує природним запобіжником від впливу солонуватих ґрунтів шельфу водосховища й, за нашими оцінками, за умови стабілізації водообміну сприятиме подальшому розпрісненню водного об'єкта.

Ураховуючи викладене, за умови глобальної зміни клімату зазначаємо на стратегічну важливість для півдня України такого великого за об'ємом прісної води (23 887 га.) штучного водосховища, який за умови проведення відповідних меліоративних і гідротехнічних робіт у короткостроковому періоді може отримати позитивні гідрохімічні показники для іригаційних цілей та інших потреб народного господарства.

Шлюз-водоскид озера Сасик – вертикальний, довжиною 24,0 м, шириною 24,0 м. Потребує поточного ремонту затвору щита через корозію металу.

Із Сасикського водосховища передбачалося зрошувати землі Татарбунарського та Саратського

районів Одеської області приблизно площею 60 тис. га.

Уважаємо за доцільне передачу штучного водосховища Сасик Державному агентству водних ресурсів України для організації фахового інтегрованого управління значними обсягами водних ресурсів півдня України та їх раціонального використання.

Суббасейн придунайських озер відіграє важливу роль у забезпеченні іригаційних, побутово-питних потреб Одеського регіону, використовується в рибогосподарських цілях, для любительського рибальства та мисливства.

Комплекс озерних екосистем є унікальним водно-болотним угіддям, особливо для міграції різних видів птахів, відповідає всім вимогам Рамсарської конвенції.

Проведений порівняльний аналіз флористичних спектрів основних відділів фітопланктону придунайських озер, за нашими даними (таблиця 14), показав, що в якісному стані фітопланктон дуже схожий. Це дає змогу стверджувати, що в процесі багаторічної сукцесії проходить інтенсифікація кількісного розвитку фітопланктону, його синьо-зеленого компоненту, особливо видів, здатних до виділення у воду шкідливих альготоксинів.

Також, виходячи з біології розвитку *Cyanophyta*, наведених фізико-хімічних даних, можемо впевнено стверджувати, що їх вегетація в літній сезон, особливо в аномально жаркі періоди, буде формувати гіпервисокі біомаси, що призведе до значного погіршення якості води, накопичення в ній альготоксинів та інших шкідливих речовин, які будуть виділятися у воду після відмирання водоростей, формування дефіциту кисню, а отже, і задухи води.

Виходячи із цього, необхідно продовжити дослідження біорізноманіття, якості водного середовища, фізико-хімічних показників за екстремальних умов довкілля, які в Одеському регіоні спостерігатимуться з другої половини квітня, а апогею досягнуть у липні – на початку серпня.

Як ефективний засіб поліпшення якості води, стабілізації «цвітіння» води, оптимізації екологічної ситуації в суббасейні великих придунайських озер необхідно проводити комплекс біомеліоративних робіт.

Таблиця 14

Флористичний спектр основних відділів фітопланктону придунайських озерних екосистем у 1970-х рр. (I)^{1,2} і 2020 р. (II)³

Відділи водоростей	Озерні екосистеми							
	Кагул		Кугурлуй		Катлабуг		Китай	
	I	II	I	II	I	II	I	II
<i>Cyanophyta</i>	15,4	2,0	15,0	9,0	13,7	22,0	18,3	28,2
<i>Euglenophyta</i>	10,0	2,0	7,0	–	15,1	2,6	12,2	14,0
<i>Bacillariophyta</i>	21,1	63,0	27,0	70,1	20,0	22,1	20,9	47,0
<i>Chlorophyta</i>	35,0	29,3	36,1	18,4	31,6	57,3	38,2	21,2

Примітки: 1 – видове різноманіття фітопланктону згідно з даними Л.Є. Костікової (1969); 2 – флористичні спектри за даними Л.Є. Костікової, розраховані нами (I); 3 – за 2020 р. – представлені власні дані.

Також необхідні більш детальні весняно-літні комплексні дослідження, зокрема, для встановлення та оцінювання біологічних загроз для роботи насосних станцій, зростання «шорсткості» потоку води, зумовлених інтенсивним розвитком вищої водної рослинності різних екологічних груп: повітряно-водної, з плаваючим листям, зануреної. Ефективним методом боротьби з ними також є біомеліорація.

Інтенсивне «цвітіння» води Cyanophyta в комплексі із заростанням вищою водною рослинністю будуть не тільки створювати загрози біорізноманіттю, погіршувати якість води, а й формувати загрози для роботи насосних станцій, сприятимуть зростанню собівартості іригаційних робіт.

Перспективи використання результатів дослідження. Отже, результати проведених осінньо-зимових досліджень наочно вказують на необхідність продовження моніторингу біологічних, фізико-хімічних показників суббасейну великих придунайських озер і водосховища Сасик. Це є нагальним для оцінювання їх екологічного стану, особливо за екстремальних умов, спричинених глобальними змінами клімату, інтенсифікацією «цвітіння» й заростання води. Подальший крок – це розроблення прогнозу можливих негативних наслідків та узагальнення даних щодо формування плану дій з охорони, збереження й відновлення аборигенної фауни та раціонального використання живих біологічних ресурсів цих унікальних блакитних перлин Півдня України.

Література

1. Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоемов. Киев : Наук. думка, 1993. 328 с.
2. Джуртубаев М.М., Джуртубаев Ю.М., Заморова М.А. Зообентос придунайских озер. *Научные записки Терноп. нац. пед. ун-та. Серия «Биология»*. 2010. № 2 (43). С. 163–166.
3. Джуртубаев М.М., Заморов В.В. Зообентос озера Кагул. 2. Численность и биомасса. *Вісник ОНУ*. 2007. Т. 12. Вип. 5. С. 71–78.
4. Дунай и Придунайские водоемы в пределах СССР. *Труды Института гидробиологии НАН Украины*. Киев, 1961. Т. 36. 311 с.
5. Енаки Г.И. Гидрохимический режим советского участка Дуная. *Гидробиологические исследования Дуная и придунайских водоемов*. Киев : Наук. думка, 1987. С. 14–26.
6. Костикова Л.Е. Фитопланктон придунайских лиманов : автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Киев, 1969, 19 с.
7. Кутикова Л.А., Старобогатов Я.И. Определитель пресноводных беспозвоночных европейской части СССР (планктон и бентос). Ленинград : Гидрометеоздат, 1977.
8. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дьяченко та ін. ; за ред. В.Д. Романенка ; НАН України. Ін-т гідробіології. Київ : ЛОГОС, 2006. 408 с.
9. Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод (Додаток 1, озера) : Постанова Кабінету Міністрів України від 19 вересня 2018 р. № 758.
10. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных). Москва : Пищевая промышленность, 1966. 267 с.
11. Щербак В.І. Фітопланктон. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод*. Київ : ЛОГОС, 2006. С. 12–44.
12. Щербак В.И., Жданова Г.А. Применение индекса элективности для характеристики питания планктонных ракообразных Киевского водохранилища. Киев, 1990. 12 с.
13. Щербак В.И., Семенюк Н.Е, Рудик-Леуская Н.Я. Акваландшафтное и биологическое разнообразие Национального природного парка «Нижнесульский», Украина / под ред. В.И. Щербака. Киев : Фитосоцицентр, 2014. 266 с.

ВИКОРИСТАННЯ ШТУЧНИХ ГНІЗДОВИХ КОНСТРУКЦІЙ ДЛЯ ПЕРЕТИНЧАСТОКРИЛИХ КОМАХ (HYMENOPTERA, ACULEATA) У МІСТІ

Гончар Г.Ю., Кумпаненко О.С., Конякін С.М.

Інститут еволюційної екології Національної академії наук України
вул. Акад. Лебедева, 37, 03143, м. Київ
apantova@ukr.net

Для збереження різноманіття перетинчастокрилих комах, що поселяються у різних порожнинах, встановлюють гніздові конструкції, так звані готелі для комах. Такі гніздівлі слугують прихистком для деяких видів диких бджіл та ос, особливо в біотопах, у яких спостерігається нестача гніздових ресурсів. У нашій роботі проведено дослідження видового складу комах, що поселялись у різних типах гніздових конструкцій на території Києва. Зареєстровано гніздування 6 представників ряду Hymenoptera, серед яких найбільш частим та масовим видом у всіх типах штучних гніздівель були бджоли *Osmia bicornis*. Інші представники перетинчастокрилих (*H. communis*, *O. cornuta*, *M. centuncularis*, *H. adunca* та *Trypoxylon* sp.) були представлені меншим числом особин та заселили менше число гніздових порожнин.

Вибір гніздової порожнини *Osmia bicornis* залежав від сонячної експозиції і меншою мірою від метричних характеристик очеретяних трубок. Зважаючи на доволі пластичну гніздову поведінку *Osmia bicornis* та здатність заселяти максимальну чисельність гніздових порожнин, для приваблення більшого різноманіття поселенців необхідно розміщувати лише частину гніздового матеріалу раною весною, а інший матеріал – після завершення активного льоту *O. bicornis*.

Під час багаторічного використання гніздових порожнин спостерігається високий відсоток зараженості гнізд диких бджіл різними паразитами. Найбільш поширеними клептопаразитами були *Casoxenus indagator* та *Chaetodactylus osmiae*.

Під час використання гніздових конструкцій найбільш раціональними є компактні гніздівлі, які легко розміщуються на різній висоті та можуть приваблювати декілька видів диких бджіл і меншою мірою приваблюють для шкідників і паразитів.

Для підтримки популяції диких бджіл та ос у міських біотопах не досить встановлення штучних гніздових конструкцій, адже вони приваблюють відносно низьке їх різноманіття та не охоплюють усі екологічні групи цих комах, зокрема тих, що гніздяться у ґрунті. *Ключові слова:* Перетинчастокрили, дикі бджоли, різноманіття, клептопаразити, штучні гніздові конструкції.

Using artificial nesting structures for hymenopteran insects (Hymenoptera, Aculeata) in the city. Honchar H., Kumpanenko A., Koniakin S.

To preserve the diversity of the hymenopteran insects that settle in different cavities, nesting structures are installed (so-called hotels for insects). Such nests provide shelter for some species of wild bees and wasps, especially in habitats where there is a lack of nesting resources. In our work, a study of the species composition of insects that settled in different types of the nesting structures in Kyiv. Nesting of 6 species of Hymenoptera was registered, among which *Osmia bicornis* were the most frequent and widespread species in all types of the nesting structures. Other species (*H. communis*, *O. cornuta*, *M. centuncularis*, *H. adunca* and *Trypoxylon* sp.) were represented by a smaller number of individuals and inhabited a smaller number of the nesting structures.

The choice of the nest for *Osmia bicornis* depended on the sun exposure, and to a lesser extent on the metric characteristics of the reed tubes. Due to the rather plastic nesting behavior of *Osmia bicornis* and the ability to inhabit the maximum number of nesting cavities, only part of the nesting material should be placed in early spring and other material after the active flight of *O. bicornis*. This is to attract more diversity of settlers.

With long-term use of the nesting structures, there is a high percentage of infection of the nests with various parasites. The most common kleptoparasites were *Casoxenus indagator* and *Chaetodactylus osmiae*.

When using the nesting structures, the most rational are compact nests, which are easily placed at different heights and can attract several species of wild bees, and are less attractive to pests and parasites.

To support the populations of wild bee and wasp in urban habitats, it is not enough to install artificial nesting structures, because they attract a relatively low diversity and do not cover all ecological groups of these insects, including those that nest in the soil. *Key words:* Hymenoptera, wild bees, diversity, kleptoparasites, artificial nesting structures, trap-nests.

Постановка проблеми. Світове скорочення різноманіття є однією із глобальних проблем сучасності, адже скорочення призвело також до кризи запилювачів, що має вкрай негативні наслідки для світової економіки [25]. Серед запилювачів найбільш різноманітною є надродина Apoidea (Hymenoptera), до складу якої входять і дикі бджоли [12].

Основними причинами, які призвели до скорочення комах, зокрема диких бджіл, є нестача харчових та гніздових ресурсів внаслідок багатьох пов'язаних факторів: інтенсивне сільське господарство, використання хімічних засобів, зміна рослинного покриву, та трансформація довкілля загалом [18; 24]. З огляду на це міські біотопи набувають більшої значимості у підтримці популяції комах або навіть їх збереженні [1; 2; 17; 20; 21]. Вважається, що комахи є досить чисельною групою у більшості трансформованих біотопів міста [6], але також зазнають вплив негативних факторів, що призводять до зменшення їх популяцій та скорочення загалом [5].

Для зменшення впливу несприятливого середовища у містах пропонують створення спеціальних умов дружніх до дикої природи. Одним із таких прикладів є встановлення штучних гніздівель для комах, відомі як «готель для комах» (в англійській літературі як *Insect hotel*, *Bee – hotel*). Такі гніздівлі приваблюють окремі групи комах (деяких *Lepidoptera*, *Coleoptera* та інші), і зокрема багатьох перетинчастокрилих. Загалом, різноманіття гніздобудівних перетинчастокрилих комах, що поселяються у різних порожнинах є досить високим (близько третини видів диких бджіл – наприклад, з родин *Apidae*, *Colletidae*, *Megachilidae*, а також різноманітні осі: *Ampulicidae*, *Stabronidae*, *Pemphredonidae*, *Psenidae*, *Sphécidae*, *Pompilidae* та *Vespidae*) [13; 15; 35]. У природному середовищі вони будують гнізда у стовбурах і порожнистих стеблах рослин, деревині, мушлях моллюсків, тощо. Особливістю деяких видів є те, що самки здатні облаштовувати гнізда у штучних отворах у різних субстратах, а також у спеціально підготовлених гніздівлях з очерету, стебел рослин або дерев'яних боксів з просвердленими отворами, якими наповнюються гніздові конструкції.

Актуальність дослідження. Гніздові конструкції використовуються з метою збереження окремих груп комах, окрім того, вони дають дані про чисельність і видове багатство бджіл та ос, особливості їх гніздової поведінки та біології, додаткову інформацію щодо співвідношення статей, смертності та паразитизму.

Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження виконувалося в межах науково-дослідної роботи за договором № 89-11/08-2019 «Різноманіття та екологічне значення деяких груп перетинчастокрилих комах – запилювачів та ентомофагів в трансформованих біотопах»

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Дослідження гніздування бджіл у штучних гніздівлях стало можливим завдяки відомому ентомологу Ж.-А. Фабру [9], який використовував очеретяні трубки для приваблення диких бджіл («вулики Фабра»). Відтоді такі гніздівлі вдосконалювались, розроблялись методики їх розведення, та приваблення для запилення плодівих дерев або сільськогосподарських культур (зокрема, для видів роду *Osmia* Panzer, 1806 та *Megachile* Latreille, 1802, які нині мають комерційне значення). Значний внесок у дослідженні гніздування, біології цих видів, а також розробку гніздівель та боротьбі із їх шкідниками мають українські вчені [наприклад, 11; 26–29; 31–34; 37]. Але дослідження перетинчастокрилих комах-поселенців штучних гніздівель у міських біотопах на території України не поширені. Водночас подібні дослідження на території європейських країн, показало, що їх різноманіття та заселеність комахами гніздівель є індикатором якості середовища [7; 22; 23], а при довгострокових спостере-

женнях відображають стан та тенденції розвитку екосистем [3; 4].

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Метою досліджень було визначення видового складу перетинчастокрилих комах, що поселяються в багаторічних гніздових стаціонарних конструкціях на території Києва, порівняння гніздових конструкцій за привабливістю для окремих представників комах.

Новизна. У міському середовищі в Україні використання штучних гніздівель з метою дослідження різноманіття перетинчастокрилих є малопоширеним. З огляду на зростання зацікавленості в цьому напрямі з'являються окремі ініціативи, що стосуються здебільшого встановлення конструкцій у природних біотопах, як, наприклад, у Пирятинському НПП. Нами показано видовий склад перетинчастокрилих комах, що поселяються у штучних гніздівлях, що розташовані на території міста. Також показано зв'язки між лінійними параметрами штучних гніздівель для окремих видів поселенців, привабливість різних типів гніздівель, та досліджений склад паразитів.

Матеріали і методи дослідження. Дослідження проводили на території ППСМП «Феофанія» та Ботанічного саду Національного університету біоресурсів і природокористування України у 2019–2020 рр. Загалом, було досліджено конструкції чотирьох типів (рис. 1).

Окрема конструкція першого типу (Рис. 1, *а*), розташована на території Ботанічного саду Національного університету біоресурсів і природокористування України, інші – на території ППСМП «Феофанія».

Гніздова конструкція першого типу є найбільшою за розміром, має вигляд каркасного модулю з варіативним набором очеретяних трубок різної довжини (від 1 до 30 см) та діаметру (від 0,4 до 0,8 см), число очеретин більше як 500, на момент фотографування очеретяні гнізда вже вилучено). Вона розташована окремо на території ботанічного саду НУБІП, у затінку, таким чином, щоб гнізда не перебували під постійною експозицією прямих сонячних променів та не нагрівались протягом доби. Конструкція другого типу (Рис. 1, *б, в*) – очеретяні трубки, зібрані у пучки до 30 штук, довжиною 15–20 см, діаметром від 0,6–1 см, такі гніздівлі підвішувались під стелю будівлі на висоті 2 м також на затіненій стороні. Третій тип – дерев'яні колоди із просвердленими отворами глибиною 10 см та діаметром 1 см, – встановлювались на землю, одна група таких гнізд була розташована на відкритій сонячній ділянці, інша у затінку. Гніздові конструкції 4 типу (Рис. 1, *д, е*) мали вигляд дерев'яних коробів, один з яких із варіативним наповненням був встановлений окремо на сонячній ділянці на висоті 1 м, а інший – із плоскими дошками – касетами, у яких просвердлені отвори (8 касет, 6 отворів довжиною 9 см, діаметром 0,9 см)



Рис. 1. Гніздові конструкції для перетинчастокрилих комах: а – гніздова конструкція (з.к. – далі) першого типу; б, в – з.к. другого типу; г – з.к. третього типу; д, е – з.к. четвертого типу

виставлений на висоті 3,5 м на затіненій стороні будівлі.

Для дослідження було відібрано: 50 гнізд з конструкції першого типу, 300 гнізд із конструкції 2 типу (10 окремих пучків очеретяних гнізд по 30 очеретин у кожному), 48 гнізд з конструкції 4 типу. Із конструкції третього типу вилучення гнізд неможливе без її пошкодження, тому рахували тільки відсоток населених ходів та видовий склад поселенців (всього 12 деревних колод, середнє число отворів у колоді – 60).

Після завершення провіантування та запечаткування гнізд комахами вилучали очеретяні трубки, які розрізали вздовж, та вимірювали наступні параметри:

- довжина та діаметр трубки (см);
- кількість побудованих комірок у кожній трубці (шт.);
- зараженість гнізд клептопаразитами (% від загального числа гнізд).

Окрім заселеності гнізд комахами, зазначали відсоток особин, які загинули на різних стадіях розвитку.

Наявність зв'язків між лінійними параметрами гнізд та частотою їх заселення комахами визначали методом кореляційного аналізу за Пірсоном. Різницю між заселеністю гніздових конструкцій рахували за допомогою t-тесту. Для розрахунків користувались програмним забезпеченням SPSS v.12 та PAST v.4.01.

Після завершення розвитку особин та виходу імаго визначали їхню видову приналежність.

Виклад основного матеріалу. Заселення штучних гніздівель перетинчастокрилими комахами виявилось варіативним та складало від 11 до 95 %, а різниця в заселеності гнізд виявилася достовірною – як за частотою, так і за видовим різноманіттям.

Найбільше різноманіття поселенців було зареєстровано у 4 конструкції, у той же час, найменш привабливими для комах були конструкції 3 типу. У кожному типу гніздівлі поселялись самки *O. bicornis*. Вони заселяли очеретяні трубки та отвори у деревині різної довжини та діаметру усіх типів гніздових конструкцій, а у деяких випадках були єдиними поселенцями. Аналіз заселених очеретяних трубок показав наявність зв'язку між числом личинок *O. bicornis* та довжиною і діаметром гніздової порожнини (рис. 2, 3).

Середнє значення коефіцієнту кореляції між зазначеними параметрами свідчить про високу пластичність стратегії вибору гніздової порожнини самками цього виду. Але, як відомо [19], статевий розподіл розплуду у гніздах різного діаметру є нерівномірним, адже у трубках малого діаметру (0,5-0,6 см) чисельність майбутніх самців є вищою. Це пов'язано також і з об'ємом корму, що самки заготовляють для розплуду – для самців запас пилку є меншим, у порівнянні із самками. Для *O. bicornis* найбільш привабливими для гніздування були очеретяні трубки, про що свідчить відсоток заселених порожнин (Табл. 1). Необхідно зазначити, що на вибір гніздової порожнини у цього ранньовесняного виду впливає експозиція, адже розташування гнізд на ділянках, що протягом дня знаходяться під дією

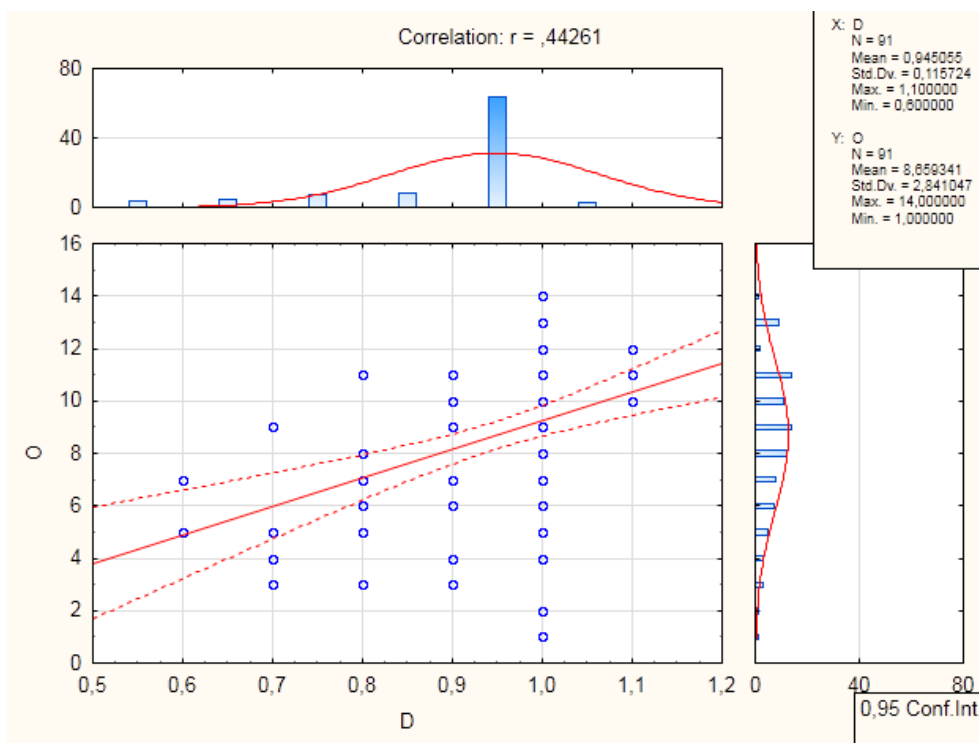


Рис. 2. Кореляційна залежність між діаметром трубки (D) та числом заселених комірок (O), ($r=0,44$, $p=0,05$)

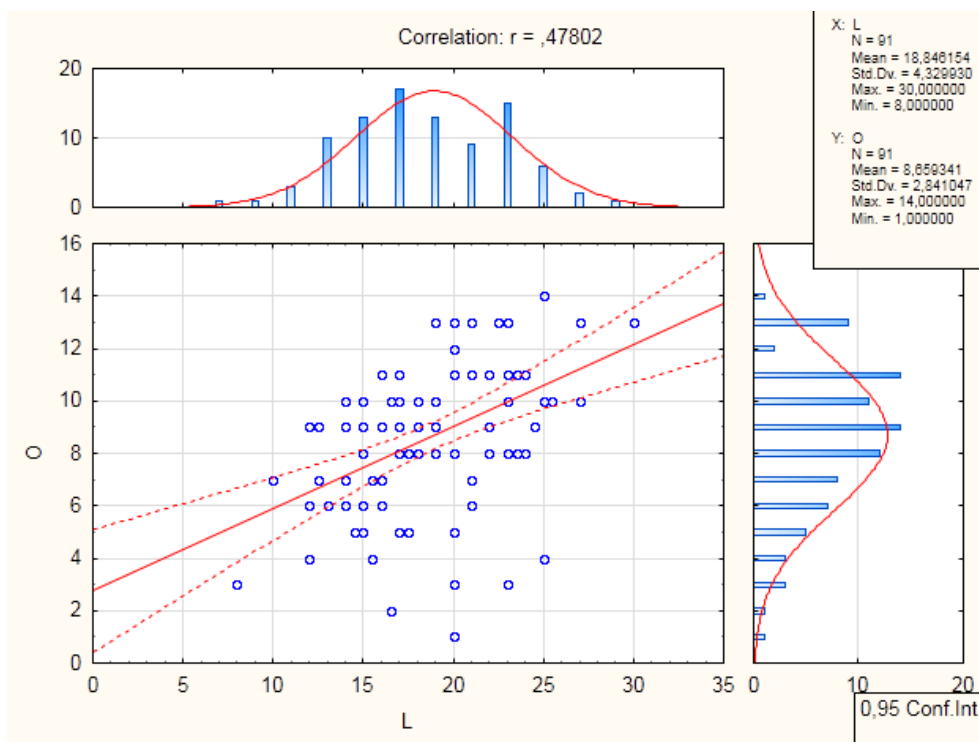


Рис. 3. Кореляційна залежність між довжиною (L) трубки та числом заселених комірок (O), ($r=0,48$, $p=0,05$)

прямих сонячних променів призводить до пришвидшення виходу імаго після зимівлі, коли умови середовища і наявність кормових ресурсів може бути недостатньою [35]. Це явище ми також підтвердили

при порівнянні заселеності дерев'яних колод, що були розташовані на ділянках з різною сонячною експозицією ($t=3,8245$, $p=0,004$). Так, за однакових середніх значень числа порожнин, що могли бути

Заселеність гніздових конструкцій окремими представниками перетинчастокрилих, %

	1-ий тип	2-ий тип	3-ій тип	4-ий тип
Родина Colletidae				
<i>Hylaeus communis</i> Nylander, 1852	0	1	0	
Родина Megachilidae				
<i>Hoplitis adunca</i> (Panzer, 1798)	0	0	0	42
<i>Megachile centuncularis</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	2
<i>Osmia bicornis</i> (Linnaeus, 1758)	78	96	15	16
<i>O. cornuta</i> (Latreille, 1805)	0	3	0	0
Родина Crabronidae				
<i>Trypoxylon</i> sp.	16	0	0	0

зайняті бджолами, заселеність гніздової конструкції, розташованої на сонці, виявилась дуже низькою (від 1 до 9 гнізд), і у середньому становила 4 гнізда. У той же час, гніздова конструкція цього типу, але розташована у затінку, була більше заселена *O. bicornis* (від 5 до 26 гнізд) у середньому – 18.

Варто зазначити, що *O. bicornis* є досить поширеним у міських біотопах [2; 8] і у Києві зокрема [36]. Ці бджоли охоче заселяють також різні порожнини штучного походження на будівлях, парканах, дахах, цеглі, тощо [10]. Однією із особливостей гніздової поведінки цього виду є його здатність максимально заповнювати потенційні місця гніздування, особливо, це стосується очеретяних трубок. Ймовірно, це також могло позначитися на різноманітті інших поселенців цього типу гніздівель. Інший вид бджіл- осмії, що спостерігався серед поселенців гніздівель, – *O. cornuta*, в Україні чисельний у більш південних регіонах, а у Київській області, і місті зокрема, за нашими спостереженнями, трапляється рідко.

Серед представників родини Megachilidae, що поселялись у досліджених гніздах, також було виявлено гнізда *M. centuncularis* та *H. adunca* (Рис. 4 а, в). Особливістю *M. centuncularis* у гніздобудуванні є використання шматочків листків рослин для побудови внутрішніх стінок гнізда та комірок (Рис. 4 в).

Цей вид траплявся лише в одному типі гніздівлі (№ 4), особливістю якої було розташування на висоті 3,5 метрів. Так само, лише в цій типі гніздівлі було зареєстровано гніздування *H. adunca*, особливістю якого є лектичні зв'язки – для заготівлі провізії для розплоду самка збирає пилок виключно з квіток *Echium vulgare* L. [35]. Цей вид бджіл не часто трапляється у місті, адже він приурочений до місць зростання кормової рослини. Той факт, що особини *H. adunca* облаштовували гнізда на висоті 3,5 м, що є не звичним для відповідної поведінки у повністю природному середовищі, дозволяє припускати деяку гнучкість його гніздових інстинктів.

Лише окремі гнізда *H. communis* у гніздівлі 2 типу було зареєстровано. Це поширений у місті вид диких бджіл [36], з широкими трофічними та лектичними зв'язками, який також може посе-

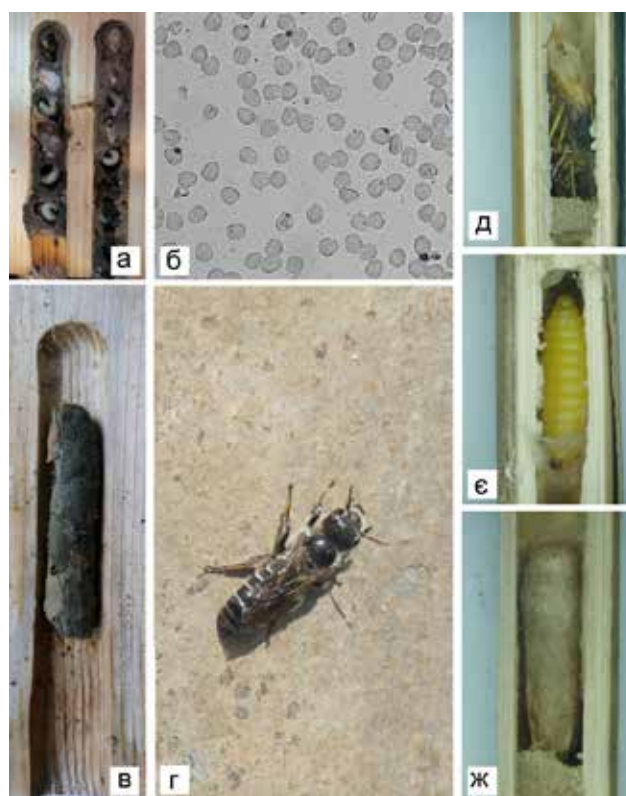


Рис. 4. Поселенці штучних гніздівель: а – гніздо з преімагінальними фазами розвитку особин *Hoplitis adunca* у з.к. четвертого типу; б – зразок пилку *Echium vulgare* з гнізда, яким харчуються личинки *H. adunca*; в – гніздо *Megachile centuncularis* у з.к. четвертого типу; д, е, ж – фрагменти гнізда осі *Trypoxylon* sp. з личинками у очеретяній гніздівлі: д – залишки їжі личинки осі (павук); е – личинка 5-ї стадії, що завершила живлення; ж – лялечка)

ляти у цегляних отворах стін різних будівель. Ймовірно, для цього виду було достатньо компенсаційних місць для гніздування на досліджуваних територіях, тому додаткові штучні гніздівлі приваблювали його найменше.

Серед представників іншої групи перетинчастокрилих, ми зареєстрували гніздування ос роду *Trypoxylon* Latreille, 1796 (Crabronidae), які є ентомофагами – самки полюють на павуків (*Aranea*),

якими вигодовують личинок (Рис. 4 д). Ці комахи обирали лише гніздівлю першого типу з найбільшим вмістом очеретяних трубок, де вони заселяли очеретини із максимальною довжиною – 17 см: кореляційний зв'язок між довжиною трубки та числом личинок у лінійних гніздах становив $r = 0,56$ ($p < 0,05$). Оскільки ці комахи є хижаками, вони є представниками іншого трофічного рівня, а тому у деякій мірі можуть слугувати індикатором різноманіття угруповань [22].

Бджоли, що поселяються у порожнинах складають близько третини видів від відомих у світовій фауні [16]. За нашими даними у парках Києва відомо 115 видів диких бджіл [36], серед яких близько 20 % поселяються у порожнинах (23 види). Так, у ППСІМ «Феофанія» ми ресстрували 78 видів диких бджіл, серед яких 16 тих, які гніздяться у різних порожнинах. У цьому дослідженні поселенців штучних гніздівель, на території парку зареєстровано поселення лише п'яти видів, один з яких – *H. adunca*, ми спостерігали раніше лише в околицях парку. Отже, дослідження гніздових конструкцій дозволило розширити відомості щодо видового складу бджіл парку, та пластичності гніздування цього виду. Але, загалом, відносно низьке різноманіття поселенців гніздівель може бути пов'язане з характеристиками самих гніздівель, їх розташуванням та різною привабливістю для інших видів бджіл та ос.

Оскільки у гніздові конструкції приваблюються різні види диких бджіл, та оліголектичні зокрема, доцільним є насадження відповідних квіткових рослин, які слугуватимуть джерелом пилюки та нектару для харчування імаго та для заготівлі провізії для розплоду (це буде корисним також і для тих видів, що поселяються у гніздівлях). Особливо насадження квіткових рослин актуально для таких типів міських територій, де спостерігається постійне скошування травостою та посадка газонної трави.

Паразити та шкідники у штучних гніздівлях

Перетинчастокрилі, що поселяються у штучних гніздівлях, зазнають шкоди від комах, що знищують розплід, пошкоджують запаси пилюки, а також від паразитоїдів, руйнівників гнізд та хижаків. Розплоду зазвичай шкодять представники рядів комах, наприклад: Hymenoptera (Chalcidoidea, *Monodontomerus* Westwood 1833, Chrysididae (*Chrysis* Linnaeus, 1761), Diptera, Drosophilidae (*Cacoxenus indagator* Loew, 1858, *Arachnida*, *Sarcoptiformes* *Chaetodactylus osmiae* (Dufour, 1839) та багато інших [35; 14; 30]. Як відомо, чисельність паразитів та шкідників у гніздових конструкціях збільшується при довготривалому використанні гніздового матеріалу, нераціональному використанні гніздівлі, та великих її розмірах [15]. Окрім того, великі за розміром гніздові конструкції з чисельним гніздовим матеріалом хоча і можуть приваблювати різні групи комах, вони також приваблюють і чисельних шкідників, паразитів, і також сприяють більш швидкому поширенню захворювань, адже у природному середовищі гнізда комах розташовані більш спорадично. Так, у нашому дослідженні під час використання очеретяних трубок без щорічної заміни протягом 3 років (гніздові конструкції 2 типу) спостерігалася висока зараженість (46 %) гнізд *O. bicornis* таким шкідником, як *Cacoxenus indagator* Loew, 1858 (Рис. 5), водночас за регулярної заміни очеретин, але стаціонарного розташування гніздівлі зараженість становила 20 % (гніздова конструкція 1 типу). Оскільки гніздова конструкція першого типу була найбільшою, можливо, тому, навіть вживаючи заходи проти поширення паразитизму, п'ята частина гнізд була заражена цими мухами-палінофагами.

Самиці мухи *C. indagator* відкладають яйця у запаси пилюки *O. bicornis* та *O. cornuta*, після чого личинки виходять із яєць та живляться пилюкою, що призводить до високої смертності личинок бджіл, які гинуть через нестачу корму [14].



Рис. 5. Гніздо *Osmia bicornis*.
Комірочки ліворуч заражені личинками мух-орозофіл *C. indagator*.

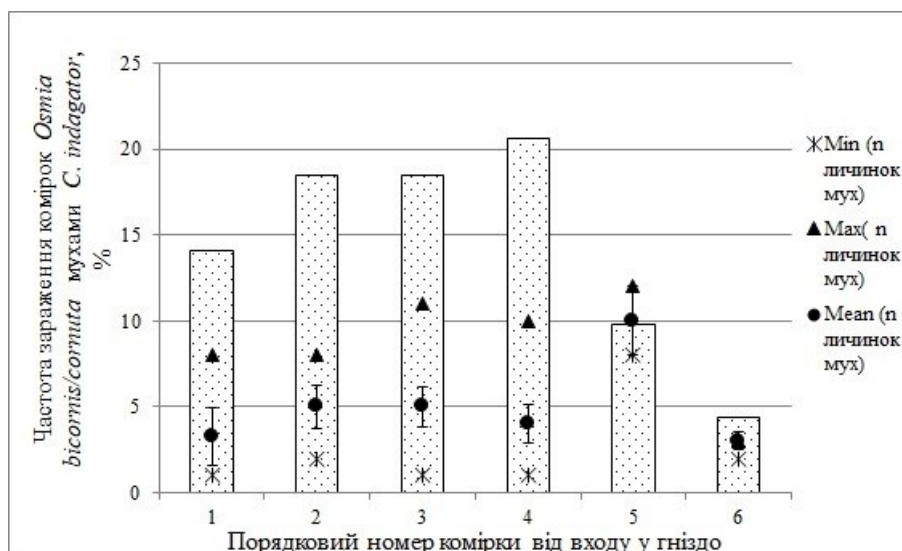


Рис. 6. Середня чисельність личинок *C. indagator* у комітках *O. bicornis*.



Рис. 7. Зліва: комітка *O. bicornis* з кліцями *Ch. osmiae*. Справа: доросла особина, що переносить цих кліщів

Чисельність личинок дрозюфіл у комітках *O. bicornis* виявилась варіабельною (Рис. 6). Так, у середньому у кожній зараженій комітці спостерігали від 3 до 5, однак інколи до 12 личинок мух. У окремих комітках зі зруйнованими стінками знаходили до 37 особин. Відомо, що присутність однієї-двох личинок може не призводити до загибелі личинки осмії, хоча викликає порушення у рості та слугує причиною зниження маси тіла дорослої бджоли у майбутньому [14].

У нашому дослідженні найбільш ураженими виявились найближчі до виходу із гнізда з першої по п'яту комітки. Розміщення личинок клептопаразитів ближче до виходу забезпечує більшу ймовірність їх безперешкодного виходу із гнізда після завершення розвитку та формування імаго [14]. Найменш привабливими для дрозюфіл виявились комітки, розташовані найглибше у гнізді – встановлено лише два випадки ураження комірок від сьомої та глибше.

Досить частою (5 % постійних незмінних гнізд у гніздовій конструкції 2 типу та 10 % у конструкції першого типу) була присутність в комітках пилкового кліща *Chaetodactylus osmiae* (Рис. 7). Зараженість змінних гнізд першої конструкції виявилась більшою, у порівнянні з багаторічними гніздами, що скоріш за все підтверджує високу привабливість великих гніздових конструкцій для шкідників [15]. Нами не виявлено чіткої залежності зараження комірок від їх послідовного номера, але найчастіше кліщі траплялись у другій комітці від входу.

Відомо, що розмноження *Ch. osmiae*, який харчується також пилком розплуду призводить до загибелі бджіл.

У досліджених гніздах гніздової конструкції першого та другого типу 7 та 8 % відповідно, личинок *O. bicornis* на пізніх стадіях розвитку були мертві, що може бути пов'язано з бактеріальною інфекцією або несприятливими абіогенними умовами [14].

Головні висновки. Гніздові конструкції різного типу у міському середовищі слугують прихистком для деяких видів диких бджіл та ос, серед яких найбільш поширеним є бджоли *Osmia bicornis*. Особини цього виду поселялись у різних видах гніздівель, але найбільше приваблювались у гніздівлі з очеретин. Інші представники перетинчастокрилих (*H. communis*, *O. cornuta*, *M. centuncularis*, *H. adunca* та *Trypoxylon* sp.) були представлені меншим числом особин та заселили менше число гніздових порожнин. Дерев'яні колоди були малопривабливі для бджіл та ос, а найбільше різноманіття комах – поселенців спостерігалось у гніздовій конструкції 4 типу, яка складалась із дерев'яних пластин з отворами.

Вибір гніздової порожнини *Osmia bicornis* залежав від сонячної експозиції і меншою мірою від метричних характеристик очеретяних трубок, хоча діаметр трубки та її довжина позитивно корелювали із чисельністю личинок (коефіцієнт кореляції складає 0,44 та 0,48 відповідно, $p=0.05$).

Оси роду *Trypoxylon* заселяли очеретини у гніздівлі першого типу, та надавали перевагу гніздовим порожнинам діаметром 0,5–0,7 см, на чисельність їх розплоду у гнізді впливала також довжина трубки ($r = 0,56$, $p=0.05$).

Гніздування малопоширеного виду *H. adunca* у нетиповому місті на висоті 3,5 м може свідчити про наявність достатньо пластичної стратегії вибору гніздової порожнини.

Під час багаторічного використання гніздових порожнин спостерігається високий відсоток зараженості гнізд диких бджіл різними паразитами. Найбільш поширеними клептопаразитами були муха-дрозофіла *Cacoxyenus indagator* та кліщ

Chaetodactylus osmiae. *C. indagator* були виявлені у 46% гнізд конструкції № 3, середня чисельність личинок цих мух у кожній комірці складала від 3 до 5 особин, з максимальним числом 37 особин на гніздо. У двох типах гніздових конструкцій ураження кліщем *Chaetodactylus osmiae* складало 10% та 5% відповідно. Для уникнення надмірного поширення інквілінів та захворювань необхідно щорічно замінювати гніздові порожнини для комах.

Зважаючи на доволі пластичну гніздову поведінку *Osmia bicornis* та здатність заселяти максимальну чисельність гнізд, для приваблення більшого різноманіття поселенців необхідно розміщувати лише частину гніздового матеріалу ранньою весною, а інший матеріал – після завершення активного льоту *O. bicornis*.

Під час використання гніздових конструкцій найбільш раціональними є невеликі за розміром гніздівлі із варіативним набором гніздового матеріалу (порожністі стебла рослин різної довжини та діаметру), які легко розміщуються на різній висоті та можуть приваблювати декілька видів диких бджіл, і у меншій мірі привабливі для їх шкідників та паразитів.

Перспективи використання результатів дослідження. Гніздові конструкції слугують важливим методом дослідження особливостей гніздування та біології деяких видів бджіл та ос, а також сприяють підтримці їх популяцій у несприятливому середовищі. Але використання та встановлення таких гніздівель має важливі застереги, дотримання яких дасть можливість отримати якісний матеріал для наукових, природоохоронних і просвітницьких цілей. Отриманий нами результат дає змогу використовувати дані у плануванні та встановленні гніздових конструкцій у міських біотопах.

Література

- Baldock K.C. Opportunities and threats for pollinator conservation in global towns and cities. *Current Opinion in Insect Science*. 2020. 38, P. 63-71.
- Banaszak – Cibicka W., Żmihorski Michał. Wild bees along an urban gradient: winners and losers. *Journal of Insect Conservation*. 2012. 16 (3). P. 331–343.
- Budrys E., Andreu J., Briliūtė A., Cetkoviā A., Heinrich S., Kroel-Dulay G., Moora M., Potts S.G., Rortais A., Sjodin E., Szentgyorgyi H., Torres I., Vighi M., Westphal C., Budrienė A. Cavity-nesting Hymenoptera across Europe: a study in ALARM project field site network sites using small trap-nests on trees and buildings. *Atlas of Biodiversity Risk. Pensoft, Sofia & Moscow*. 2010. P. 12-13.
- Bukovinszky T., Verheijen J., Zwerver S., Klop E., Biesmeijer J. C., Wäckers F. L., Herbert H.T. Prins, Kleijn D. Exploring the relationships between landscape complexity, wild bee species richness and reproduction, and pollination services along a complexity gradient in the Netherlands. *Biological Conservation*, 2017. 214, P. 312-319.
- Cane J.H., Tepedino V.J. Causes and extent of declines among native North American invertebrate pollinators: detection, evidence, and consequences. *Conservation Ecology*. 2001. Vol. 5 (1): 1. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol5/iss1/art1/>
- Corcos D., Cerretti P., Caruso V., Mei M., Falco M., Marini L. Impact of urbanization on predator and parasitoid insects at multiple spatial scales. *PLoS One*. 2019. 14 (4): e0214068. doi.org/10.1371/journal.pone.0214068
- Dainese M., Riedinger V., Holzschuh A., Kleijn D., Scheper J., Steffan-Dewenter I. Managing trap-nesting bees as crop pollinators: Spatiotemporal effects of floral resources and antagonists. *Journal of Applied Ecology*. 2018. 55(1). P. 195-204.
- Everaars J., Strohbach M.W., Gruber B., Dormann C. Microsite conditions dominate habitat selection of the red mason bee (*Osmia bicornis*, Hymenoptera: Megachilidae) in an urban environment: A case study from Leipzig, Germany. *Landscape Urban Plan.* 2011: doi:10.1016/j.landurbplan.2011.05.008
- Fabre J.H. (1891). Souvenirs entomologiques. Etudes sur l'instinct et les moeurs des insectes. Paris: Delagrave. 3, 327 p.
- Fliszkiewicz M., Kuśnierczak A., Szymaś B. Reproduction of the red mason solitary bee *Osmia rufa* (syn. *Osmia bicornis*) (Hymenoptera: Megachilidae) in various habitats. *European Journal of Entomology*. 2015. 112 (1). P. 100–105.

11. Ivanov S.P. The nesting of *Osmia rufa* (L.) (Hymenoptera, Megachilidae) in the Crimea: Structure and composition of nests. *Entomol. Rev.* 2006. 86, 524–533.
12. Klatt B.K., Holzschuh A., Westphal C., Clough Y., Smit J., Pawelzik E., Tschamtk T. Bee pollination improves crop quality, shelf life and commercial value. *Proc Royal Soc Ser B.* 2014. 281. P. 1-8.
13. Krombein K.V. (1967). Trap-nesting wasps and bees. Life histories, nests and associates. Washington, DC Smithsonian Inst. Press, 570 p.
14. Krunić M., Stanisavljević L., Pinzauti M., Felicioli A. The accompanying fauna of *Osmia cornuta* and *Osmia rufa* and effective measures of protection. *Bulletin of Insectology.* 2005. 58 (2). P. 141–152.
15. MacIvor J.S., Packer L. ‘Bee hotels’ as tools for native pollinator conservation: a premature verdict?. *PLoS one.* 2015. 10(3), e0122126.
16. Michener C.D. *The Bees of the World.* 2nd Edition, John Hopkins University Press, Baltimore. Science, 2007. 992 p.
17. Normandin E., Vereecken N. J., Buddle C. M., Fournier V. Taxonomic and functional trait diversity of wild bees in different urban settings. *Journal of Life and Environmental Sciences.* 2017. 5:e3051 <https://doi.org/10.7717/peerj.3051>
18. Potts S.G., Biesmeijer J.C., Kremen C., Neumann P., Schweiger O., Kunin W.E. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends Ecol Evol.* 2010. 25. P. 45–353.
19. Raw A. The biology of the solitary bee *Osmia rufa* (L.) (Megachilidae). *Ecological entomology.* 1972. Vol. 124 (3). P. 213–229.
20. Robyn D.Q., Bichier P., Philpott S.M. Landscape and Local Correlates of Bee Abundance and Species Richness in Urban Gardens. *Environmental Entomology.* 2016. Vol.45 (3). P. 592–601.
21. Tommasi D., Alice M., Heather A.H., Mark L.W. Bee diversity and abundance in an urban setting. *The Canadian Entomologist.* 2004. Vol. 136 (6). P. 851–869.
22. Tschamtk T., Gathmann A., Steffan-Dewenter I. Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. *Journal of applied ecology.* 1998. 35(5). P. 708-719.
23. Westphal C., Bommarco R., Carré G., Lamborn E., Morison N., Petanidou T., Potts S., Roberts S., Szentgyörgyi H., Tschulin T., Vaissière B., Woyciechowski M., Biesmeijer J., Kunin W., Settele J., Steffan-Dewenter I. Measuring bee diversity in different European habitats and biogeographical regions. *Ecological monographs.* 2008. 78(4), P. 653-671.
24. Winfree R., Aguilar R., Varzquez D.P., LeBuhn G., Aizen M.A. A meta-analysis of bees’ responses to anthropogenic disturbance. *Ecology.* 2009. Vol. 90. P. 2068–2076.
25. Zattara E.E., Aizen M.A. Global Bee Decline. *bioRxiv.* 2019. 869784. doi:10.1101/869784
26. Гукало В.М. Природні вороги осмії (*Osmia rufa* L. і *O. cornuta* Latr.) (Hymenoptera, Megachilidae) й боротьба з ними. *Известия Харьковського ентомолог. об-ва.* 1998. С. 135-136.
27. Зінченко Б.С., Гукало В.М. Вплив параметрів та способів розміщення гніздувань на репродуктивні показники рудої осмії. *Український пасічник (Л'вів).* 1996. (5), С. 34-35.
28. Иванов С.П. Стратегия выбора и использования полости гнезда дикими пчелами (Apoidea: Megachilidae). *Ученые записки Таврического Национального университета имени В.И. Вернадского. Серия Биология.* 2001. 14(53). С. 89-94.
29. Кириченко О.О., Гукало В.М. Спосіб промислового розведення бджіл роду *Osmia*. Номер патенту А01К 49/00, № 49389. Опубліковано 26.04.2010. Бюл. № 8.
30. Комахи – природні вороги поодиноких бджолиних фауни України: Моногр. / М.Д. Зерова, Л.П. Ромасенко, Л.Я. Серьогіна, Ю.Г. Вервес; НАН України. Ін-т зоології ім. І.І. Шмальгаузена. Київ, 2006. 236 с.
31. Корбецька Л. Розведення бджіл *Osmia rufa* (Hym. Megachilidae) для запилення люцерна в умовах Львівської області. *Український пасічник (Л'вів)* 1996. (4) С. 30-31.
32. Олифир В.Н., Шалимов И.И. Гнездилище для одиночных пчел. Авторское свидетельство. Номер: SU 1801327 A1, A01K 47/00. Опубліковано 15.03.1993. Бюл № 10.
33. Олифир В.Н. (2005). *Разведение и содержание диких пчел.* Москва : АСТ/ Донецк: Сталкер, 144 с.
34. Радченко В.Г., Иванов С.П. Декл. пат. на вин. України 63601. Вулик для диких бджіл-листорізів; А01К47/00, № 2003054258; Заявл. 12.05.2003; Опубл. 15.01.2004, Бюл. № 1.
35. Радченко В.Г., Песенко Ю.А. *Биология пчел (Hymenoptera, Apoidea).* СПб.: Зоол. ин-т РАН. 1994. 350 с.
36. Радченко В., Гончар Г. Різноманіття диких бджіл (Hymenoptera: Apoidea) у парках Києва. *Bulletin of Taras Shevchenko National University of Kyiv–Biology.* 2019. 2(78). С. 40-49.
37. Шумакова І.Д., Комісар О.Д. Трубочка для розведення бджіл-осмії Номер патенту А01К 47/00, № 50236. Опубліковано: 25.05.2010. Бюл. № 10.

АНАЛІЗ ПІГМЕНТНОГО АПАРАТУ ЛИСТКІВ ДЕЯКИХ ВИДІВ І КУЛЬТИВАРІВ РОДИНИ *SALICACEAE* MIRB. У ЗВ'ЯЗКУ ІЗ ЗАБРУДНЕННЯМ ПОВІТРЯ В УМОВАХ М. БІЛА ЦЕРКВА

Іщук Л.П.¹, Іщук Г.П.²

¹Білоцерківський національний аграрний університет
Соборна пл., 8/1, 09117, м. Біла Церква, Київська обл.

²Уманський національний університет садівництва
вул. Інститутська, 1, 20305, м. Умань, Черкаська обл.
ishchuk29@gmail.com, sobaka.kot2011@gmail.com

У результаті дослідження вмісту фотосинтетичних пігментів і їх співвідношень у листках аборигенних та інтродукованих 30-50-річних видів родини *Salicaceae* у вуличних насадженнях м. Біла Церква та замиської зеленої зони і біостаціону Білоцерківського НАУ з різним ступенем аеротехногенного забруднення повітря виділено перспективні види родини *Salicaceae* для озеленення урбоекосистеми міста Біла Церква. Вміст хлорофілів *a* та *b* та вміст загальних каротиноїдів визначали безмацераційним методом екстрагування пігментів.

Найвищий вміст хлорофілу *a* і *b* було зафіксовано у зразків *P. italica*, *P. nigra* зібраних із модельних дерев у лісосмугах замиської зони м. Біла Церква. У найбільш стійкого у міській урбоекосистемі виду *P. italica* різниця між вмістом хлорофілу *a* і *b* у листках зібраних з рослин по вул. Леваневського і у фітомеліоративні лісосмугі на відстані 3 км від м. Біла Церква не суттєва і становить для хлорофілу *a* 0,09 мг/г, для хлорофілу *b* – 0,03 мг/г.

Натомість у зразків *S. fragilis*, *S. alba* 'Vitellina pendula', *P. simonii* вищий вміст хлорофілу *a* і *b* зафіксований у зразків зібраних на проспекті Князя Володимира та вулиці Леваневського, що свідчить про високий рівень життєвості і стійкості цих видів в умовах аеротехногенного забруднення повітря транспортними засобами м. Біла Церква. Вміст каротиноїдів у *S. fragilis* та *S. alba* 'Vitellina pendula' вищий у рослин які зростають в урбоекосистемі м. Біла Церква і складають відповідно 0,28 мг/г і 0,51 мг/г.

Незначне зменшення вмісту фотосинтетичних пігментів в листках (на 6–11%) дорослих дерев на вулицях м. Біла Церква, порівняно з тими, що ростуть у передмісті та скверу біля Літака, вузький діапазон змін співвідношення хлорофілу *a* / *b* (3,2–3,4) вказують на їх успішну адаптацію до умов міського середовища.

Дослідження підтвердили високу стійкість пігментного апарату видів *P. italica*, *P. nigra* та середню стійкість *S. fragilis*, *S. alba* 'Vitellina pendula', *P. simonii* до умов аеротехногенного забруднення автотранспортом, а тому ці види можна рекомендувати для озеленення вулиць м. Біла Церква з інтенсивним рухом автотранспорту. *Ключові слова:* *Salix* L., *Populus* L., хлорофіл *a* і *b*, каротиноїди, аеротехногенне забруднення.

Analysis of leaves pigment apparatus of *Salicaceae* Mirb. family certain species and cultivars related to air pollution in the conditions of Bila Tserkva. Ishchuk L., Ishchuk H.

Prospective *Salicaceae* family species for the town urban ecosystem greenization are defined on the basis of studying the content of photosynthetic pigments and their ratios in the leaves of aboriginal and introduced 30–50-year-old species in the plantations of Bila Tserkva, the outskirts and in the biostationary of Bila Tserkva NAU with different degrees of aerotechnogenic air pollution. The content of *a* and *b* chlorophylls and the content of total carotenoids were determined by non-maceration method of pigment extraction.

The highest content of *a* and *b* chlorophyll was recorded in samples of *P. italica*, *P. nigra* collected from model trees in the forest belts of the suburban area of Bila Tserkva. The difference between the content of chlorophyll *a* and *b* in the leaves collected from plants in the Levanevskiy str. and in phytomeliorative forest belts growing 3 km away from Bila Tserkva is not significant and it is 0.09 mg / g for chlorophyll *a* and 0.03 mg/g for chlorophyll *b* in *P. italica* species, the most resistable one in the urban ecosystem.

In contrast, a higher content of chlorophyll *a* and *b* in the samples collected in Knyaz Volodymyr Avenue and Levanevskiy str. is observed in the samples of *S. fragilis*, *S. alba* 'Vitellina pendula', *P. simonii* a, which indicates a high level of vitality and stability of these species in the conditions of aerotechnogenic pollution in Bila Tserkva. The content of carotenoids in *S. fragilis* and *S. alba* 'Vitellina pendula' is higher in plants growing in the urban ecosystem of Bila Tserkva and it is 0.28 mg/g and 0.51 mg/g, respectively.

A slight decrease (6–11 %) in the content of photosynthetic pigments in the leaves of adult trees in Bila Tserkva streets, compared with those growing in the suburbs and the park near the Plane Monument, as well as a narrow range of changes in the ratio of chlorophyll *a* / *b* (3.2–3.4) indicate their successful adaptation to urban conditions.

The study have confirmed the high resistance of the *P. italica*, *P. nigra* species pigment apparatus and the medium resistance of *S. fragilis*, *S. alba* 'Vitellina pendula', *P. simonii* ones to the conditions of aerotechnogenic pollution caused by vehicles. Therefore, these species can be recommended for planting in Bila Tserkva streets with heavy traffic. *Key words:* *Salix* L., *Populus* L., chlorophyll *a* and *b*, carotenoids, aerotechnogenic pollution.

Постановка проблеми. Географія поширення видів і культиварів родини *Salicaceae* Mirb. тісно пов'язана з їхніми екологічними, біологічними і фізіологічними особливостями. Висока екологічна пластичність видів і культиварів родини *Salicaceae*

забезпечує їх успішну інтродукцію і акліматизацію до нових умов місцезростання та пов'язана з мінливістю основних обмінних процесів, що на думку дослідників, обумовлює їх стійкість до умов промислового забруднення [1].

Адаптація рослин до умов середовища може проходити за рахунок зміни вмісту фотосинтетичних пігментів, які є важливим і чутливим показником їх фізіологічного стану, адаптивних перебудов, дії стресу. Існує гіпотеза, що між екологічною пластичністю інтродукованих видів і їх стійкістю до несприятливих чинників середовища, зокрема, до аеротехногенного забруднення виникає залежність. Грунтується ця гіпотеза на уявленні про мінливість обмінних процесів і формуванні адаптивних реакцій, які забезпечують вербам і тополям успішне пристосування до техногенних чинників [2; 3].

Актуальність дослідження. Стійкість деревних рослин до техногенного забруднення повітря залежить від їх метаболічної активності, швидкості потрапляння токсинів у внутрішні тканини, їх нейтралізації при включенні у метаболізм [4]. Тому вивчення адаптивних механізмів вербових в різних екологічних умовах є актуальним і перспективним.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Серед основних джерел забруднення середовища у містах є автомобільний транспорт, кількість якого невпинно зростає, зокрема і в м. Біла Церква. Адже 50 % оксиду вуглецю 38 % вуглеводнів і 27 % оксиду азоту від загальної для країни кількості цих речовин потрапляє в атмосферу внаслідок роботи автотранспорту [5]. За даними Ю.Г. Фельдмана [6] кожен автомобіль викидає в атмосферу з вихлопними газами 200 різних шкідливих компонентів.

Місто Біла Церква є середнім промисловим містом, на території якого розташовані підприємства-забруднювачі повітряного басейну. В атмосферне повітря викидається більше ніж 300 різних інгредієнтів, серед яких пил органічного і неорганічного походження, вуглеводневі сполуки, свинець, фенол, формальдегіди, оксиди азоту, хром, цинк, нікель тощо. Основними забруднювальними підприємствами у місті є: ВАТ «Білоцерківська ТЕЦ», ЗАТ «Росава», ВАТ «Трібо», ТОВ «Інтер ГТВ», ЗАТ НВФ «Ферокерам», ВАТ «Білоцерківтепломережа». Але найбільшим джерелом забруднення у місті залишається автотранспорт, викиди якого становлять понад 70 % викидів [7].

З огляду на вищезазначене потрібним є проведення досліджень, які дозволять вивчити стійкість аборигенних та інтродукованих видів і гібридів родини *Salicaceae* Mirb., широко представлених у вуличних насадженнях м. Біла Церква, та оцінити перспективи їх виживання в умовах аеротехногенного забруднення.

За даними Т.О. Грабовської [8], яка проводила дослідження у м. Біла Церква щодо впливу викидів автотранспорту на екологічний стан довкілля, найбільшу його кількість була зафіксована нею на вул. Леваневського, біля ЗАТ «Росава», де в насадженнях серед інших культур представлені види роду *Populus* L. Досліджуючи видовий склад і стан захисних насаджень вулиць промислово-транспортної зони м. Білої Церкви Т.Ю. Сагдєєва [9] встановила

для дерев *P. italica* середній індекс стану життєвості – 3,05 і констатувала, що дерева цього виду виглядають краще ніж дерева *Robinia pseudoacacia* L. і *Gleditsia triacanthos* L.

Вербняки і топольники беруть активну участь у підтримці газової рівноваги у атмосфері. Для листопадних деревних рослин характерне найвище значення фотосинтетичної активності. У літературі відзначають, що фотосинтез світлових листків гібридів тополь близьких до роду *Salix* L., наближається до максимального фотосинтезу культурних трав, а більшість деревних рослин досягають лише третини або половини цих показників. [10]. Н.Л. Коссович [11] встановив, що серед верб найбільшу фотосинтетичну активність має *S. purpurea* L., дещо менші показники у *S. viminalis* L. і *S. caprea* L. На інтенсивність фотосинтезу значний вплив мають антропогенні чинники: температура повітря, низький вміст води та макро- і мікроелементів у ґрунті. Смог, пил і сажа знижують рівень освітлення листків і, посилюючи дихання, і зменшуючи фотосинтетичну активність [12]. Деревя в умовах урбоекосистеми менше утворюють органічних речовин, ніж у заміських парках і лісопарках [13].

Вміст пігментів у різних рослин обумовлений генетично і залежить від умов їх місцезростання [14]. У тінювитривалих рослини вміст хлорофілу вищий, ніж у світлолюбних [10]. А відношення хлорофілу *a* до хлорофілу *b* у світлолюбних видів змінюється від 3,9 до 5,0, у тінювитривалих – від 1,5 до 2,3 [15]. Однак не завжди високий вміст хлорофілу визначає інтенсивний фотосинтез. Так, Н.А. Іванова й Р.Н. Костюченко [13] встановили, що середні показники хлорофілу в асиміляційних органах фітоценозів північної тайги у *P. tremula* L. 2,5 рази вищі ніж у хвойних цього ж регіону.

Зазвичай показники хлорофільного індексу застосовуються для оцінки продуктивності рослин і для кількісної оцінки фотосинтетично зв'язаного атмосферного вуглецю рослинними угрупованнями [16]. Впродовж вегетаційного періоду вміст хлорофілу у листках змінюється і досягає свого максимуму у фазі повного розвитку листка [12].

Під дією шкідливих викидів промисловості і автотранспорту змінюється кількісний вміст пігментів листків деревних рослин і співвідношення їх окремих форм [12]. Вплив забруднюючих речовин атмосферного повітря на пігменти у різних рослин нерівноцінний. А.Н. Нікітіна [17] встановила, що в умовах підвищеного забруднення збільшується кількість хлорофілу у листках, який інтенсивно поновляє клітинні структури. Однак. О.С. Соловйова [12] показала, що загальний вміст хлорофілу у забрудненому міському середовищі у листопадних дерев зменшується. Шкідливі газоподібні речовини викликають посилення окислювальних процесів, порушення лабільних зв'язків хлорофілу з білково-ліпідним комплексом, появу мономерних і молекулярних форм [18].

Досліджуючи вплив важких металів на види і гібриди роду *Populus* в умовах промислових майданчиків гірничозбагачувальних комбінатів Криворіжжя О.В. Данильчук [19] встановив, що за дії важких металів уміст хлорофілу *a*, *b* та їх суми у *P. deltoides* і *P. italica* зменшується до п'яти та до двох разів у гібридів Т. × сакрау 45/51, Т. × градиська і Т. × львівська, тоді як у гібридів *P. candicans*, *P. simonii* та Т. × келібердинська, Т. × тронко, Т. × сакрау 79 і Т. × робуста 16 – більш ніж у п'ять і два рази відповідно, що є ознакою прояву різної стійкості вказаних тополь до забруднення.

Питання про лабільність хлорофілу *a* і *b* під час штучної гуміфікації залишається дискусійним. Одні автори вважають більш лабільним хлорофіл *a*, а інші – *b* [12, 17]. В.І. Карасев [20] встановив, що під час затоплення рослин інтенсивність фотосинтезу і вміст хлорофілу знижується. На зниження хлорофілу також впливає недостатня кількість елементів мінерального живлення. [20]. Зміну хлорофілу А.Н. Нікітіна [17] вважає одним з показників газостійкості рослин.

Каротиноїди, як і хлорофіл відіграють важливу роль у процесі фотосинтезу і входять до складу світлозбираючого комплексу, а також захищають молекули хлорофілу від фотоокислення, підвищують стійкість рослин до несприятливих зовнішніх впливів [14].

Усі ці дані свідчать про те, що фотосинтез і пігментна система листка неоднозначно реагують на природні і антропогенні стрес-фактори, що на нашу думку, пов'язано з особливостями генотипу рослин і особливостями діючого фактору. У рослин родини *Salicaceae* ці процеси майже не вивчені й залишаються дискусійними.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Проведені нами попередні дослідження свідчать, що в умовах м. Біла Церква у зелених насадженнях загального і обмеженого користування представлено 8 видів і 10 гібридів роду *Populus*. Згідно з нашими попередніми дослідженнями [21] відповідно до ступеня життєвості найвищою життєздатністю в умовах найбільш забруднених промислового та лінійно-дорожнього ландшафтів урбоєкосистеми, а відповідно, і найперспективнішими видами і гібридами є *P. italica* (Du Roi) Moench., *P. simonii* Corr., *P. × canescens* (Ait.) Smith, *P. tremula* L., *P. × beroliensis* Dippel. Найменш стійкими виявилися *P. nigra* L. і *P. deltoides* Marsh. Ряд видів *P. nigra*, *P. deltoides*, *P. balsamifera* L. і *P. alba* L. масово пошкоджуються напівпаразитом *Viscum alba* L. Винятком є лише *P. italica* та євроамериканські гібриди, які виявилися стійкими до *Viscum alba* [22; 23].

Тому метою наших досліджень було визначення вмісту пігментного комплексу у деяких видів і гібридів родини *Salicaceae* та проведення аналізу впливу аеротехногенного забруднення на вміст пігментів в умовах м. Біла Церква.

Новизна. Вперше в умовах м. Біла Церква на основі аналізу пігментного складу листків (вміст хлорофілів *a* і *b*, каротиноїдів та їх співвідношення) встановлено ступінь життєвості і стійкості *P. italica*, *P. nigra*, *P. simonii*, *S. fragilis*, *S. alba* 'Vitellina pendula' до техногенного забруднення повітря автотранспортом.

Методологічне або загальнонаукове значення. Для визначення вмісту фотосинтетичних пігментів (хлорофілу *a* і *b* та каротиноїдів) і їх співвідношення заготовляли листки з дорослих 40–50-річних дерев *Salix* і *Populus* у міських вуличних насаджень з інтенсивним рухом автотранспорту (вул. Леваневського, просп. Князя Володимира, сквер біля Літака) та заміській зеленій зоні (штучні лісосмуги та яри) околиць м. Біла Церква і на біостаціонарі БНАУ. Листки заготовляли у кінці травня після закінчення їх росту і визрівання.

Експериментальну частину роботи проводили у лабораторії відділу фізіології та екології фотосинтезу Інституту фізіології рослин і генетики НАН України у м. Київ. Визначення вмісту пігментів проводили у середній пробі листків. Для цього в кожному з 2-х повторень відбирали по 5 середніх листків, які одразу загортали у зволожену тканину та доставляли до лабораторії. Середній проміжок часу між відбором зразків і доставкою їх в лабораторію для екстракції пігментів складав не більше однієї години. За такого способу зберігання листків їх біохімічні характеристики лишалися практично незмінними.

Після доставки зразків в лабораторію в кожному з варіантів у відібраних листків здійснювали фіксацію пігментів диметилсульфоксидом (ДМСО). Вміст хлорофілів *a* та *b* та вміст загальних каротиноїдів визначали безмацераційним методом екстрагування пігментів за А.П. Велбурном [24]. Для цього 100 мг наважки (усередненої з 5 листків рослини) заливали 10 мл ДМСО. Потім пробірки поміщали у водяну баню (температура води 60°C) на 4 години. Один мілілітр отриманого розчину розбавляли трьома мілілітрами ДМСО і визначали оптичну густину цього розчину на спектрофотометрі СФ-26 (ЛОМО, Ленінград). Розрахунок концентрації пігментів, мг/л, проводили за формулами [24]:

$$C_a = 12,19 A_{665} - 3,45 A_{649}$$

$$C_b = 21,99 A_{649} - 5,32 A_{665}$$

$$C_{x+c} = (1000 A_{480} - 2,14 C_a - 70,16 C_b) / 220,$$

де: C_a , C_b , – відповідно вміст хлорофілів *a* та *b*,
 C_{x+c} – вміст загальних каротиноїдів,
 $A_{480,649,665}$ – оптична щільність розчинів пігментів при довжинах хвиль 480, 649 та 665 нм.

Виклад основного матеріалу. В ході досліджень, де ми визначали вміст хлорофілу у листках дорослих 30–40 річних дерев *Salix* і *Populus* у міських вуличних насаджень з інтенсивним рухом автотранспорту

та у замиській зеленій зоні м. Біла Церква нами було встановлено в усіх варіантах досліду підвищення вмісту хлорофілу *a* і *b* у міському середовищі порівняно із замиськими фітомеліоративними насадженнями – лісосмугами, ярами і балками та біостаціонаром. Так, вміст хлорофілу *a* і *b* у *S. fragilis* L. був вищий у листках заготовлених на просп. Князя Володимира, де поряд з інтенсивним рухом автотранспорту, джерелом забруднення повітря також є автозаправка відповідно 1,08 мг/г і 0,34 мг/г порівняно з листками зібраними в ярку у передмісті м. Біла Церква за 2 км від автодороги з твердим покриттям, де показники вмісту хлорофілу *a* і *b* становили відповідно 0,88 мг/г і 0,29 мг/г (табл. 1). Таку ж тенденцію ми спостерігали у *S. alba* L. 'Vitellina pendula', де показники вмісту хлорофілу *a* і *b* у листках були вищі майже вдвічі у рослин, що ростуть на вул. Леваневського порівняно з сквером біля Літака хлорофіл *a* відповідно 0,91 мг/г і 2,02 мг/г та хлорофіл *b* – 0,28 мг/г і 0,59 мг/г, що також свідчить про високий рівень атмосферного забруднення у місті.

У найбільш стійкого у міській урбоєкосистемі виду *P. italica* різниця між вмістом хлорофілу *a* і *b* у листках зібраних з рослин по вул. Леваневського і у фітомеліоративні лісосмузі на відстані 3 км від м. Біла Церква не суттєва і становить для хлорофілу *a* 0,09 мг/г, для хлорофілу *b* – 0,03 мг/г.

У *P. simonii* вміст хлорофілу *a* в листках зібраних на вулиці Леваневського складає 1,17 мг/г, а у замиській зоні на біостаціонарі БНАУ – лише 0,89 мг/г, для хлорофілу *b* – становлять відповідно 0,36 мг/г і 0,29 мг/г. Нетипові показники з підвищеним вмістом хлорофілу у замиській зоні на біостаціонарі БНАУ можна пояснити віковими особливостями модельних дерев. На біостаціонарі БНАУ вік *P. simonii* –

7 років, а у м. Біла Церква на вул. Леваневського – це 40-річні дерева.

Натомість сумарний вміст хлорофілу *a* і *b* у *P. italica* і *P. nigra* вищий у рослин, що зростають у замиській зоні. В урбанізованому середовищі сумарний вміст хлорофілу *a* і *b* вищий у дерев *S. fragilis*, *P. simonii* і *S. alba* 'Vitellina pendula', що зростають на вулиці Леваневського і просп. Князя Володимира.

На нашу думку, це пов'язано з тим, що види з підвищеною газочутливістю характеризуються зменшенням вмісту хлорофілу і каротиноїдів та порушенням міцності зав'язків хлорофілу з білково-ліпідним комплексом, порівняно з газостійкими. Умови середовища, зокрема, освітленість вказують на кількісне співвідношення окремих груп пігментів у листках. Це підтверджено у роботі Н.А. Іванової, Р.Н. Костюченко [13], які встановили найвищий вміст пігментів у листках верб, що ростуть у заплаві річки Об, у лісових ценозах цей показник знижувався на 50 %, а на промзоні м. Нижньовартовськ – на 75 %.

Вміст каротиноїдів у *S. fragilis* та *S. alba* 'Vitellina pendula' вищий у рослин які зростають в урбоєкосистемі м. Біла Церква і складають відповідно 0,28 мг/г і 0,51 мг/г.

Щодо співвідношення каротиноїдів і хлорофілу *b* – найвищі показники отримали зразки *S. alba* 'Vitellina pendula', відібрані з дерев на вул. Леваневського – 3,44 мг/г та зразки *P. italica*, зібрані з дерев у лісосмузі – 3,37 мг/г. Найнижчі показники у співвідношенні каротиноїдів і хлорофілу *b* отримали у зразків *S. fragilis*, зібраних у ярку – 3,01 мг/г та зразки *P. simonii* – відібрані з модельного дерева на біостаціонарі БНАУ. Щодо співвідношення каротиноїдів і хлорофілу *a* і *b*, то отримані нами показ-

Таблиця 1

Вміст фотосинтетичних пігментів, мг/г сирової речовини, та їх співвідношення в листках дорослих дерев *Salix* і *Populus* в межах м. Біла Церква та замиської зеленої зони

Походження	Вид	Місце розташування	Вміст		Співвідношення	
			хлорофілів (a+b) (Chl)	Каротиноїдів (Car)	a / b	Chl/Car
аборигенні	<i>S. fragilis</i>	1	1,50±0,04	0,35±0,02	3,23±0,05	4,31±0,36
		2	1,41±0,02*	0,32±0,01	3,21±0,08	4,46±0,22
	<i>S. alba</i> 'Vitellina pendula'	1	2,70±0,02	0,61±0,01	3,34±0,05	4,45±0,06
		2	2,59±0,01*	0,58±0,01*	3,36±0,01	4,50±0,02
	<i>P. nigra</i>	1	1,62±0,03	0,35±0,01	3,37±0,01	4,67±0,03
		2	1,46±0,01*	0,31±0,01*	3,39±0,04	4,77±0,09
інтродуковані	<i>P. italica</i>	1	2,07±0,05	0,46±0,01	3,33±0,05	4,56±0,02
		2	1,95±0,07	0,42±0,02*	3,35±0,05	4,66±0,08
	<i>P. simonii</i>	1	1,42±0,01	0,30±0,01	3,41±0,18	4,80±0,12
		2	1,53±0,01*	0,31±0,01	3,27±0,07	4,96±0,0*

Примітки: *S. fragilis*: 1 – фітомеліоративні насадження у ярку, 2 – просп. Князя Володимира, м. Біла Церква; *S. alba* 'Vitellina pendula': 1 – сквер біля літака, м. Біла Церква, 2 – вул. Леваневського, м. Біла Церква, *P. nigra*: 1 – лісосмуга за 2 км від міста, 2 – м. Біла Церква, вул. Леваневського; *P. italica* 1 – лісосмуга за 3 км від міста, 2 – м. Біла Церква, вул. Леваневського; *P. simonii*: 1 – Біостаціонар БНАУ, 2 – вул. Леваневського, м. Біла Церква. * – різниця з відповідним контролем істотна при $p \leq 0,05$

ники у всіх зразків суттєво не відрізняються і коливаються в межах 0,19–0,22 мг/г.

Головні висновки. Пігментний апарат листків досліджуваних дерев видів *Salix* і *Populus* характеризується мінливістю до факторів навколишнього середовища, що дозволяє їм швидко адаптуватися до різних природних і штучних екоотопів, в тому числі і до забруднених урбоєкосистем. В умовах урбоєкосистеми ми отримали вищий вміст хлорофілу у *S. fragilis*, *P. simonii* у рослин, що ростуть у більш забруднених екоотопах м. Біла Церква. Адаптаційні механізми включають зміни загального вмісту пігментів і їх кількісного співвідношення. Найвищий вміст хлорофілу *a* і *b* було

зафіксовано у зразків *P. italica*, *P. nigra* зібраних із модельних дерев у лісосмугах заміської зони м. Біла Церква. Натомість у зразків *S. fragilis*, *S. alba* 'Vitellina pendula', *P. simonii* вищий вміст хлорофілу *a* і *b* зафіксований у зразків зібраних на просп. Князя Володимира та вул. Леваневського, що свідчить про високий рівень життєвості і стійкості цих видів до аеротехногенного забруднення повітря автотранспортом в умовах м. Біла Церква.

Перспективи використання результатів дослідження. Отримані дані дослідження свідчать, що *P. italica*, *P. nigra*, *S. fragilis*, *P. simonii*, *S. alba* 'Vitellina pendula' можна рекомендувати в озеленення вулиць м. Біла Церква з інтенсивним рухом автотранспорту.

Література

1. Издон П.Ф. Лес и водные ресурсы. Москва : Лесн. пром-ть, 1980. С. 5–7.
2. Смирнов И.А. Широкая экологическая пластичность вида как показатель успешности интродукции. *Интродукция древесных растений и вопросы семеноводства в лесном хозяйстве*. Новосибирск : Наука, 1981. С. 126–38.
3. Шкапенко Т.Н., Гуревич А.С., Блузманас И.Э. Адаптивный потенциал таксонов рода *Salix* с различными типами естественных ареалов *Интродукция, акклиматизация и культивация растений*. Калининград : Изд-во Калининград. ун-та, 1998. 114 с.
4. Кузнецов В.В. Дмитриева, Г.А. Физиология растений : учебник для вузов. Москва : Высш. школа, 2005. 736 с.
5. Драган Н.В. Біоекологічні особливості видів роду сосна (*Pinus* L.) в урбанізованому середовищі Правобережного Лісостепу України : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.05. Київ, 2003. 24 с.
6. Фельдман Ю.Г. Гигиеническая оценка автотранспорта как источника загрязнения атмосферного воздуха. Москва : Медицина, 1975. 159 с.
7. Екологічний стан м. Біла Церква. URL: <http://bilatserkva.info/modules.php?name=Content&op=showpage&pid=164> (дата звернення: 20.09.2020).
8. Грабовська Т.О. Снігова індикація як показник забруднення навколишнього природного середовища м. Біла Церква викидами автотранспорту. *Питання біоіндикації та екології*. 2014. 19. 1. С. 49–62.
9. Сагдеева Т.Ю. Видовий склад і стан захисних насаджень вулиць промислово-транспортної зони Білої Церкви. *Науковий вісник НЛТУ України*. Львів. 2015. 25.6. С. 90–96.
10. Прокопьев Е.Н. Экология растений (особи, виды, экогруппы, жизненные формы. Томск : Томский гос. ун-т, 2001. 340 с.
11. Коссович Н.Л. Фотосинтез и дыхание некоторых ив. *Сборник статей, посвященный 75-летию В.Н. Сукачева*. Москва – Ленинград : Изд-во АН СССР, 1956. С. 321–329.
12. Соловьева О.С. Функциональные и физиологические особенности древесных растений в условиях городской среды (на примере г. Йошкар-Олы) : автореф. дисс. ... канд. с.-х. наук. Йошкар-Ола : Марийский государственный технический университет, 2003. 22 с.
13. Иванова Н.А., Косточенко Р.Н. Эколого-физиологические механизмы адаптации некоторых видов ив в различных условиях обитания на территории Среднего Приобья. Нижневартовск : Изд-во Нижневарт. гуманит. ун-та, 2011. 163 с.
14. Maslova T.G., Popova I.A. Adaptive properties of the plant pigment systems. *Photosynthetica*. 1993. Vol. 29 (2). P. 195–203.
15. Гавриленко В.Ф., Жигалова Т.В. Большой практикум по фотосинтезу. Москва : Академия, 2003. 256 с.
16. Цельникер Ю.Л., Малкина И.С. Хлорофильный индекс как показатель годичной аккумуляции углерода древостоя леса. *Физиология растений*. 1994. 41. 3. С. 322–330.
17. Никитина Н.Н. Водный режим луговых сообществ Пришимья. *Результаты научных исследований*. Ишим : Изд-во ИГПИ им. П.П. Ершова, 1998. С. 36.
18. Николаевский В.С., Васина И.В., Николаевская Н.Г. Влияние некоторых факторов городской среды на состояние древесных пород. *Лесной вестник*. 1998. № 2. С. 28–38.
19. Данильчук О.В. Стійкість видів і гібридів роду *Populus* L. до забруднення середовища важкими металами : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.16. Київ, 2013. 21 с.
20. Карасев В.И. Эколого-физиологическая диагностика хвойных пород разного состояния : дисс. ... д-ра биол. наук : 03.00.16. Йошкар-Ола, 2000. 326 с.
21. Іщук Л.П. Особливості використання видів і гібридів роду *Populus* L. у ландшафтах урбанізованого середовища. *Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. Серія «Лісівництво та декоративне садівництво»*. Київ, 2016. Вип. 255, С. 107–120.
22. Іщук Л.П. Аналіз асортименту видів і гібридів роду *Populus* L. в м. Біла Церква. *Інтродукція рослин, збереження та збагачення біорізноманіття в ботанічних садах та дендропарках*: Київ : Фітосоціоцентр, 2015. С. 93–94.
23. Іщук Л.П. Оцінка стану тополевих насаджень на бульварі міста Біла Церква. *Перспективи розвитку лісового та садово-паркового господарства (з нагоди 80-ї річниці від Дня народження доктора с.-г. наук, професора П.І. Мороза)*. Умань, 2015. С. 99–103.
24. Wellburn A.R. The spectral determination of chlorophylls a and b, as well as total carotenoids, using various solvents with spectrophotometers of different resolution *Plant Physiol* 1994. 144. С. 307–313. DOI: 10.1016/S0176-1617(11)81192-2.

ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНА ОЦІНКА ВТРАТ ЛІСОВИХ ЛАНДШАФТІВ ВНАСЛІДОК НЕЗАКОННОГО ВИДОБУВАННЯ БУРШТИНУ

Качановський О.І.

Рівненський коледж Національного університету біоресурсів
і природокористування України
вул. Коперника, 44, 33001, м. Рівне
Myzvuk2014@gmail.com

Держава в особі центральних і місцевих органів влади, як законодавчої, так і виконавчої, змушена докладати зусиль для вирішення проблеми незаконного видобутку бурштину, однак помітних зрушень нині не досягнуто. Порухнені землі назавжди виводяться з господарського обігу, адже відновленням таких земель часто нехтують, або ж заходи по рекультивациі проводяться в мінімальному обсязі.

Метою дослідження є оцінка впливу незаконної діяльності використання надр на екологічний стан території Рівненської області та еколого-економічна оцінка розміру шкоди, заподіяної незаконним видобуванням коштовного каміння.

У Рівненській області відсутні відомості про обсяги матеріальної шкоди, заподіяної державі внаслідок незаконної діяльності з використання надр, також не досліджується оцінка впливу на екологічний стан ландшафтів, тому вивчення цього питання є актуальним. Дослідження свідчать про значну екологічну катастрофу, подолання наслідків якої розтягнеться на десятиріччя й потребуватиме значних фінансових і матеріальних затрат. Оперативне втручання у ліквідацію цієї проблеми дасть змогу оптимізувати наслідки варварського втручання у природне середовище.

За даними супутникових знімків площі порушених земель постійно збільшуються, збитки, нанесені державі, катастрофічні, тому постає питання у необхідності проведення супутникового моніторингу з метою ідентифікації порушених земель; інвентаризації цих масивів; розробки проектів землеустрою щодо їх рекультивациі, а також посилення кримінальної відповідальності за незаконне видобування бурштину.

У цій роботі висвітлюються питання оперативного виявлення змін ландшафту досліджуваного масиву за побудованими картографічними моделями нормалізованого диференційного вегетаційного індексу NDVI з використанням мультиспектральних супутникових знімків середньої роздільної здатності Landsat у часовому діапазоні. Наведені розрахунки збитків, заподіяних внаслідок непроведення рекультивациі порушених земель, і розмір заподіяної шкоди та відшкодування збитків, нанесених державі внаслідок незаконного видобутку бурштину. *Ключові слова:* незаконний видобуток бурштину, порушені землі, рекультивациі, непроведення рекультивациі земель, розмір відшкодування збитків, страхування цивільної відповідальності осіб.

Environmental and economic assessment of forest loss caused by illegal amber mining. Kachanovskiy O.

The government, represented by both legislative and executive central and local authorities, is forced to make efforts to address the problem of illegal amber mining, but it has had little success in that so far. Disturbed lands are permanently withdrawn from economic turnover, for rehabilitation of these lands is often neglected, or reclamation measures are minimum.

The purpose of the study is to assess the impact of illegal mining on the ecological state in the Rivne region, and to carry out environmental and economic assessment of damage caused by illegal mining of gemstones. There is no information for the Rivne region regarding the amount of financial damage to the state caused by illegal mining, and the impact of illegal mining on the ecological state is not assessed, so this issue is urgent.

Research shows a significant environmental catastrophe, the consequences of which will last for decades and will require significant financial and material costs. Prompt intervention to eliminate this problem will optimize the consequences of barbaric intervention in the environment.

Since, as shown by satellite surveys, disturbed lands are constantly expanding, the damage to the state is catastrophic, so there is a need for: satellite monitoring to identify disturbed lands, land inventory and land management projects to reclaim those lands and upgrading of criminal liability for illegal amber mining.

This paper is devoted to the issues of timely identification of landscape changes in the studied land mass using map NDVI models (normalised difference vegetation index) and multispectral satellite medium resolution imagery (Landsat) within a time interval. This paper also includes calculations of losses caused by the failure to reclaim disturbed lands, and damage caused to the state as a result of illegal amber mining and compensation for that damage. *Key words:* illegal amber mining, disturbed lands, reclamation, failure to reclaim lands, the amount of damages, civil liability insurance.

Постановка проблеми і актуальність дослідження. Бурштинове протистояння на території північно-західної частини Українського Полісся потребує значних технічних і людських ресурсів, які насамперед повинні бути спрямовані на боротьбу з незаконним видобуванням.

Запровадження економіко-правового механізму відшкодування порушником збитків, завданих внаслідок незаконного видобутку бурштину невиконанням робіт із рекультивациі земель після завершення експлуатації родовищ корисних копалин, забезпечить більш ефективний захист інтересів держави

та територіальних громад, прав власників і користувачів земельних ділянок, а також позитивно вплине на зменшення правопорушень у сфері землекористування. Непроведення рекультивациі порушених земель належить до правопорушень, які завдають збитків власникам і користувачам земельних ділянок, територіальній громаді та державі.

Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями. У роботі використані сучасні дані за побудованими картографічними моделями нормалізованого диференційного вегетаційного індексу NDVI за останній 30-річний період (з 1990 по 2019 рік), застосована методика визначення розміру заподіяної шкоди і відшкодування збитків, нанесених державі внаслідок незаконного видобутку бурштину.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Серед наукових робіт, які привертають увагу дослідників до проблем раціонального використання земель, еколого-економічних аспектів рекультивациі та вибору технологічних схем відновлення земельних угідь, належать наукові роботи Д.С. Добряка [1], В.О. Мандрика [2; 3], А.Г. Мартина [4], Р.М. Панаса [5], Л.В. Моторіної [6], В.А. Овчиннікова [7] та інших.

Питання моніторингу використання даних дистанційного зондування для виявлення місць незаконного видобування бурштину висвітлена у наукових працях В.Є. Філіповича [8], С.С. Ковалевського [9], Р.М. Шевчука [10]. Зокрема, досліджувалися можливості застосування багатозональних супутникових знімків для виявлення ділянок нелегального видобутку за рахунок текстурних, спектральних і температурних відмінностей піщаних відвалів від оточуючих об'єктів навколишнього середовища.

Забезпечення законності та правопорядку у сфері незаконного видобутку є необхідною вимогою сталого розвитку бурштиноносних регіонів та держави загалом, про що наголошують В.О. Баранова [11], В.В. Галунько [12], О.О. Сурілова [13] у своїх працях, досліджуючи правове регулювання видобутку бурштину.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Механізм відшкодування збитків, завданих невиконанням робіт із рекультивациі земель після завершення експлуатації родовищ корисних копалин, залишається не досить дослідженим. Тому важливим залишається питання розробки нового та вдосконалення існуючого законодавства щодо діяльності з видобування бурштину та рекультивациі порушених земель. Об'єктом дослідження є порушені землі лісогосподарського призначення внаслідок незаконного видобутку бурштину.

Новизна роботи полягає у вивченні оцінки впливу незаконної діяльності використання надр на екологічний стан території Рівненської області та визначення строків непроведення рекультивациі земель із застосуванням супутникових знімків.

Методологічне або загальнонаукове значення. Результати цієї наукової роботи можуть бути використані при розробці методики визначення розміру збитків, завданих невиконанням робіт із рекультивациі земель після завершення експлуатації родовищ корисних копалин.

Виклад основного матеріалу. Для України проблема самовільного видобування коштовного каміння набула особливої актуальності, адже екологічні наслідки від незаконного видобутку бурштину є катастрофічними, оскільки порушені біотопи не можуть відновитися у первісному стані природним шляхом без втручання людини, а потребують рекультивациі.

Одним із напрямів втручання у ситуацію з боку державних органів і громадськості є діяльність із практичної реалізації реабілітації порушених ділянок. З цією метою Кабінет Міністрів ухвалив постанову від 30.11.2016 № 1063 [14], якою затверджено «Порядок реалізації пілотного проекту рекультивациі земель лісогосподарського призначення, порушених внаслідок незаконного видобування бурштину». На виконання цієї постанови прийнято низку супровідних документів, зокрема «Перелік земель лісогосподарського призначення, у межах яких є частини, які порушені внаслідок незаконного видобування бурштину і потребують рекультивациі», затверджений наказом Держлісагентства України від 21.04.2017 № 138 [15]. Усього цей перелік складається із 2046 порушених ділянок; згідно нього в Україні на землях лісогосподарського призначення сумарна площа лісових кварталів, у межах яких виявлені порушення екологічної ситуації внаслідок незаконного видобування бурштину, становить 30037,6 га; сумарна площа лісових виділів у межах цих кварталів, на яких є порушені площі, – 9816,9 га; сумарна площа власне порушених угідь – 4385,45 га.

Відповідно до алгоритму визначення загального розміру завданих збитків **непроведенням** рекультивациі порушених земель загальна формула має такий вигляд:

$$Zp = BK \times I \times \frac{C}{100} \times \frac{T}{12}, \quad (1)$$

де Zp – розмір збитків, гривень; BK – кошторисна вартість комплексу організаційних, технічних і біотехнологічних заходів, спрямованих на відновлення ґрунтового покриву, поліпшення стану та продуктивності порушених земель відповідно до затвердженої документації із землеустрою, гривень; I – добуток помісячних індексів цін на будівельно-монтажні роботи за даними Держкомстату України за термін непроведення рекультивациі порушених земель; C – облікова ставка Національного Банку України на дату визначення розміру збитків, %; T – строк непроведення рекультивациі порушених земель, місяців.

Для з'ясування масштабів нелегального видобутку бурштину, визначення строків непроведення

рекультиватії порушених земель їх площ необхідно розробити методику ідентифікації, провести детальну інвентаризацію порушених територій та оперативно оцінити збитки, завдані державі. Для розрахунку збитків досліджено покинутий кар'єр поблизу с. Жовкині Володимирецького району Рівненської області (рис. 1), який утворився внаслідок самовільного видобування коштовного каміння.



Рис. 1. Масив, утворений внаслідок незаконного видобутку бурштину, с. Жовкині Володимирецького району Рівненської області

Незаконне видобування коштовного каміння здебільшого здійснюється гідропомповим методом. Такий спосіб видобутку полягає в розмиванні водою під великим тиском ґрунту до 6-10 метрів у глибину. За допомогою мотопомп воду закачують у ґрунт і створюють свердловини не більше 10 метрів. Оскільки бурштин легший за воду, він спливає на поверхню та виловлюється сітками. Тому основні дешифрувальні ознаки території характеризуються «ямкуватою» структурою та збільшенням коефіцієнту спектральної яскравості за рахунок підвищення вологості при виході підземних вод на поверхню та видаленні ґрунтово-рослинного покриву.

Для досліджень завантажено супутникові знімки програми Landsat, отримані протягом 1990-2018 років. Дані завантажувалися із відкритих джерел (сервера USGS <http://earthexplorer.usgs.gov>). Моніторинг даних свідчить про досить обґрунтовані передумови використання на різних етапах оцінювання вологості ґрунтів даних сучасних космічних зйомок у різних діапазонах електромагнітного спектра [16; 17], а саме у видимому, інфрачервоному та мікрохвильовому діапазонах, що дає змогу виділити та оконтурити зони видобутку бурштину. Це є одним із елементів тематичної обробки космічних знімків, який дозволяє виявити ділянки порушених земель внаслідок видобутку бурштину.

У зв'язку з досить великою сценою знімків і складністю опрацювання даних таких розмірів виконано вирізання досліджуваної області. Стан лісових ландшафтів оцінювався за побудованими картографічними моделями нормалізованого диференційного вегетаційного індексу NDVI та частотними гістограмами розподілу значень NDVI в період з 1990 до 2018 років (рис. 2, 3). Для ідентифікації ландшафтів була використана шкала значень, запропонована В.І. Лялько. Слід зазначити, що в липні 2018 року значення NDVI на досліджуваній ділянці зменшилось до 0,166, тобто відбулися негативні зміни у ландшафті – вирубка лісових насаджень.

NDVI – один із найпоширеніших вегетаційних індексів для виконання завдань, пов'язаних із кількісним оцінюванням рослинного покриву, високочутливий до змін у рослинному покриві. Він розраховується за формулою:

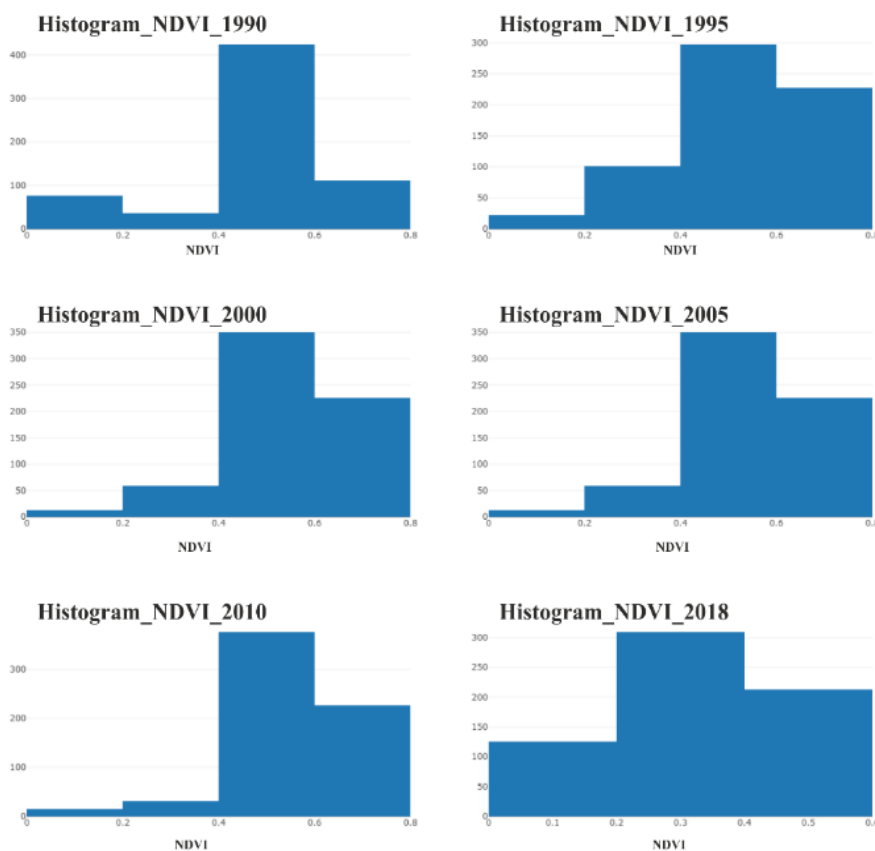


Рис. 2. Гістограми розподілу значень NDVI в період з 1990 по 2018 роки

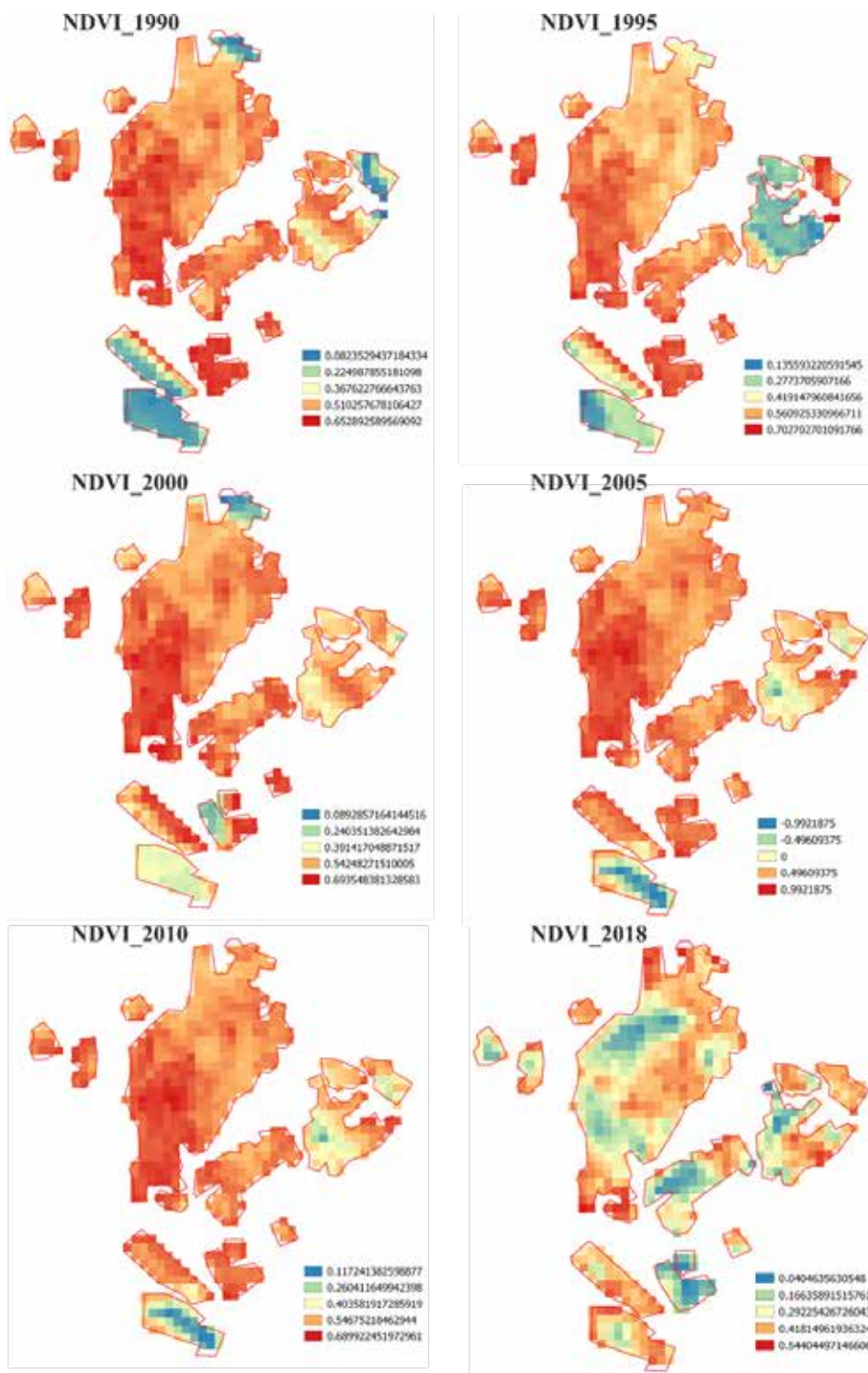


Рис. 3. Картографічні моделі нормалізованого диференційного вегетаційного індексу NDVI на території незаконного видобутку буритину, с. Жовкин Володимирецького району Рівненської області

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED} \quad (2)$$

де NIR – ближній інфрачервоний діапазон спектра; RED – червоний діапазон спектра.

Розрахунок NDVI ґрунтується на двох найстабільніших ділянках спектральної кривої відбиття рослин-

ності. У червоній ділянці спектра (0,6-0,7 мкм) лежить максимум поглинання сонячної радіації хлорофілом рослин, а в інфрачервоній ділянці (0,7-1,0 мкм) міститься область максимального відбиття клітинних структур листка [18]. Тобто висока фотосинтетична активність, пов'язана з густою рослинністю, призво-

дить до меншого відбиття у червоній ділянці спектра і більшого – в інфрачервоній. Відношення цих показників один до одного дає змогу чітко відокремлювати рослинність від інших природних об'єктів та виконувати їх аналіз.

Для аналізу положення пікселя у просторі спектральних ознак, а також виділення тематичних класів застосований метод неконтрольованої класифікації *k-means clustering* для розрахованих індексів NDVI (рис. 4). Застосування цього методу дає змогу розподілити пікселі у зображення на відносно однорідні класи, грунтуючись лише на близькості їх спектральних характеристик у багатовимірному просторі спектральних ознак.

Цей метод неконтрольованої класифікації застосовують за відсутності еталонних даних про наземні об'єкти, тобто коли їх спектральні властивості апріорно невідомі через нестачу наземної інформації. У результаті проведених робіт виділено тематичний клас – порушені землі внаслідок незаконного видобутку бурштину.

Приклад розрахунку збитків, завданих невиконанням робіт із рекультивації земель після завершення експлуатації родовищ видобутку бурштину (масив площею 41,78 га поблизу села Жовкині Володимирецького району Рівненської області, рис. 4), наведено у таблиці 1.

У разі повторного невиконання робіт із рекультивації земель після завершення експлуатації родовища корисних копалин із розміру збитків, визначених за запропонованою формулою 1, має бути вилучена сума раніше відшкодованих збитків, оскільки подвійне покарання за одне й те саме правопорушення не допускається [4].

Для розрахунків заподіяних збитків використовуємо методику визначення розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок самовільного користування надрами, від 29.08.2011 № з1097-11 [19], методику визначення розміру шкоди, заподіяної внаслідок самовільного зайняття земельних ділянок, використання земельних ділянок не за цільовим призначенням, зняття ґрунтового покриву (родючого шару ґрунту) без спеціального дозволу від 05.08.2016 № 963-2007-п [20].

Розмір збитків (**З**), встановлених за фактом самовільного користування надрами, визначається шляхом встановлення обсягу самовільно видобутих надр (**Д**), помноженого на базову ставку відшкодування збитків (**Р**) і величину мінімальної заробітної плати (**Н**). Згідно проведених розрахунків розмір заподіяної шкоди і відшкодування збитків, нанесених державі, представлений у таблиці 2.

Загальний розмір збитків, заподіяних внаслідок незаконного видобутку бурштину, а саме

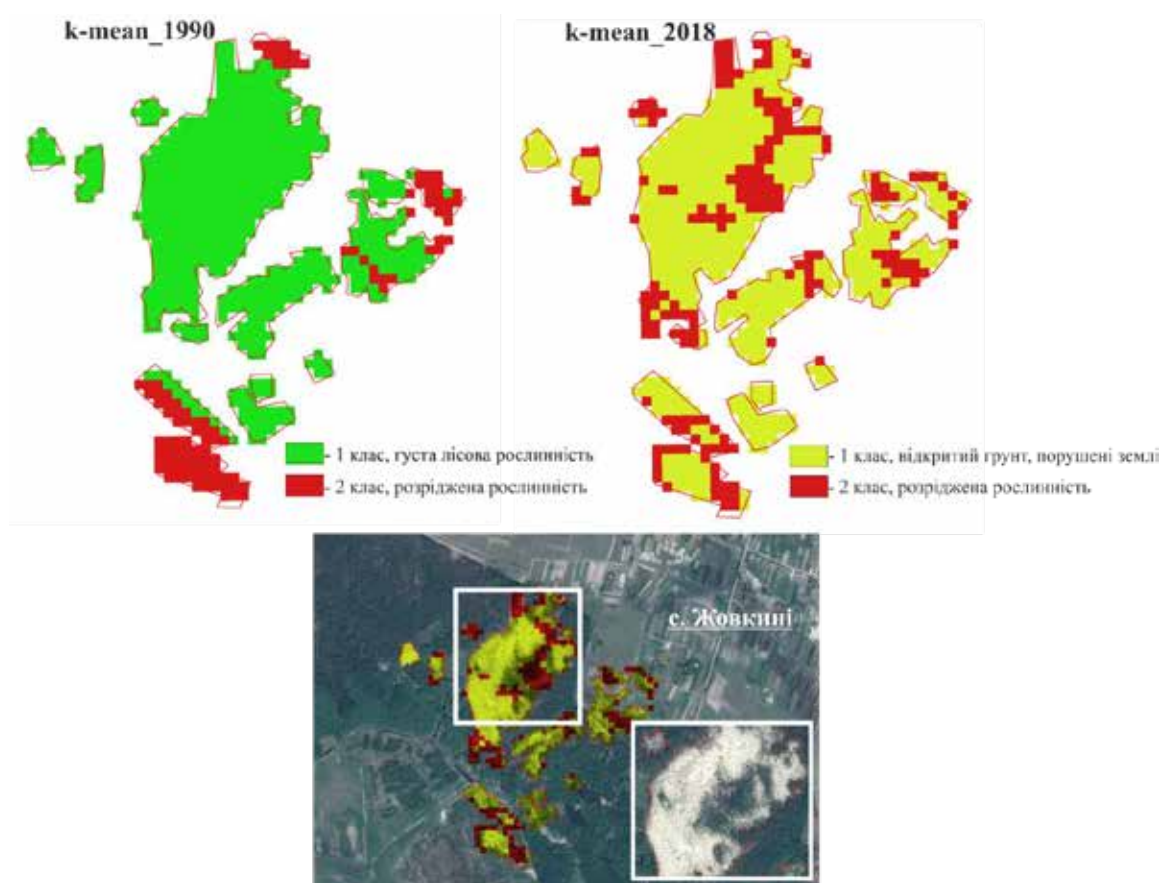


Рис. 4. Картографічна модель методу неконтрольованої класифікації незаконного видобутку бурштину, с. Жовкині Володимирецького району Рівненської області

Таблиця 1

Розрахунок збитків, завданих внаслідок непроведення рекультивації порушених земель

№	Назва показника	Одиниця виміру	Позначення показника	Джерело одержання показника	Значення показника
1.	Кошторисна вартість комплексу організаційних, технічних і біотехнологічних заходів, спрямованих на відновлення ґрунтового покриву, поліпшення стану та продуктивності порушених земель відповідно до затвердженої документації із землеустрою	Гривень	ВК	Зведений кошторис робочого проекту землеустрою щодо рекультивації порушених земель	2517220
2.	Термін завершення проектного строку реалізації документації із землеустрою щодо рекультивації порушених земель	Дата	Др	Календарний план робочого проекту землеустрою щодо рекультивації порушених земель	18 травня 2023 року
3.	Термін виявлення непроведення рекультивації порушених земель	Дата	Дн	Акт перевірки дотримання вимог земельного законодавства	18 липня 2018 року
4.	Строк непроведення рекультивації порушених земель	Місяців	Т	Дн – Др	46
5.	Добуток помісячних індексів цін на будівельно-монтажні роботи за термін непроведення рекультивації порушених земель	-	І	Дані Держкомстату України	2,751
6.	Облікова ставка Національного Банку України	відсотків	С	Дані Національного Банку України	18,0
7.	Розмір збитків, завданих невиконанням робіт із рекультивації земель після завершення експлуатації родовища корисних копалин	Гривень	Зр	$Zp = BK \times I \times (C/100) \times (T/12)$	4778157,5

Таблиця 2

Розмір заподіяної шкоди і відшкодування збитків, нанесених державі внаслідок незаконного видобутку бурштину

№	Категорії земель	Площа, га	Сума, грн
Самовільне користування надрами			
1.	Загальна площа порушених земель, га	41,78	900700,32
Розмір шкоди, заподіяної внаслідок самовільного зайняття земельної ділянки			
2.	Землі лісгосподарського призначення	41,78	117652,48
Розмір шкоди, заподіяної внаслідок використання земельної ділянки не за цільовим призначенням			
3.	Землі лісгосподарського призначення	41,78	231662,5128
Розмір шкоди, заподіяної внаслідок зняття ґрунтового покриву без спеціального дозволу			
4.	Землі лісгосподарського призначення	41,78	661920,54
Загальна сума, грн			1911935,85

самовільного користування надрами, самовільного зайняття земельних ділянок, використання земельних ділянок не за цільовим призначенням, зняття ґрунтового покриву (родючого шару ґрунту) без спеціального дозволу складає 1911935,85 грн без урахування вартості видобутого дорогоцінного каміння.

Таким чином, економічним виразом збитків, завданих невиконанням робіт із рекультивації порушених земель власнику земельної ділянки або землекористувачу, є упущена вигода, яка відповідно до ст. 22 Цивільного кодексу України від

16.01.2003 № 435-IV [21] не може бути меншою (привірюється) доходу, одержаного правопорушником.

Головні висновки. Оперативне попередження правопорушень, пов'язаних із непроведенням рекультивації земель, у перспективі може здійснюватися шляхом впровадження обов'язкового страхування цивільної відповідальності осіб, які здійснюють гірничодобувні, геологорозвідувальні, будівельні та інші роботи, що призводять до порушення земель.

Тобто, у випадку заподіяння шкоди навколишньому середовищу відшкодовуються витрати на

роботи з рекультиватії, які повинен здійснити страховальник у результаті забруднення ним навколишнього середовища в межах ліміту відповідальності, встановленого договором страхування, на основі експертної оцінки щодо розміру завданих збитків.

Запропонований методичний підхід може бути використаний при розробці методики визначення розміру збитків, завданих невиконанням робіт із рекультиватії земель після завершення експлуатації родовищ корисних копалин.

Література

1. Добряк Д.С., Тихонов А.Г., Гребенюк Н.В. Теоретичні засади сталого розвитку землекористування у сільському господарстві. Київ : Урожай, 2004. 136 с.
2. Мандрик В.О. Еколого-економічні проблеми відтворення порушених земель у контексті вимог екологічної політики. *Науковий вісник: Екологізація економіки як інструмент сталого розвитку в умовах конкурентного середовища*. 2005. Випуск. 15.6. С. 482–488.
3. Мандрик В.О. Відтворення порушених земель: зарубіжний досвід, механізм фінансування. *Науковий вісник Національного лісотехнічного університету України*. 2005. Випуск 5.3. С. 208–212.
4. Мартин А. Визначення збитків внаслідок непроведення рекультиватії земель. *Землепорядний вісник*. 2008. № 4. С. 46–50.
5. Панас Р.М. Рациональне використання та охорона земель. Навчальний посібник. 2008. С. 352.
6. Моторина Л.В. Промышленность и рекультивация земель. Москва, 1975. 240 с.
7. Моторина Л.В., Овчинников В.А. Рекомендации по рекультивации земель, нарушенных открытыми горными работами. Москва, 1975. 240 с.
8. Філіпович В.Є. Оперативний контроль поширення нелегального видобутку бурштину та оцінка збитків, заподіяних державі, за матеріалами багатозональної космічної зйомки. *Екологічна безпека та природокористування*. 2015. Випуск 20(4). С. 71–78.
9. Ковалевський С.С. Виявлення осередків добування бурштинових копалин на території лісових масивів України. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2019. Т. 29, № 6. С. 40–44.
10. Шевчук Р.М. Верифікація результатів супутникового моніторингу територій нелегального видобутку бурштину. *Екологічна безпека та природокористування*. 2017. № 3-4. С. 133–137.
11. Баранова В.О. Актуальні проблеми законотворчості у сфері легалізації видобутку бурштину. *Проблеми легалізації видобутку бурштину місцевими жителями* : збірник матеріалів Всеукраїнської науково-практичної конференції, м. Київ. 2015. Ред. кол. В.В. Галунько, І.В. Гиренко, О.Ю. Дрозд, С.О. Короєд та інші. К. : «МП Леся», 2015. 136 с.
12. Галунько В.В. Правовий стан і напрями законодавчого вдосконалення видобутку бурштину в Україні. *Науковий вісник публічного та приватного права*. 2015. Вип. 1. С. 75–81.
13. Сурілова О.О. Правове регулювання видобутку бурштину. *Наукові праці Національного університету «Одеська юридична академія»*. Т. 21. Голов. ред. М.В. Афанасьєва; МОН України, НУ «ОЮА». Одеса : Гельветика, 2018. С. 111–119.
14. Про затвердження Порядку реалізації пілотного проекту рекультиватії земель лісгосподарського призначення, порушених внаслідок незаконного видобування бурштину : постанова Кабінету Міністрів України від 30 листопада 2016 № 1063. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1063-2016-%D0%BF>.
15. Перелік земель лісгосподарського призначення, у межах яких є частини, порушені внаслідок незаконного видобування бурштину, які потребують рекультиватії : наказ Держлісагентства від 21.04.2017 № 138. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0138820-17/conv>.
16. Дробыш С.В. Отражательная способность почв разной степени смытости. С.В. Дробыш, Т.В. Бубнова, Т.Н. Азаренок. *Почвоведение и агрохимия*. 2010. № 1(44). С. 49–57.
17. Муратова Н.Р. Опыт оценки весенних запасов почвенной влаги на основе спутниковой информации и наземных обследований. Н.Р. Муратова, А.Г. Терехова. Сб. науч. стат. «Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса» под ред. О.Ю. Лавровой, Е.А. Лупяна. М. : Полиграф сервис, 2004. С. 191–196.
18. Свідзінська Д.В. Методи геоекологічних досліджень: геоінформаційний практикум на основі відкритої ГІС SAGA : навчальний посібник. Д.В. Свідзінська. К. : Логос, 2014. 402 с.
19. Про затвердження Методики визначення розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок самовільного користування надрами : наказ Міністерства екології та природних ресурсів України від 29.08.2011 № з1097-11. *Офіційний вісник України*. 2011. № 73. С. 160.
20. Про затвердження Методики визначення розміру шкоди, заподіяної внаслідок самовільного зайняття земельних ділянок, використання земельних ділянок не за цільовим призначенням, зняття ґрунтового покриву (родючого шару ґрунту) без спеціального дозволу : наказ Міністерства екології та природних ресурсів України від 05.08.2016 № 963-2007-п. *Офіційний вісник України*. 2007. № 55. С. 31.
21. Цивільний кодекс України : Закон України від 16.01.2003 № 435-IV. *Відомості Верховної Ради України*. 2003. №№ 40-44. Ст. 356. Дата оновлення: 16.01.2020. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/435-15>.

ТРАНСФОРМАЦІЯ ЦЕНОМОРФ ТРАВ'ЯНО-ЧАГАРНИЧКОВОГО ЯРУСУ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ У ВОЛЬЄРАХ ЗАХІДНОГО І ЦЕНТРАЛЬНОГО ПОЛІССЯ

Кратюк О.Л.

Поліський національний університет
бульв. Старий, 7, 10008, м. Житомир
deneshi_ks@ukr.net

Мисливські ратичні тварини мають значний вплив на лісові екосистеми. При вольєрному утриманні тварин він прямий, зокрема це поїдання певних кормових видів або їх частин, виотпування (знищення) рослинного покриву при переміщенні тварин по території; опосередкований – зміна фізичних та агрохімічних властивостей ґрунтів у процесі життєдіяльності тварин, що зумовлює закономірну динаміку рослинного покриву.

Дослідження проведені у 5-ти типах лісу (В₂-дС, В₃-дС, С₂-гдС, С₃-гдС, С₄-Влч) у вольєрах на території ТОВ МГ «Сарненське» (Західне Полісся), ДП «Баранівське ЛМГ», ДП «Білокоровицьке ЛГ», ГО «Коростишівський МК» (Центральне Полісся), де утримували мисливських тварин *Sus scrofa* L., *Cervus elaphus* L., *Cervus nippon* Temminck, *Dama dama* L., *Capreolus capreolus* L. та *Ovis ammon musimon* L. [Pallas, 1811]. У кожному типі лісу стандартними геоботанічними методами досліджували трав'яно-чагарничковий ярус контрольної ділянки та дослідної ділянки – вольєрного утримання ратичних тварин.

Встановлено, що в усіх досліджених типах лісу при використанні вольєру для напіввільного утримання мисливських ратичних тварин у мисливських господарствах Західного і Центрального Полісся відбувається значна трансформація спектру ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу лісу. Насамперед вона полягає у двох аспектах – значному зменшенні участі сільвантів із 58,8% до 13,3% у типі лісу В₂-дС; зі 100,0% до 33,3% – у В₃-дС; зі 100,0% до 44,8% – у С₃-гдС; зі 74,2% до 27,8% – у С₂-гдС; із 41,2% до 17,6% – у типі лісу С₄-Влч.

Іншим важливим результатом трансформації ценоморф дослідженого ярусу є укорінення в ньому рудеральних видів та збільшення частки рудерантів, які відіграють провідну роль у флористичному складі трав'яно-чагарничкового ярусу лісових насаджень досліджених типів лісу при їхньому вольєрному використанні: 40,0% – у типі лісу В₂-дС; 55,6% – у В₃-дС; 48,3% – у С₂-гдС; 50,0% – у С₃-гдС; 47,1% – у типі лісу С₄-Влч.

Продемонстровано, що при тривалому використанні лісових екосистем для вольєрного утримання ратичних тварин відбувається зоогенна трансформація лісових фітоценозів. Із наведеного вище можна зробити загальний висновок про те, що вивчення спектру ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу при використанні лісових екосистем для вольєрного утримання мисливських ратичних тварин є простим і надійним показником зоогенної трансформації лісових екосистем. *Ключові слова:* лісові екосистеми, трав'яно-чагарничковий ярус, ценоморфи, тип лісу, напіввільне утримання, ратичні тварини.

Transformation of coenomorphs of grass-dwarf-shrub layer of forest ecosystems in sanctuaries of Western and Central Polissya. Kratiuk O.

Hunting ungulates have a considerable impact on forest ecosystems at captive maintenance of animals – direct, in particular the eating of certain fodder kinds or their parts, destruction of a plant cover while animals moving on the territory; mediated – change of physical and agrochemical properties of soils in the process of animals' life activity that causes natural dynamics of a plant layer.

Research were conducted in 5 forest types (В₂-дС, В₃-дС, С₂-гдС, С₃-гдС, С₄-Влч) in sanctuaries at the territory of Sarnenske Hunting Farm LLC (Western Polissya), Baranivske Hunting Forestry State Enterprise, Bilokorovitsky State Forestry Enterprise, Public Organization Korostyshivskyy Hunter Club (Central Polissya) where such game animals were kept *Sus scrofa* L., *Cervus elaphus* L., *Cervus nippon* Temminck, *Dama dama* L., *Capreolus capreolus* L. and *Ovis ammon musimon* L. [Pallas, 1811].

In each type of the forest it was investigated by standard geobotanical methods a grass-dwarf-shrub layer of a controlled area and the research are the captive maintenance of ungulates. It was found that in all investigated forest types at using of sanctuaries for semi-free maintenance of game ungulates in hunting farm of Western and Central Polissya an essential transformation of coenomorph spectrum of grass-dwarf-shrub layer was observed.

Mainly it consists in two aspects – an essential decreasing of participation of sylvants – from 58.8% to 13.3% – in forest type В₂-дС; from 100.0% to 33.3% – in В₃-дС; from 100.0% to 44.8% – in С₃-гдС; from 74.2% to 27.8% – in С₂-гдС; from 41.2% to 17.6% – in forest type С₄-Влч. Other important result of the investigated coenomorphs transformation layer is rooting in it ruderal types and respectively increasing of ruderal part, that plays the leading role in floristic structure of grass-dwarf-shrub layer of forest plantings of the explored forest types at their captive use: 40.0% – in forest type В₂-дС; 55.6% – in В₃-дС; 48.3% – in С₂-гдС; 50.0% – in С₃-гдС; 47.1% – in forest С₄-Влч type.

It was shown that at long-term using of forest ecosystems for captive keeping of ungulates zoogenic transformation of forest phytocenoses as a whole is observed. From stated above it is possible to make the general conclusion that investigating of a coenomorphs range of grass-dwarf-shrub layer at using forest ecosystems for the captive maintenance of hunting ungulates is a simple and reliable indicator of zoogenic transformations of forest ecosystems. *Key words:* forest ecosystems, grass-dwarf-shrub layer, coenomorphs, forest type, semi-free maintenance, ungulates.

Постановка проблеми. Вольєрне утримання ратичних тварин нині є одним із важливих трендів ведення мисливського господарства у Європі, в тому числі і в Україні [1-3]. Разом із позитивними аспектами напіввільного утримання тварин, зокрема контрольованим інтенсивним збільшенням популяції мисливських тварин, можливостями селекційного відбору тощо, у вольєрах може спостерігатися значний негативний вплив на екосистеми. Згаданий вплив на екосистеми, зокрема лісові, є багатограним, він зумовлюється багатьма чинниками – площею вольєра, щільністю популяції ратичних, умовами їхнього харчування, заходами з підгодівлі, регулюванням чисельності та іншими.

Головними чинниками впливу мисливських ратичних на лісові екосистеми є прямі, зокрема поїдання певних кормових видів або їх частин, витоптування (знищення) рослинного покриву при переміщенні тварин по території, особливо поблизу та безпосередньо на підгодівельних майданчиках; опосередковані – зміна фізичних та агрохімічних властивостей ґрунтів у процесі життєдіяльності тварин, у тому числі НРК, показників гумусу та кислотності ґрунту [4-8]. Перераховані вище чинники суттєво впливають на видовий склад нижніх ярусів лісової рослинності, що знаходить закономірне відображення у трансформації ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу лісових насаджень як найбільш насиченого видами та динамічного.

Актуальність досліджень. Напіввільне, вольєрне утримання ратичних тварин може суттєво змінювати видовий склад трав'яно-чагарничкового ярусу лісу. Згадані зміни залежно від площі вольєру, щільності популяції ратичних, наявності кормових видів, підгодівлі відбуваються з різною інтенсивністю аж до повного знищення трав'яно-чагарничкового ярусу лісу.

Одним із найважливіших параметрів, який регулює видовий склад і природну продуктивність кормових видів рослин у вольєрі, є тип лісу. Під впливом життєдіяльності ратичних тварин відбувається трансформація видового складу кормових видів та динаміка ценоморф. Проте відповідні фактичні дані, які б охоплювали різні типи лісу, є дуже обмеженими, що не дозволяє прослідкувати в динаміці трансформацію ценоморф у вольєрах мисливських господарств і розробити прогноз стану нижніх ярусів лісової рослинності. У зв'язку з цим аналіз трансформації ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу лісу на лісотипологічній основі при вольєрному утриманні ратичних тварин є актуальним.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Напрямок досліджень пов'язаний із проблемою інтенсивного та довготривалого впливу напіввільного утримання мисливських тварин на лісові біогеоценози. Результатом такого впливу є поступове погіршення санітарного стану з подальшою деградацією лісових насаджень. Для нормування мисливсько-господар-

ського впливу у майбутньому важливими стануть рекомендації стосовно відповідності площі вольєрів, видового і чисельного складу тварин у них та лісівничо-таксаційних показників лісових насаджень.

Дослідження проводили на базі Поліського національного університету у рамках науково-дослідної роботи кафедри експлуатації лісових ресурсів «Вплив напіввільного утримання мисливських тварин на лісові біогеоценози Західного і Центрального Полісся України» (державний реєстраційний номер: 0120U100809).

Аналіз останніх досліджень і публікацій. О.Л. Бельгард [9] розглядав ценоморфу як адаптацію біотичної та біокосної компонент до умов біогеоценозу. Адаптивність є відповідною реакцією біоти на фактори навколишнього середовища, вона полягає у різноманітних змінах, які відбуваються на різних рівнях організації живого. У випадку фітоценозів – це зміна еколого-ценотичних груп, їх складу у відповідь на різноманітні впливи на екосистему [10], у тому числі витоптування, поїдання тваринами.

Дослідниками [9; 11] як індикаторні групи рослин запропоновано використовувати ценоморфи. При цьому наголошено [12; 13], що ценоморфи є фітоіндикаторами окремих факторів середовища і впливів, а також можуть слугувати для комплексної оцінки стану екосистеми [14; 15]. Ці методологічні підходи можуть бути застосовані при вивченні зоо-генних сукцесій лісових екосистем при їх вольєрному використанні для утримання мисливських ратичних тварин.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Напіввільне, вольєрне утримання ратичних тварин нині є важливим трендом ведення мисливського господарства. При цьому однією з найважливіших проблем є невиснажливе використання лісової екосистеми вольєру, забезпечення її сталого функціонування в умовах напіввільного утримання ратичних тварин. Надмірна щільність популяції ратичних тварин у вольєрі при нестачі запасів кормових видів і недостатній підгодівлі може призвести до суттєвих змін нижніх ярусів рослинності, у тому числі й до повного їх знищення.

При напіввільному утриманні ратичних тварин у вольєрах основне значення має видовий склад і запас кормових видів, який тісно залежить від типу лісу. Процеси життєдіяльності ратичних тварин при прямому та опосередкованому впливі на кормові види трав'яно-чагарничкового ярусу лісу призводять до трансформації його видового складу та продуктивності, важливим показником чого може бути відповідна трансформація ценоморф.

Новизна. Уперше для вольєрів Західного і Центрального Полісся України виявлено закономірності трансформації ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу лісу при вольєрному утриманні ратичних тварин у типах лісу свіжий дубово-сосновий субір

(В₂-дС), вологий дубово-сосновий субір (В₃-дС), свіжий грабово-дубово-сосновий сугруд (С₂-гдС), вологий грабово-дубово-сосновий сугруд (С₃-гдС), сирий чорновільховий сугруд (С₄-Влч).

Метою роботи є аналіз трансформації ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу лісу під впливом вольєрного утримання ратичних тварин у Західному і Центральному Поліссі України.

Методологічне або загальнонаукове значення.

Результати наших досліджень дозволяють швидко оцінити ступінь структурно-функціональної порушеності найважливішого з нижніх ярусів лісової рослинності (трав'яно-чагарничкового) при вольєрному утриманні мисливських ратичних тварин. Це може бути одним із дієвих методів ранньої діагностики негативних стадій дигресії рослинного покриву вольєрів на лісотипологічній основі та розробки рекомендацій по зміні режиму утримання ратичних, у тому числі зміні щільності їх популяції, підсиленні підгодівлі, закриттю на певний час окремих ділянок вольєра для утримання тварин тощо. Дослідження ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу може бути рекомендовано як один із методів багаторічного моніторингу стану лісових екосистем вольєрів.

Виклад основного матеріалу. *Мета роботи* – встановити закономірності трансформації ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу лісу при вольєрному утриманні ратичних тварин у типах лісу В₂-дС, В₃-дС, С₂-гдС, С₃-гдС, С₄-Влч у Західному та Центральному Поліссі України.

Завдання досліджень передбачало підбір модельних пробних площ у типах лісу В₂-дС, В₃-дС, С₂-гдС, С₃-гдС, С₄-Влч у Західному та Центральному Поліссі, виконання повних геоботанічних описів, визначення ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу лісу на їх основі, аналіз трансформації ценоморф під впливом вольєрного утримання ратичних тварин.

Об'єкт дослідження – процес трансформації ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу лісу під впливом вольєрного утримання ратичних тварин у Західному і Центральному Поліссі. *Предмет дослідження* – закономірності трансформації ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу лісу під впливом вольєрного утримання ратичних тварин.

Дослідження проводили на території чотирьох об'єктів напіввільного утримання мисливських тварин, користувачами яких є ТОВ МГ «Сарненське» (Західне Полісся), ДП «Баранівське ЛМГ», ДП «Білокоровицьке ЛГ», ГО «Коростишівський МК» (Центральне Полісся).

Площі вольєрів, чисельність і щільність популяції ратичних тварин у вольєрах мають певний період існування, а також використовуються протягом року. Видовий склад мисливських тварин у вольєрах Західного та Центрального Полісся представлений кабаном диким (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758), козулею європейською (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758), оленем благородним (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758),

оленем плямистим (*Cervus nippon* Temminck, 1838), ланню (*Dama dama* Linnaeus, 1758), муфлоном європейським (*Ovis ammon* Linnaeus, 1758) [16; 17].

У дослідженні використано метод закладання та вивчення модельних пробних площ. Модельні пробні площі закладали в межах вольєрів у найбільш поширених типах лісу регіону досліджень, типових фітоценозах за загальноприйнятою методикою [18] по дві у насадженнях із аналогічним типом лісу – контрольну та дослідну. Розмір пробних площ коливався залежно від складності рослинного покриву від 625 м² до 1 га [19]. На кожній пробній площі за загальноприйнятою методикою був виконаний повний геоботанічний опис [19]. Видовий (флористичний) склад рослинних угруповань вивчали за А.А. Корчагіним [20]. Для подальшого аналізу був обраний трав'яно-чагарничковий ярус лісу як найбільш флористично багатий і динамічний.

Ценоморфи виділяли за системою О.Л. Бельгарда [9], деталізованою М.М. Назаренком [12; 13]. На досліджених пробних площах було вивчено співвідношення п'яти головних ценоморф видів трав'яно-чагарничкового ярусу: Sil – сільвантів (лісових видів), Pr – пратантів (лучних), Pal – палюдантів (болотних), Ps – пасаммофантів (видів незадернованих пісків), Ru – рудерантів (рудеральних видів) та однієї проміжної ценоморфи між сільвантами та пратантами – SilPr – узлісних видів. Приналежність окремих видів до певних ценоморф визначали за [9; 21; 22].

Українські назви рослин наведено за «Определителем высших растений Украины» [23], латинські – за Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. [24]. Коротку характеристику модельних пробних площ наведено у таблиці 1.

Було встановлено, що у вольєрах в усіх досліджених типах лісу спостерігається значна трансформація спектру ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу лісу під впливом життєдіяльності ратичних тварин.

Проаналізуємо детально спектри ценоморф за типами лісу, порівнюючи дослідні ділянки з контрольними. Зокрема, у свіжому дубово-сосновому суборі (В₂-дС) видова насиченість трав'яно-чагарничкового ярусу дорівнює 17 видів, а проективне покриття згаданого ярусу – 16,0%, що є типовим для ценозів соснових лісів орляково-зеленомохових у досліджуваному типі лісу. Спектр ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу згаданого ценозу наведено на рисунку 1.

Дані рисунку 1 наочно демонструють, що на контролі без впливу ратичних у спектрі ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу переважають сільванти – 58,8% видів. Здебільшого вони представлені бореальними видами – чорницею (*Vaccinium myrtillus* L.), брусницею (*Vaccinium vitis-idaea* L.), орляком звичайним (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn), ортилією однобокою (*Orthilia secunda* (L.) House) та іншими.

Оскільки досліджені фітоценози є добре освітленими, в них значну участь беруть світлолюбні узлісні види – 23,5% видового складу ярусу, у тому числі такі як золотушник звичайний (*Solidago virgaurea* L.), нечуйвітер зонтичний (*Hieracium umbellatum* L.),

дрік красильний (*Genista tinctoria* L.), звіробій звичайний (*Hypericum perforatum* L.) тощо. Деяко меншою часткою у видовому складі трав'яно-чагарничкового ярусу характеризуються пратанти – 17,6%, до складу яких входять куничник наземний

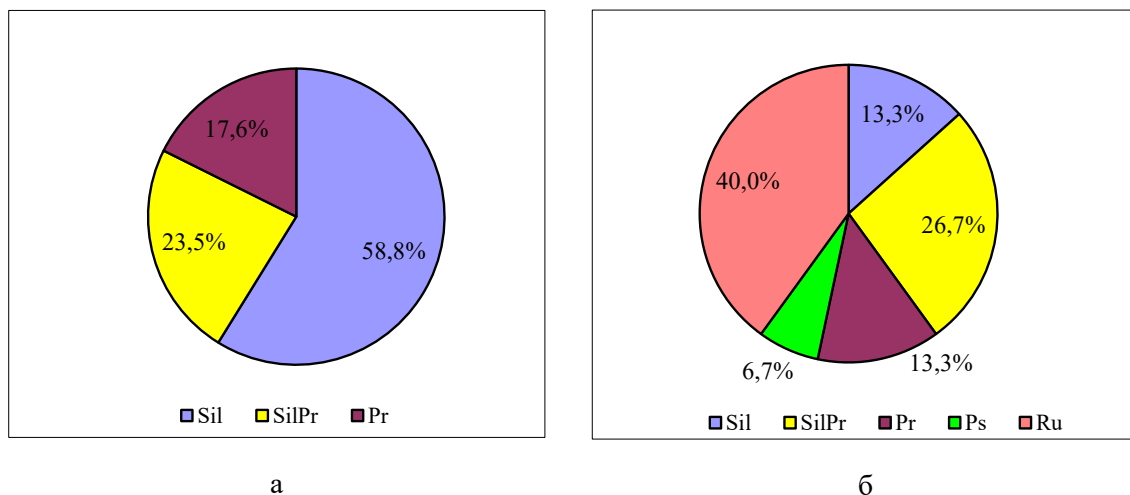


Рис. 1. Трансформація спектру ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу у типі лісу В₂-дС під впливом вольєрного утримання ратичних тварин (а – контроль, б – під впливом вольєрного утримання)

Таблиця 1

Характеристика модельних пробних площ

№ ПП	Квартал (виділ)	Склад деревостану	Тип лісу	Вік, років	Ценоз
ДП «Баранівське ЛМГ» (Явненське л-во)					
1.	26(8)	8Сз1Дз1Бп	В2-дС	67	Сосняк рідкотравно-зеленомоховий
К1	26(1)	8Сз2Дз	В2-дС	65	Сосняк орляково-зеленомоховий
2.	26(6)	10Сз+Бп+Дз	В3-дС	76	Сосняк рідкотравно-зеленомоховий
К2	18(23)	8Сз2Бп+Дз	В3-дС	70	Сосняк орляково-чорнично-зеленомоховий
ДП «Білокоровицьке ЛГ» (Білокоровицьке л-во)					
3.	70(28)	9Дз1Бп+Ос+Гз	С2-гдС	81	Березово-дубовий ліс рудерально-різнотравний
К3	70(28)	9Дз1Бп+Ос+Гз	С2-гдС	81	Березово-дубовий ліс орляково-конвалієво-різнотравний
ГО «Коростишівський МК» (Ходорківське л-во, ДП «Попільнянське ЛГ»)					
4.	23(6)	9Сз1Влч	С3-гдС	75	Вільхово-сосновий ліс чистотіловий
К4	22(8)	10Сз+Бп+Влч	С3-гдС	71	Вільхово-сосновий ліс конвалієво-різнотравний
ТОВ МГ «Сарненське» (Костянтинівське л-во, ДП «Сарненське ЛГ»)					
5.	31(23)	5Влч3Бп1Ос1Яз	С4-Влч	58	Ясенєво-осиково-березово-вільховий ліс дрібноквітково-розривтравовожабрієлистокропивовий
К5	31(31)	5Влч3Бп1Ос1Яз	С4-Влч	60	Ясенєво-осиково-березово-вільховий ліс жабрієлистокропивовий

Примітки: К – контроль; * лісівничо-таксаційні показники деяких пробних площ є однаковими, оскільки таксаційні виділи були розділені під час будівництва вольєрів; ** Сз – сосна звичайна, Дз – дуб звичайний, Влч – вільха чорна, Ос – осика, Бп – береза повисла, Яз – ясен звичайний, Гз – граб звичайний

(*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth), костриця овеча (*Festuca ovina* L.) тощо.

При вольєрному утриманні тварин добре помітна зоогенна трансформація спектру ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу. Вона полягає в значному зменшенні участі сільвантів у видовому складі трав'яно-чагарничкового ярусу – із 58,8% до 13,3%. З видового складу ярусу здебільшого внаслідок витоптування ратичними тваринами зникають такі види сільвантів як чорниця, ожика волосиста (*Luzula pilosa* L.), купина запашна (*Polygonatum odoratum* (Mill.) Druce), орляк звичайний, перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.) та інші.

Для ценоморфи пратантів властиве незначне зменшення участі до 13,3%, а для узлісних видів – незначне збільшення із 23,5% до 26,7%. Найсуттєвішою рисою трансформації спектру ценоморф у цьому типі лісу є поява рудерантів, які становили 40,0% видового складу трав'яно-чагарничкового ярусу: лободи білої (*Chenopodium album* L.), тонконога однорічного (*Poa annua* L.), злинки канадської (*Erigeron canadensis* L.), зірочника середнього (*Stellaria media* (L.) Vill.). У досліджуваному ярусі в місцях сильного розрідження рослинного покриву також спостерігається укорінення псаммофантів, зокрема фіалки скельної (*Viola rupestris* F.W. Schmidt) – 6,7%.

У типі лісу вологий дубово-сосновий субір (B_3 -дС) у сосняку орляково-чорнично-зеленомоховому на контрольній ділянці спектр ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу (рис. 2) повністю визначається сільвантами, які дають 100,0% видового складу згаданого ярусу та проективне покриття 62%.

До їх складу здебільшого входять бореальні види такі як чорниця, брусниця, орляк звичайний, одинарник європейський (*Trientalis europaea* L.), щитник шартрський (*Dryopteris carthusiana* (Vill.) Н.Р. Fuchs) тощо. Порівняльний аналіз ценоморф не порушеної

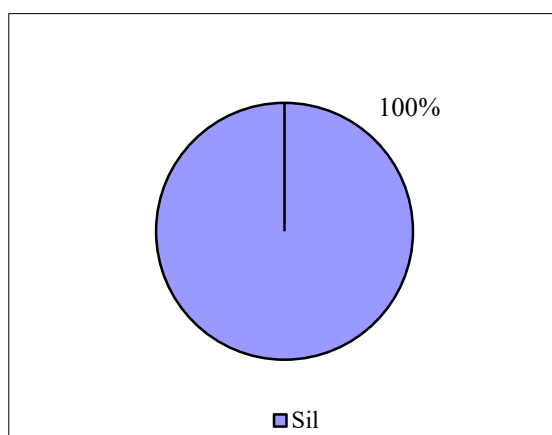
контрольної ділянки та ділянки, яка активно використовується ратичними тваринами, продемонстрував суттєву трансформацію ценоморф (рис. 2).

Зокрема, добре помітно різке (утричі) зменшення участі ценоморфи сільвантів у трав'яно-чагарничковому ярусі. Зі складу згаданого ярусу зникають такі сіль ванти як орляк звичайний, ожика волосиста, брусниця, одинарник європейський, моління голуба (*Molinia caerulea* (L.) Moench), значно зменшує проективне покриття такий типовий лісовий вид як чорниця із 15,0% до 3,0%. Пратанти у складі трав'яно-чагарничкового ярусу характеризуються часткою 11,1%.

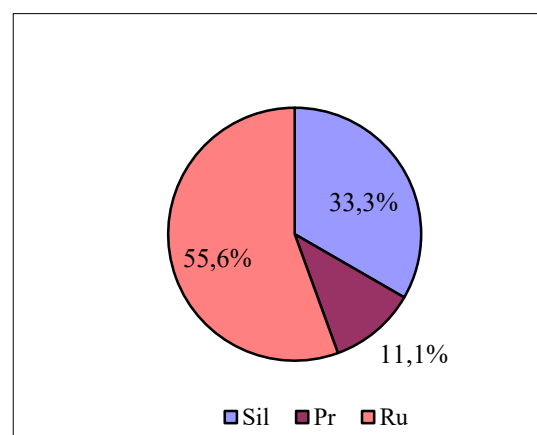
Як і у свіжих дубово-соснових суборах (B_2 -дС), у вологих дубово-соснових суборах (B_3 -дС) при вольєрному використанні значний розвиток отримують рудеранти, частка яких сягає 55,6% від флористичного складу дослідженого ярусу. Ця ценоморфа утворена такими видами як гірчак малий (*Persicaria minor* (Huds.) Opiz), зірочник середній, золотушник канадський (*Solidago canadensis* L.), фіалка триколірна (*Viola tricolor* L.) тощо. Загалом проективне покриття трав'яно-чагарничкового ярусу суттєво зменшується із 62,0% до 10,0%, при цьому половину згаданого покриття (5,0%) у використовуваних вольєрах дають рудеральні види.

На контрольній ділянці у типі лісу свіжий грабово-дубово-сосновий сугруд (C_2 -гдС) ценоз представлений березово-дубовим лісом орляково-конвалієво-різнотравним. Серед усіх досліджених ценозів він мав флористично найбагатший трав'яно-чагарничковий ярус – 31 вид на 1 га, який характеризувався високим проективним покриттям (75,0%). Основу видового складу цього ярусу складала ценоморфа сільвантів – 74,2% (рис. 3).

Серед них провідні місця займали орляк звичайний, конвалія звичайна, купина запашна, щитник шартрський. Оскільки нижні яруси згаданого ценозу



а



б

Рис. 2. Трансформація спектру ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу у типі лісу B_3 -дС під впливом вольєрного утримання ратичних тварин (а – контроль, б – під впливом вольєрного утримання)

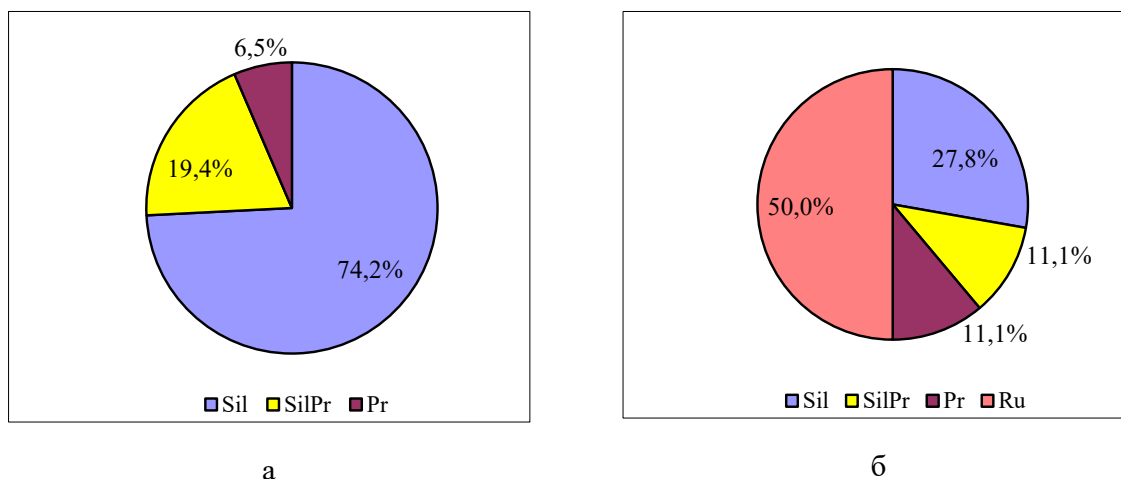


Рис. 3. Трансформація спектру ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу у типі лісу C_2 -гдС під впливом вольєрного утримання ратичних тварин (а – контроль, б – під впливом вольєрного утримання)

є добре освітленими, у ньому представлена ценоморфа узлісних видів – 19,4%, до складу якої входять золотушник звичайний, дрік красильний, дзвоники круглолисті (*Campanula rotundifolia* L.) та інші, а також ценоморфа пратантів – 6,5%.

На дослідній ділянці в цьому типі лісу під впливом життєдіяльності ратичних тварин відбулася суттєва перебудова флористичного складу трав'яно-чагарничкового ярусу та його ценотичної будови. Зокрема, флористична насиченість згаданого ярусу зменшилася із 31 до 18 видів, а проективне покриття – із 75,0% до 30,0%. Ценоз трансформувався у березово-дубовий ліс рудерально-різнотравний. При цьому ценоморфа сільвантів втратила провідне місце, її участь у флористичному складі ярусу зменшилася із 74,2% до 27,8%. Із флористичного складу ярусу зникли такі сільванти як перестріч лучний (*Melampyrum pratense* L.), ортілія однобока, одинарник європейський, дзвоники персиколисті (*Campanula persicifolia* L.) та інші. Співдомінанти ярусу значно зменшили проективне покриття: орляк звичайний – із 30,0% до 5,0%, конвалія звичайна – також із 30,0% до 5,0%.

Натомість провідну роль почала відігравати ценоморфа рудерантів, частка яких у флористичному складі ярусу склала 50,0%. До цієї ценоморфи увійшли такі види як лобода біла, злинка канадська, гірчак малий, герань Робертова (*Geranium robertianum* L.) та інші. Участь ценоморф узлісних видів і пратантів у флористичному складі ярусу дорівнювала по 11,1%.

У сосняках в типі лісу вологий грабово-дубово-сосновий сугруд (C_3 -гдС) на контрольній ділянці представлений вільхово-сосновий ліс конвалієво-різнотравний, видова насиченість трав'яно-чагарничкового ярусу якого дорівнює 20 видів, а сумарне проективне покриття – 43,0%. Розрахунки продемонстрували, що видовий склад названого ярусу представлений виключно ценоморфою сіль-

вантів – 100,0%. До її складу на дослідженій ділянці входили конвалія звичайна як доміант, а також типові широкоареальні неморальні види – купина багатоквіткова (*Polygonatum multiflorum* (L.) All.), зеленчук жовтий (*Galeobdolon luteum* (L.) Huds.), зірочник лісовий (*Stellaria holostea* L.), копитняк європейський (*Asarum europaeum* L.), що зумовлено певним затіненням трав'яно-чагарничкового ярусу від середньогустого підліску з ліщини звичайної (*Corylus avellana* L.).

Порівняльний аналіз ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу контрольної ділянки з ділянкою вольєрного утримання тварин (рис. 4) продемонстрував специфічну трансформацію ценоморф під впливом життєдіяльності ратичних тварин. Зокрема, більш ніж удвічі зменшилася представленість сільвантів у досліджуваному ярусі (зі 100,0% до 44,8%).

З флористичного складу ярусу зникли такі види як купина багатоквіткова, ранник вузлуватий (*Scrophularia nodosa* L.), бір розлогий (*Milium effusum* L.). Натомість спостерігається укорінення пратантів і палюдантів – по 3,4% видового складу ярусу. Найбільша трансформація трав'яно-чагарничкового ярусу відбулася внаслідок укорінення в ньому рудерантів, частка яких досягла 48,3% флористичного складу ярусу, внаслідок чого саме ця ценоморфа стала провідною на дослідженій ділянці.

На згаданій ділянці відбулася суттєва структурно-функціональна перебудова трав'яно-чагарничкового ярусу, яка виявилася у збільшенні флористичного складу ярусу із 20 до 29 видів, загального проективного покриття – із 43,0% до 98,0%, з яких 94,0% – за рахунок нітрофільних рудеральних видів, таких як чистотіл великий (*Chelidonium majus* L.) – 50,0%, розрив-трава дрібноквіткова (*Impatiens parviflora* DC.) – 20,0%, кропива дводомна (*Urtica dioica* L.) – 10,0%, кінський часник черешковий (*Alliaria petiolata* (M. Bieb.) Cavara & Grande) – 5,0%.

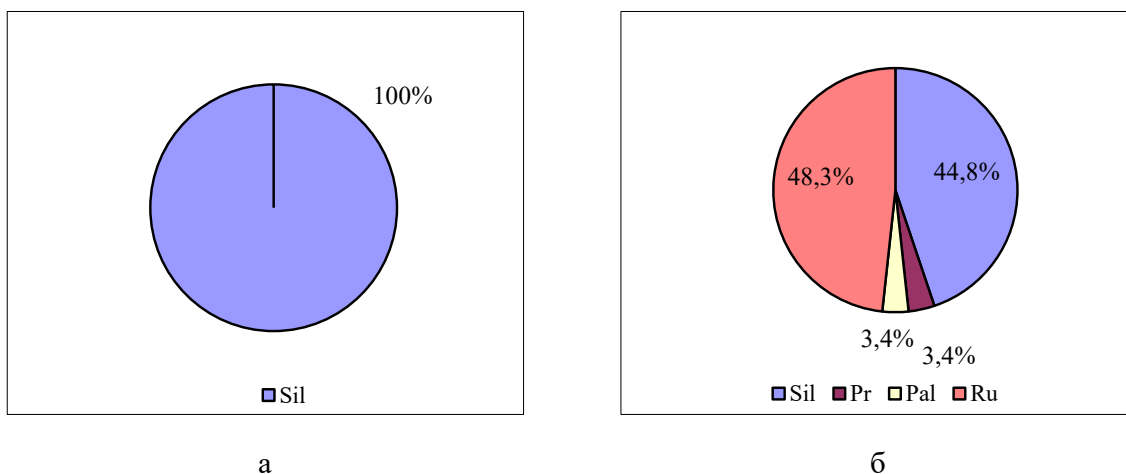


Рис. 4. Трансформація спектру ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу у типі лісу C_3 -гдС під впливом вольєрного утримання ратичних тварин (а – контроль, б – під впливом вольєрного утримання)

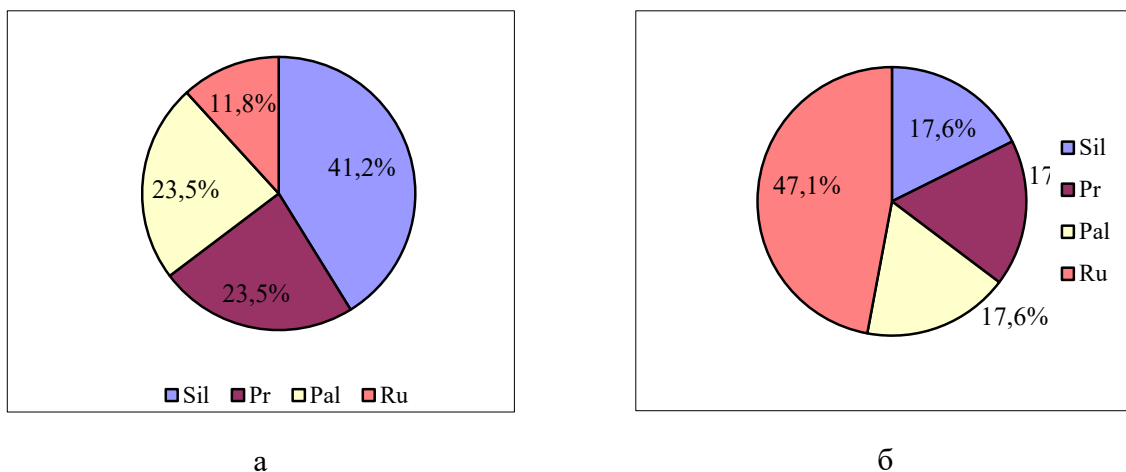


Рис. 5. Трансформація спектру ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу у типі лісу C_4 -Влч під впливом вольєрного утримання ратичних тварин (а – контроль, б – під впливом вольєрного утримання)

Крім того, на окремих ділянках дослідженої пробної площі спостерігалися щільні зарості розрив-трави дрібноквіткової з проективним покриттям 95,0-98,0%. Загалом на дослідженій ділянці у типі лісу C_3 -гдС під впливом вольєрного утримання ратичних тварин ценоз трансформувався у вільхово-сосновий ліс чистотіловий.

Окремо розглянемо трансформацію трав'яно-чагарничкового ярусу вільхових лісів у напівгідроморфному ландшафті в типі лісу сирий чорновільховий сугруд (C_4 -Влч). На контрольній ділянці ценоз представлений ясенєво-осиково-березово-вільховим лісом жабрієлистокропивовим із видовою насиченістю трав'яно-чагарничкового ярусу 17 видів на 625 м² і загальним проективним покриттям 98%. Структура ценоморф згаданого ярусу добре відбиває напівгідроморфність такого місцезростання (рис. 5).

Дані рисунку 5 свідчать, що серед ценоморф переважають сільванти – 41,2% видового складу ярусу. У їх складі домінує специфічний вологолюбний

сільвант – кропива жабрієлиста (*Urtica galeopsifolia* Wierzb. ex Opiz), проективне покриття якої сягало 60,0%. Меншу участь у формуванні ярусу брали такі сіль ванти як зеленчук жовтий, осока лісова (*Carex sylvatica* Huds.), осока трясучковидна (*Carex brizoides* L.) та інші.

Частка ценоморфи пратантів сягала у трав'яно-чагарничковому ярусі 23,5%. Її створювали такі види як тонконіг звичайний (*Poa trivialis* L.), щучник дернистий (*Deschampsia caespitosa* (L.) P. Beauv.), польовиця гігантська (*Agrostis gigantea* Roth), жовтець повзучий (*Ranunculus repens* L.) тощо. Ценоморфа палюдантів у флористичному складі ярусу займала також 23,5%. До неї увійшли такі види як вербозілля звичайне (*Lysimachia vulgaris* L.), вовконіг європейський (*Lycopus europaeus* L.), чистець болотний (*Stachys palustris* L.), розрив-трава звичайна (*Impatiens noli-tangere* L.) тощо. Незначну роль у флористичному складі ярусу відігравали рудеранти – 11,8%.

При вольєрному використанні проаналізованого вище фітоценозу відбувається значна трансформація трав'яно-чагарничкового ярусу, при цьому загальна кількість видів не змінилася (17), проективне покриття ярусу зменшилося несуттєво із 98,0% до 95,0%, однак відбулася кардинальна трансформація спектру ценоморф згаданого ярусу та фітоценозу у ясенево-осиково-березово-вільховий ліс дрібноквітковорозривтравово-жабрієлисто-кропивовий.

Сільванти втратили провідну роль, їх частка зменшилася у видовому складі ярусу із 41,2% до 17,6%. Зі складу ярусу зникли такі сільванти як зеленчук жовтий, осока лісова, суниця лісова (*Fragaria vesca* L.), кислиця звичайна (*Oxalis acetosa* L.) тощо. Домінант ярусу – сільвант кропива жабрієлиста – зменшив проективне покриття із 60,0% до 40,0%. Також у флористичному складі ярусу зменшилася частка пратантів із 23,5% до 17,6%, а також палюдантів – також із 23,5% до 17,6%.

Провідна роль у флористичному складі трав'яно-чагарничкового ярусу перейшла до рудерантів – 47,1%, вони створювали на дослідній ділянці 40,0% проективного покриття ярусу. Серед рудерантів найбільше значення у досліджуваному ценозі має розрив-трава дрібноквіткова, яка створює 30,0% проективного покриття трав'яно-чагарничкового ярусу. Меншу роль відіграють такі рудеранти як зірочник середній, жабрій двогубий (*Galeopsis bifida* L.), жабрій пухнатий (*Galeopsis pubescens* Bess.) тощо.

Головні висновки. Таким чином, при використанні вольєрів для напіввільного утримання мисливських ратичних тварин у мисливських господарствах Західного і Центрального Полісся відбувається значна трансформація спектру ценоморф трав'яно-

чагарничкового ярусу лісу. Насамперед вона полягає у двох аспектах – значному зменшенні участі сільвантів із 58,8% до 13,3% у типі лісу В₂-дС; зі 100,0% до 33,3% – у В₃-дС; зі 100,0% до 44,8% – у С₃-гдС; із 74,2% до 27,8% – у С₂-гдС; із 41,2% до 17,6% – у типі лісу С₄-Влч.

Іншим важливим результатом трансформації ценоморф дослідженого ярусу є укорінення в ньому рудеральних видів і збільшення частки рудерантів, які відіграють провідну роль у флористичному складі трав'яно-чагарничкового ярусу лісових насаджень досліджених типів лісу при їхньому вольєрному використанні: 40,0% – у типі лісу В₂-дС; 55,6% – у В₃-дС; 48,3% – у С₃-гдС; 50,0% – у С₂-гдС; 47,1% – у типі лісу С₄-Влч.

З наведеного вище можна зробити загальний висновок про те, що вивчення спектру ценоморф трав'яно-чагарничкового ярусу при використанні лісових екосистем для вольєрного утримання мисливських ратичних тварин є простим і надійним показником зоогенної трансформації лісових екосистем.

Перспективи використання результатів дослідження. Отримані результати досліджень можуть слугувати одним із важливих параметрів багаторічного моніторингу за станом лісових екосистем при їх вольєрному використанні для утримання мисливських ратичних тварин. При цьому визначальним є лісотипологічний підхід до вивчення структури ценоморф у лісових екосистемах Західного і Центрального Полісся, які використовуються для ведення вольєрного господарства, що є важливим для ранньої діагностики стадій зоогенної дигресії лісових екосистем та розробки заходів із підтримання природної кормової бази ратичних тварин.

Література

1. Камінецький В.К., Бабіч О.Г., Смаголь В.М. Екологічні та господарські аспекти напіввільного розведення диких копитних (на прикладі спеціалізованих підприємств Державного управління справами Президента України) : монографія. Миронівка : ЗАТ «Миронівська друкарня», 2011. 154 с.
2. Хоєцький П.Б., Новак А.А., Похалюк О.М. Світовий досвід ведення вольєрного мисливського господарства. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2015, т. 25, № 3. С. 32–37.
3. Волох А.М. Охотничьи звери Степной Украины : монография. Херсон : Гринь Д.С., 2016. 572 с.
4. Домніч А.В., В'язовська А.Г. Зміна показників ґрунту під впливом високої щільності копитних у районі північного узбережжя Азовського моря. *Науковий вісник Ужгородського університету. Серія: Біологія*. 2013, вип. 35. С. 113–122.
5. Жадобин А.В., Казеев К.Ш., Лесина А.Л., Александров А.А., Казеев Д.К., Колесников С.И. Оценка экологического состояния почв Ростовского зоопарка. *Вестник Пермского национального исследовательского политехнического университета. Прикладная экология. Урбанистика*. 2019. № 1. С. 131–141.
6. Кратюк О.Л., Кравчук М.М., Довбиш Л.Л. Вміст гумусу у ґрунтах вологих сугрудів на території вольєрів Західного і Центрального Полісся. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2019, т. 29, № 9. С. 27–31.
7. Кратюк О.Л., Кравчук М.М., Довбиш Л.Л. Вміст гідролізованого азоту у ґрунтах вологих сугрудів в умовах вольєрного утримання мисливських тварин на території Західного і Центрального Полісся. *Аерокологічний журнал*. 2020. № 1. С. 103–110.
8. Пилипко Е.Н. Влияние роющей деятельности кабана *Sus scrofa* (L.) на физико-химические параметры почвы ельника кисличного. *Ученые записки Петрозаводского государственного университета*. 2014, № 8. Т. 1. С. 34–39.
9. Бельгард А.Л. Лесная растительность юго-востока УССР. Киев : Изд-во КГУ, 1950. 263 с.
10. Razumovsky O.S. Adaptacionism and behavioural science in the context of the problems of evolution and meaning of life activity. *Polignosis*, 2003, 2 (22), 12-18.
11. Тарасов В.В. Флора Дніпропетровської і Запорізької областей. Видання друге. Доповнене та виправлене. Дніпропетровськ : Ліра, 2012. 296 с.

12. Назаренко Н.Н. Ценоморфы как фитоиндикаторы биотопов. *Вісник Дніпропетр. ун-ту. Серія: Біологія, екологія*. 2016. 24(1). С. 8–14.
13. Назаренко Н.Н. Ценоморфы флоры степной зоны Южного Урала (на примере Челябинской области). *Вестник Тамбовского университета. Серия: Естественные и технические науки*. Тамбов, 2016. Т. 21. Вып. 5. С. 1889–1896.
14. Бригадыренко В.В. Использование топологических спектров в зоологической диагностике почв на примере семейства жуличиц (Coleoptera, Carabidae). *Экология и ноосферология*. 2003, 13(1), С. 119–130.
15. Marinšek A., Čarni A., Šilc U., Manthey M., 2015. What makes a plant species specialist in mixed broad-leaved deciduous forests? *Plant Ecology*, 216(10), 1469–1479.
16. Кратюк О.Л. Характеристика вольєрів Центрального Полісся. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2019, т. 29, № 1. С. 54–56.
17. Кратюк О.Л. Характеристика вольєрів Західного Полісся. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2019, т. 29, № 5. С. 36–39.
18. Лавренко Е.М. Основные закономерности растительных сообществ и пути их изучения. Полевая геоботаника / Под общ. ред. Е.М. Лавренко и А.А. Корчагина. Москва-Ленинград : Наука, Ленинградское отд., 1959. Т. I. С. 13–70.
19. Юнатов А.А. Заложение экологических профилей и пробных площадей. Полевая геоботаника / под общ. ред. Е.М. Лавренко и А.А. Корчагина. Москва-Ленинград : Наука, Ленинградское отд., 1964. Т. III. С. 9–35.
20. Корчагин А.А. Видовой (флористический) состав растительных сообществ и методы его изучения. Полевая геоботаника / Под общ. ред. Е.М. Лавренко и А.А. Корчагина. Москва-Ленинград : Наука, Ленинградское отд., 1964. Т. III. С. 39–59.
21. Цыганов Д.Н. Фитоиндикация экологических факторов в подзоне хвойно-широколиственных лесов. Москва : Наука, 1983. 198 с.
22. Diduch Ya.P. The ecological scales for the species of Ukrainian flora and their use in synphytoindication. Kyiv : Phytosociocentre, 2011. 176 p.
23. Определитель высших растений Украины / Доброчаева Д.Н., Котов М.И., Прокудин Ю.Н. и др. Изд. 2-е, стереотипное. Киев : Фитосоцицентр, 1999. 548 с.
24. Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. Vascular plants of Ukraine. A nomenclatural checklist. Kiev, 1999. 345 p.

АНТРОПІЧНІ ЗМІНИ ЕКОЛОГІЧНИХ УМОВ ПАРКОВИХ ЕКОСИСТЕМ УРОЧИЩА ЛИСА ГОРА (КИЇВ)

Мірошник Н.В.¹, Тесленко І.К.¹, Поліщук З.В.²

¹Інститут екології Національної академії наук України
вул. акад. Лебедєва, 37, 03143, м. Київ

²Білоцерківський національний аграрний університет
пл. Соборна, 8/1, 09117, м. Біла Церква, Київська обл.
miroshnik_n_v@mail.ru

Мета статті – виявити антропогенні зміни екологічних умов паркових екосистем урочища Лиса гора (Київ). Лиса гора розташована у східній частині м. Києва і прилягає безпосередньо до долини р. Дніпра та розташована під значним антропогенним пресом внаслідок розташування біля автошляхів з інтенсивним рухом та висотною забудовою. Насадження урочища Лиса гора ослаблені та сильно ослаблені, стадія дигресії ґрунту 4–5; втоптаність 15–81 %, значне засмічення побутовими відходами. Природне поновлення значне, ослаблене. Збільшення у трав'яному ярусі частки нелісових видів (бур'янів, адвентів) свідчить про зниження стійкості екосистеми, зменшення змкненості деревного намету в результаті гальмування природного приросту та пошкодження крон дерев або їх загибелі та загалом є наслідком порушення цілісності екосистеми, що сприяє інвазії чужорідних видів. З підвищенням стадії рекреаційної дигресії кількість терофітів у трав'яному ярусі збільшується, а гемікриптофітів та геофітів – зменшується. Фітоіндикація і індекс толерантності показали значну присутність еврибіонтних видів – з високим ступенем пристосованості до порушених умов існування. Екоморфичний спектр характеризується високою участю геліофітів, рудерантів, антропофітів, порушеним розподілом за ценоморфами, домінуванням видів перехідних стратегій та експлерентів, серед видів із первинним типом екологічної стратегії переважають виоленти. Адвентивні види поширені на всій дослідженій території. Отже, біорізноманіття та стан насаджень перебувають під значним антропогенним пресом, відбувається адвентизація та синантропізація фітоценозів. Проте насадження урочища є важливими для збереження екосистеми міста, як оселища існування біоти та потребують збереження і охорони, особливо від незаконного вирубування та висотної забудови. *Ключові слова:* біорізноманіття, трав'яний ярус, антропогенний вплив, фітоіндикація, адвентивні види.

Anthropic changes of park ecosystems ecological conditions of Lysa Mountain (Kyiv). Miroshnyk N., Teslenko I., Polishchuk Z.

The purpose of the article is to identify anthropic changes in the ecological conditions of park ecosystems in the Lysa Mountain (Kyiv). Lysa Mountain is located in the eastern part of Kyiv and is directly adjacent to the Dnieper River valley and is under significant anthropogenic pressure due to its location near high-traffic roads and high-rise buildings. Plantations of Lysa Mountain are weakened and strongly weakened, soil digression stage 4, 5; trampling 15–81 %, significant littering with household waste. Natural renewal is significant, weakened. The increase in the proportion of non-forest species (weeds, alien plants) in the grass layer indicates a decrease in ecosystem resilience, a decrease in the closure of the tree canopy as a result of inhibition of growth and damage to tree crowns or their death. With increasing stage of recreational digression, the number of therophytes in the grass layer increases, and hemicryptophytes and geophytes are decreases. Phytoindication and tolerance index showed a significant presence of euribiont species – with a high degree of adaptation to disturbed living conditions. The ecomorphic spectrum is characterized by a high participation of heliophytes, ruderals, anthropophytes, disturbed distribution for cenomorphs, dominance of species of transitional strategies and explants, among species with the primary type of ecological strategy, violents predominate. Alien species are common throughout the study area. Thus, the biodiversity and condition of plantations are under significant anthropic pressure, there is an adventization and synanthropization of phytocenoses. However, the plantations of the Lysa Mountain are important for the preservation of the city's ecosystem as habitats for biota and need to be preserved and protected, especially from illegal logging and high-rise buildings. *Key words:* biodiversity, grass layer, anthropogenic impact, phytoindication, alien species.

Постановка проблеми та актуальність дослідження. Скорочення площ, фрагментація, деградація природних екосистем, а водночас скорочення популяцій і втрата біологічних видів стали очевидними. Тому для спеціалістів у галузі збереження біоти важливими є 2 завдання: отримання достовірних відомостей про об'єкти, які потрібно зберігати та розробка комплексних дієвих природоохоронних програм. Проте досі роль фітоценозів у межах міст у збереженні біорізноманіття, підтриманні стабільності ландшафтних екосистем, досліджена недостатньо.

Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями.

Дослідження виконано відповідно до цілей, сформульованих у EU 2030 biodiversity strategy та New EU Forest Strategy 2020.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Різноманіття угруповань рослин є джерелом і причиною інформаційної цінності для індикації зовнішніх факторів та стану екосистеми в умовах антропогенного навантаження [1]. Ступінь синантропізації та адвентизації рослинності напівприродних, трансформованих людиною екосистем є важливим індикатором стабільності урбаноекосистем. Рослинний покрив міст-мегаполісів є «каркасом» місцевих екосистем і виконує цілу низку регуляторних функцій, серед яких найголовнішими є регенерація повітря,

підтримання клімату і нівелювання його різких змін, затримка пилу, вітрів, зниження шумових забруднень тощо. Також рослинність є джерелом природних рослинних та енергетичних ресурсів, має соціокультурну і естетичну цінність [2–5]. В умовах збільшення антропогенного пресу, погіршення його контролю та регулювання зростає необхідність удосконалення системи індикаторів для оцінки динаміки стану трансформованих екосистем, прогноз напрямів їх розвитку та шляхів підтримання рівноваги, збереження та відновлення [2–5].

В урбоекосистемах фітоценози, зокрема, залишки лісів та паркові екосистеми (ПЕ) є осередками біорізноманіття, що сприяють їх стабілізації та попередженню небажаних явищ (повені, селі, зсуви, утворення значних провалів земної поверхні, пожежі, смог і т. ін.) через переривання забудованих та глибоко трансформованих ландшафтів напівприродними екосистемами. Вони протидіють пов'язаним з кліматом загрозам для біорізноманіття, покращують якість повітря, зменшують вплив «островів тепла» у містах [1; 3; 6]. Отже, необхідно оцінити стан та структурно-функціональні особливості цих екосистем у містах, можливості збереження та розширення їх площі для ефективнішого збереження біорізноманіття, розробки невідкладних рішень та подальшого управління урбаносистемами.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Мета дослідження – виявити антро-

пічні зміни екологічних умов паркових екосистем урочища Лиса гора (Київ).

Урочище Лиса гора розташоване у східній частині м. Києва і прилягає безпосередньо до долини р. Дніпра. За фізико-географічним районуванням ця територія входить до Обухівсько-Васильківського району Лісостепу. Лиса гора – це останець Придніпровської височини (площа 150–160 га). У Київській області знаходиться північно-східна частина височини, яка підноситься над рівнем р. Дніпра приблизно на 160 м. Зі сходу до гори прилягає заплава р. Дніпро, з північного заходу – долина р. Либідь, а з півдня – широка долина із забудовами [2; 7]. Постановою Київської міської ради № 14 від 17.02.1994 тут створено регіональний ландшафтний парк площею 137,1 га. Зараз поряд ведеться декілька масштабних забудов.

Новизна. Подібне дослідження проведено вперше.

Методологічне значення. Вивчення трансформації екосистем на різних рівнях організації сприятиме кращому розумінню процесів, що супроводжують ці явища та глибшому вивченню середовищевірних та інших екосистемних послуг паркових екосистем.

Матеріали та методи досліджень. Стан ПЕ оцінювали у 2018 р., дотримуючись принципів порівняльної екології [8]. На тимчасових пробних площах (ПП) у середньовікових та пристигаючих насадженнях вивчали просторову структуру, видовий склад та санітарний стан деревостану за ярусами за [8–10] (рис. 1). Ступінь пошкодження для мішаних дере-

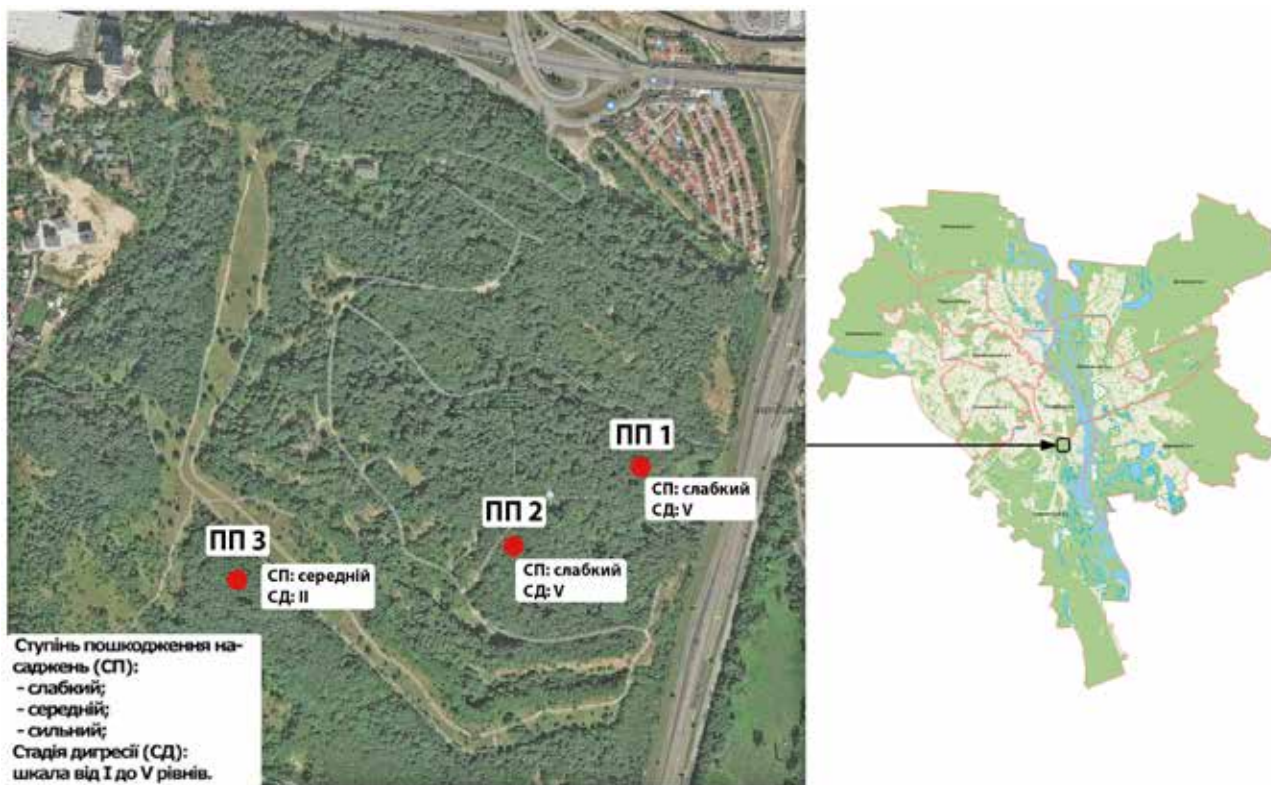


Рис. 1. Розташування пробних площ (ПП 1 – ПП 3) в урочищі Лиса гора, де СП визначали за індексом стану деревостану (I_c)

востанів оцінювали за середньозваженим індексом стану (I_c) першого ярусу [9]:

$$I_c = \frac{k_1(\sum n_i) + \dots + k_6(\sum n_i)}{N}, \quad (1)$$

де I_c – індекс стану деревостану; $k_1 - k_6$ – категорія стану дерев (від I до VI) [10]; n_i – кількість дерев відповідної категорії стану за породами; N – загальна кількість дерев на пробній площі.

Здоровими (I) вважали деревостани з індексом 1–1,5, ослабленими (II) – 1,51–2,50, дуже ослабленими (III) – 2,51–3,50, такими, що всихають (IV) – 3,51–4,50, «свіжим сухостоем» (V) – 4,51–5,50, «старим сухостоем» (VI) – 5,51–6,50 [10]. Стадію рекреаційної дигресії (СД) фітоценозу встановлювали за [11]. Біоморфологічна структура наведена за [12]. Екоморфічний аналіз здійснювали за [13; 14]. Типи екологічних стратегій описували за Раменським – Граймом [15]. Індекс адвентивізації встановлювали як частку у відсотках заносних видів від загальної чисельності видів на певній тестовій ділянці. Назви родин вказані за системою А. Тахтаджяна [16]. Зміну екологічних умов виявляли за структурою трав'яного ярусу, використовуючи шкали Д.М. Циганова [17]. Оцінювали вплив на рослини зміни режиму провідних екологічних факторів – кліматичних (термо- (Тм), омбро- (Ом) та криорежиму (Ср), континентальності (Кп); едафічних (узагальненого сольового режиму (Tr), азотного (Nt) і кислотного (Rc) режимів, вологості ґрунту (Hd) та її змін (fH), а також режиму затінення-освітлення (Lc). Значення режимів екологічних факторів розраховували як середні арифметичні, амплітуди толерантності всіх видів угруповання визначали без урахування їх рясності. Екологічну валентність видів встановлювали за [18]. Індекс толерантності (It) розраховували як суму екологічних валентностей, поділену на суму шкал. Стенобіонти (СБ) – види, в яких $It < 0,34$, гемістенобіонти (ГСБ) – $It < 0,46$, мезобіонти (МБ) – $It < 0,56$, геміеврибіонти (ГЕБ) – $It < 0,67$, еврибіонти (ЕБ) – $It > 0,67$. Оцінювали співвідношення **видів за життєвою стратегією як важливу ознаку оцінки стійкості фітоценозів (ПЕ)** [19].

Індекс ступеня антропогенної трансформації [4]: $ITG = (G - T) / (G + T)$, де ITG – TG -індекс, T , G – кількість (або частки) терофітів та геофітів у видовому складі, має діапазон значень $[-1; 1]$.

Для оцінки α -різноманіття рослин використовували показники різноманітності, домінування та вирівненості для кожної пробної площі [20]:

1. Відносна чисельність видів або гільдії

$$P_i = N_i / N \quad (2)$$

2. Індеси домінування:

$$Dm = (N - U) / (N - \sqrt{N}); U = \sqrt{\sum N_i^2} \text{ McIntosh} \quad (3)$$

$$Dbr = N_{\max} / N \text{ Бергера-Паркера}$$

3. Індеси різноманітності

$$H' = -\sum(P_i \times \ln P_i) \text{ Shannon} \quad (4)$$

$$DMn = S / \sqrt{N} \text{ Menchinick} \quad (5)$$

$$DMg = (S - 1) / \ln N \text{ Margalef} \quad (6)$$

4. Індеси вирівненості

$$Ep = H' / \lg S \text{ Pielou} \quad (7)$$

$$Em = (N - U) / (N - N / \sqrt{S}) \text{ McIntosh} \quad (8)$$

де N_i – чисельність кожного виду; N – загальна кількість особин (кількість особин на гектар); N_{\max} – чисельність найбільш масового виду; U – індекс різноманітності McIntosh, P_i – відносна чисельність кожного виду, S – число зареєстрованих видів.

Виклад основного матеріалу. Рослинність урочища «Лиса Гора» неодноразово цікавила геоботаніків [2, 7, 21]. Було проведено інвентаризацію рослинного покриву, картування ценозів, класифікацію рослинності за домінантним принципом. Розроблено продромус та синтаксономічну схему лісової рослинності урочища на основі флористичної класифікації, що нараховує 4 асоціації, які входять до 3 союзів, 3 порядків та 2 класів [2]. Лісова рослинність урочища зазнає надмірного впливу людини через інтенсивну рекреацію, забудову, аерозабруднення від автошляхів та промисловості, посушливість клімату в умовах міста та змін клімату, що призводить до порушення структури ценозів, їх спрощення і деградації, зменшення флористичного і фітоценологічного багатства, інвазію адвентивних видів. За такого впливу природні види поступово витісняються інвазійними (*Impatiens parviflora*, *Phalacrologoma annuum*, *Alliaria petiolata*, *Chelidonium majus*) та ін. [2].

Основний намет сформований *Tilia cordata* Mill., *Quercus robur* L., *Acer campestre* L., *A. platanoides* L., *Carpinus betulus* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Fraxinus excelsior* L. санітарний стан – ослаблені, сильно ослаблені, *Q. robur* L. – всихають, *R. pseudoacacia* L. – всихають та свіжий сухостій (табл. 1). У підрості найчастіше зустрічаються та наймасовіші *T. cordata* Mill., *A. platanoides* L., *C. betulus* L., *F. excelsior* L. (табл. 2). Підлісок становить 41,2 % – *Sambucus racemosa* L. (висота 1,3 м, 5 клас Крафта, здорові) та 100 % від площі – *A. negundo* L. (висота 3,0 м, 4 клас Крафта, здорові).

ПЕ зазнають рекреаційного навантаження. Деревостан сильно ослаблений (ПП 3) та ослаблений (ПП 2, 3), зріджений, розчленований мережею стежок. Трапляються майданчики неорганізованої рекреації з численними слідами багать, знятим верхнім шаром ґрунту на площі 20,3 м², ґрунтовими дорогами шириною до 2,5 м. Найвні велотреки з штучними насипами та порушеним ґрунтом глибше за базальну частину (ПП 1, 3). Загалом вигоптаність ґрунту сягає 18–80 %, засміченість 12–40 % (табл. 3). Поновлення хороше внаслідок зрідження основного намету. Газонокосіння відсутнє, але є лісовий догляд – прибирають сухостійні та повалені

Таблиця 1

Лісівничо-таксаційна та екологічна характеристика насаджень

Індекс стану по ПП	Деревна порода	Зімкненість	N,	Відпад *, %	Середні значення			Індекс стану (I _c)
					H, м	D, см	КК	
ПП 1	<i>Tilia cordata</i> Mill.	0,6	83,3	1,2	32,1	37,3	3	1,3
2,7	<i>Quercus robur</i> L.		101,1	10,6	33,7	43,3	4	3,9
	<i>Acer campestre</i> L.		323,3	–	27,3	22,3	1	1,0
	<i>Ulmus laevis</i> Pall.		46,7	–	31,0	51,0	1	1,0
	<i>Acer platanoides</i> L.		36,5	2,6	31,0	41,4	2	1,6
	<i>Carpinus betulus</i> L.		38,7	–	28,3	28,7	2	1,8
ПП 2	<i>Quercus robur</i> L.	0,8	29,1	6,8	29,3	67,0	4	3,4
2,3	<i>Carpinus betulus</i> L.		36,7	15,6	27,8	36,4	2	1,8
	<i>Acer platanoides</i> L.		41,2	–	27,0	37,2	4	2,4
	<i>Tilia cordata</i> Mill.		23,1	–	31,5	34,6	3	2,2
	<i>Fraxinus excelsior</i> L.		13,2	–	36,0	51,0	1	1,0
ПП 3	<i>Carpinus betulus</i> L.	0,8	85,7	2,6	30,5	38,2	2	1,7
2,2	<i>Acer platanoides</i> L.		45,8	26,3	32,6	40,5	3	2,1
	<i>Quercus robur</i> L.		28,9	1,3	28,5	92,9	4	4,2
	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.		36,6	3,5	27,0	43,5	2	5,3
	<i>Acer campestre</i> L.		35,2	–	18,4	30,3	2	2,5
	<i>Fraxinus excelsior</i> L.		25,9	–	30,1	63,7	1	1,0
	<i>Tilia cordata</i> Mill.		66,5	12,6	30,0	41,4	2	2,0

Примітки: H – висота деревостану; D – діаметр деревостану; N – густина дерев, шт./га; КК – клас Крафта; *відпад – частка мертвих дерев від кількості дерев певної породи на ПП

Таблиця 2

Лісівничо-таксаційна характеристика підросту

№ ПП	Деревна порода	Частка від підросту на ПП, %	Відпад, на ПП, %	Середні значення			I _c
				H, м	D, см	КК	
ПП1	<i>Acer platanoides</i> L.	14,2	2,1	2,5	13,4	4	2,0
	<i>Tilia cordata</i> Mill.	50,5	3,2	17,3	15,9	3	1,8
	<i>Acer campestre</i> L.	1,6	–	2,7	14,7	4	2,1
	<i>Carpinus betulus</i> L.	20,2	–	16,3	15,2	3	2,1
	<i>Quercus robur</i> L.	8,7	–	18,0	15,6	3	5,3
	<i>Acer campestre</i> L.	1,2	–	1,8	9,2	4	2,0
	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	2,1	–	1,2	13,8	4	2,2
	<i>Ulmus glabra</i> Huds.	1,5	–	2,2	13,1	4	2,1
ПП2	<i>Acer platanoides</i> L.	18,2	–	1,1	14,4	3	1,0
	<i>Carpinus betulus</i> L.	72,2	4,7	1,9	16,6	4	1,6
	<i>Ulmus laevis</i> Pall.	4,5	–	2,1	14,6	4	1,0
	<i>Tilia cordata</i> Mill.	4,0	–	1,9	15,6	4	2,0
ПП3	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	1,1	–	0,6	10,2	4	2,0
	<i>Acer platanoides</i> L.	80,0	–	3,1	16,2	4	4,0
	<i>Carpinus betulus</i> L.	9,0	–	2,9	18,5	4	1,0
	<i>Acer campestre</i> L.	1,2	–	3,1	16,6	4	2,0
	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	6,6	–	1,0	9,8	4	2,3
	<i>Juglans regia</i> L.	3,2	–	1,1	10,3	4	2,1

Примітка: позначення як у табл. 1

дерева, підлісок без проріджування з *A. negundo* L. та *S. racemosa* L.

ПП 1. Основний намет складений породами: 5Лп2Гр2Клг1Дз+Вг, II СД (табл. 1). Від автошляху Столичне шосе (вершина гори) 200 м. Зімкненість

намету 0,6, загальне проективне покриття трав'яного ярусу 20 %, найбільше проективне покриття у *Galium aparine* L. та *I. parviflora* DC. Засміченість 15 % (табл. 3). Витопаність – 35,2 %. Наявні стежки і ями. Підріст становить 40 % від ПП, сформований

Таблиця 3

Показники рекреаційного пошкодження в урочищі Лиса гора

№ ПП	Відстань від автошляхів, км	Витоптано площі, %	Стадія дигресії	Механічні пошкодження		Інше ¹ , шт. / % від площі ПП	Всього ²	Засміченість, %
				частка уражених дерев, %	середня площа ран, м ²			
ПП1	0,2	35,2	2	–	–	1/0,03	2	15,0
ПП2	0,6	18,6	5	36,2	33,6±0,2	4/45,6	4	12,0
ПП3	0,4	80,3	5	32,6	25,8±0,3	3/36,5	4	40,0

Примітки: 1 – сліди розведення багать, ями, стихійні звалища; 2 – ознак негативного впливу людини, випадків

Таблиця 4

Систематична структура трав'яного ярусу ПЕ урочища Лиса гора

Родини	Всього, шт.	Всього, %	ПП 1		ПП 2		ПП 3	
			шт.	%	шт.	%	шт.	%
Відділ Magnoliophyta								
Клас Liliopsida								
<i>Convallariaceae</i>	2	11,5	1	23,5	2	12,5	2	15,4
<i>Poaceae</i>	2	11,1	1	11,1	1	11,5	1	7,7
Клас Magnoliopsida								
<i>Apiaceae</i>	1	5,3	0	0	0	0	1	7,7
<i>Aristolochiaceae</i>	1	5,3	1	10,5	1	11,5	1	7,7
<i>Asteraceae</i>	2	12,5	0	0	1	10	1	7,7
<i>Balsaminaceae</i>	1	5,1	1	10,5	1	10,5	1	7,7
<i>Brassicaceae</i>	1	5,2	0	0	0	0	1	7,7
<i>Lamiaceae</i>	2	11,5	1	10,4	1	10,5	2	15,4
<i>Papaveraceae</i>	1	5,3	1	12,5	0	0	0	0,0
<i>Ranunculaceae</i>	1	5,2	0	0	1	10,5	0	0,0
<i>Rubiaceae</i>	1	5,1	1	10,5	1	11,5	1	7,7
<i>Urticaceae</i>	2	10,9	1	11	1	11,5	1	7,7
<i>Viscaceae</i>	1	6,1	0	0	0	0	1	7,7
Всього на ПП	18	100,0	9	100,011	9	100,0	13	100,076923

Примітка: % – частка від загальної кількості даних таксономічних одиниць

з 5Лп2Гр1Клг0,5Дз+Вг+Яс. Спостерігали імагурні особини Лп+Клг 5-7 шт. на 1 м². Підріст граба висотою до 3 м (табл. 2). Підлісок з рудеральних видів *A. negundo* L. та *A. campestre* L.

ПП 2. Основний намет складений породами: 6Гр2Лп1Дз1Клг+Яс. Від автошляху Столичне шосе (вершина гори) 600 м. Зімкненість намету 0,8, V СД; загальне проективне покриття трав'яного ярусу 30%, засміченість 12 % (табл. 3), витоптаність 18,6 %, порушення ґрунту на площі 50 м², до мінеральної частини знято ґрунт, сліди розведення багать площею 2 м², на грабі морозобоїни до 4 м висотою. Сформований підріст (60 % від ПП) 7Гр2Клг0,5Вз0,5Лп+Яс, підлісок з *A. negundo* L.

ПП 3. Основний намет складений породами: 5Клг2Ак1Дз1Клп1Яс+Лп. Від автошляху Столичне шосе (вершина гори) 350 м, від лісової ґрунтової дороги 5 м. Зімкненість намету 0,8, V СД. Загальне проективне покриття трав'яного ярусу 40 %, засміченість 40 % (табл. 3), порушено 80,3 % ґрунту до базальної частини внаслідок стихійного велотреку,

поляна площею 160 м – витоптана, 20 слідов вогнищ. На *Fraxinus excelsior* L. морозобоїни висотою до 1 м, *Acer platanoides* L. вражений омелою. Підріст (60% від ПП) 8Клг1Яс1Гр+Гр. Підлісок з *A. negundo* L. та *S. racemosa* L. На галявині знаходиться пам'ятка природи місцевого значення «Дуб Тотлебена» висотою 35 м, діаметром 160,8 см, I клас Крафта, ослаблений.

У трав'яному ярусі досліджених ПЕ виявлено 18 видів рослин з Відділу *Magnoliophyta* з 13 родин та 18 родів. У розподілі видів між класами на *Liliopsida* припадає 15,4 %, на *Magnoliopsida* – 84,6 %, загальне співвідношення кількості видів *Liliopsida*: *Magnoliopsida* дорівнює 1:6; 38,4 % родин містять по 2 роди і види (*Convallariaceae*, *Poaceae*, *Asteraceae*, *Lamiaceae*, *Urticaceae*), всі інші родини представлені 1 видом (табл. 4).

Пропоноване Я.П. Дідухом [19] співвідношення (фанерофіти+хамефіти)/терофіти становить відповідно на ПП1–ПП3 – 0; 0; 0,67. Враховуючи розбалансованість систематичної структури досліджува-

них насаджень, необхідним є аналіз співвідношень біоморф рослин. Біоморфологічний спектр трав'яних видів свідчить про особливості пристосувань рослинного покриву дослідженої території до антропогенних змін (табл. 5). Встановлено, що однорічні рослини переважають на ПП 2 та ПП 3, а багаторічні на ПП 1. Аналіз структури надземних пагонів як характеристики, що визначає екологічні умови місцезростань, показав, що загалом домінують безрозеткові види (50–75 %) та з повзучими пагонами (17–25 %; *G. aparine* L.). Загальний індекс адвентизації трав'яного ярусу 27,8 %.

За структурою підземних пагонів переважають види без утворень, на другому місці – довгокореневищні (25–38 %; *Convallaria majalis* L., *Asarum europaeum* L. тощо), що вказує на достатнє зволоження верхнього шару ґрунту під наметом насаджень. За типом кореневої системи переважають стрижневі види. Нами оцінено темп вегетативного розмноження як інтегральний показник ступеня стійкості виду у фітоценозі, передумови його спроможності до захвату та утримання життєвого простору. Вегетативно нерухливі види переважа-

ють (38–60 %), особливо на ПП3 (*G. aparine* L., *I. parviflora* DC., *Lamium purpureum* L. тощо), вегетативно рухливі види переважають на ПП1 (37 %; *Asarum europaeum* L., *Convallaria majalis* L., *Poa compressa* L.), які в більшості є сільвантами та нітрофілами. За кліматоморфами переважають гемікриптофіти (42–70 %; *Betonica officinalis* L.), потім – геофіти (20–27 %; *Asarum europaeum* L., *Convallaria majalis* L., *Lamium album* L., *Polygonatum multiflorum* (L.) All.). З підвищенням стадії рекреаційної дигресії кількість терофітів збільшується, а гемікриптофітів та геофітів – зменшується. Співвідношення терофіти/геофіти зменшується з підвищенням пошкодженості ґрунтового покриву і становить відповідно 1,5, 1,0 і 0,6. Індекс *TG* становить 0,3, 0,1, 0,1 відповідно і вказує на збільшення порушеності екологічних умов фітоценозів зі збільшенням ступеня рекреаційного пошкодження. Розподіл за геліоморфами показав домінування тіньовитривалих видів (62–75 %; *Convallaria majalis* L., *Chelidonium majus* L., *P. multiflorum* (L.) All.), геліофітів та степантів більше на ПП2, що пов'язано з рекреаційною трансформацією – широкими ґрун-

Таблиця 5

Структура життєвих форм трав'яного ярусу урочища

Ознаки життєвих форм	Життєва форма	ПП 1	ПП 2	ПП 3
	Стадія дигресії	II	V	V
частка видів, %				
Тривалість життєвого циклу	Однорічні, малорічні	37,5	50,0	50,0
	Багаторічні	62,5	50,0	50,0
Структура надземних пагонів	Повзучі	25,0	37,5	16,7
	Розеткові	12,5	12,5	8,3
	Безрозеткові	62,5	50,0	75,0
Структура підземних пагонів	Довгокореневищні	37,5	25,0	33,3
	Короткокореневищні	25,0	25,0	8,3
	Пучкокореневі	12,5	25,0	8,3
	Без утворень	25,0	25,0	50,0
Тип кореневої системи	Стрижнева	87,5	87,5	75,0
	Мичкувата	12,5	12,5	25,0
Тип вегетативної рухливості	Вегетативно рухливі	37,5	25,0	33,3
	Вегетативно малорухливі	25,0	25,0	8,3
	Вегетативно не рухливі	37,5	50,0	58,3
Кліматоморфи (життєві форми за Раункієром)	Фанерофіти	0	0	5,2
	Хамефіти	0	0	5,2
	Терофіти	10,3	24,4	21,2
	Гемікриптофіти	70,1	44,1	41,9
	Геофіти	19,6	31,5	26,5
Геліоморфи	Геліофіти	12,5	25,0	16,7
	Сціогеліофіти	75	62,5	75,0
	Сціофіти	12,5	12,5	8,3
Ценоморфи (за Бельгардом)	Сільванти	50	37,5	41,7
	Степанти	0	12,5	0
	Рудеранти	37,5	37,5	41,7
	у т.ч. адвентивні	12,5	12,5	16,7

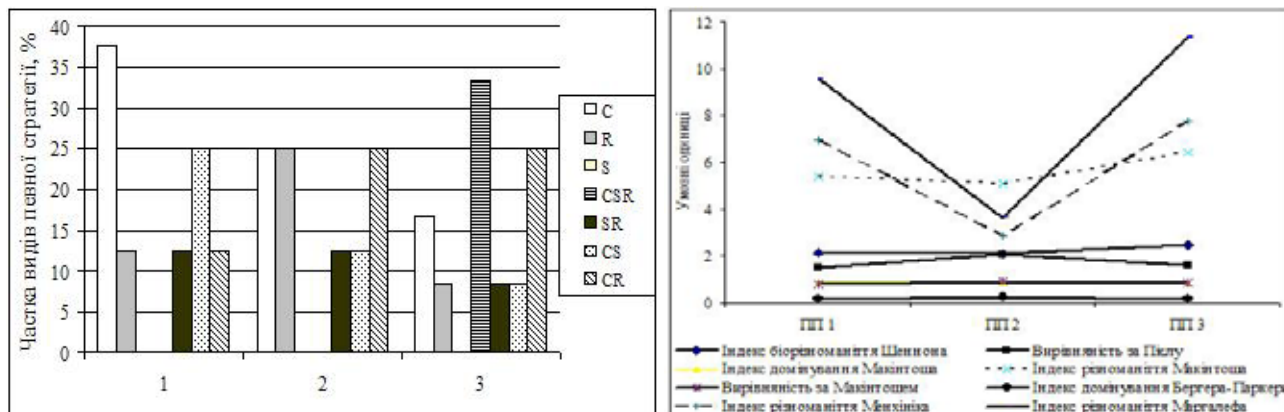


Рис. 2. А – Розподіл видів на пробних площах (1, 2, 3) за життєвими стратегіями; Б – α -різноманіття трав'яного ярусу ПЕ урочища Лиса гора

товими дорогами, велотреком та деяким підвищенням цієї ПП у рельєфі. Кількість адвентів збільшується від ПП1 до ПП3 (12–17 %; *I. parviflora* DC., *Erigeron annuus* (L.) Pers. тощо). Приуроченість рослин до певного екотопу відображає тип їх екологічної стратегії. На останніх стадіях антропогенної трансформації характерне домінування видів із перехідними та змішаними типами стратегій [22]. Кількість рослин експлерентів (С) та віолентів-патієнтів (CS) від ПП1 до ПП3 зменшується, а віолентів-рудералів (CR) – збільшується (*G. aparine* L.), рослини змішаного типу CSR присутні тільки на ПП3. Загалом види змішаних стратегій домінують (50–75 %; *Chelidonium majus* L., *Urtica urens* L.; рис. 2А). Серед видів із первинним типом стратегії переважають віоленти, на другому місці експлеренти (*Senecio vulgaris* L.). Антропогенні зміни екологічних умов відображають індекси різноманіття трав'яного ярусу, які є досить низкими, значно знижуються на ПП 2 та підвищені на ПП 3 (рис. 2Б).

Розподіл видів трав'яного ярусу за відношенням до кліматичних, едафічних факторів та змінності освітлення (рис. 3) демонструє загальну тенденцію підвищення значень трофності, азотного режиму ґрунту та зниження – за змінністю освітлення. Підвищення режимів кріоклімату, кислотності, термоклімату, континентальності та омброрежиму і зниження освітленості, його змінності у ценозах, зволоження ґрунту. На ПП 3 екологічна ніша рослин трав'яного покриву значно звужена за рахунок трофності ґрунту (кислотності, вмісту мінерального азоту, узагальненого сольового режиму та зволоження).

На ПП1 за відношенням до кліматичних умов превалює еврибіонтна фракція, до ґрунтових – гемістенобіонтна, за загальним *It* – еврибіонтна. Ця тенденція загалом повторюється і для ПП2–ПП3 (рис. 4, 5). Чим більше загальний *It*, тим теоретично вище можливість використання різноманітних місць існування популяціями конкретного виду [18]. На найменш порушеній ПП3 загальний *It* найбільший для еврибіонтних видів (з широкою амплітудою толерант-

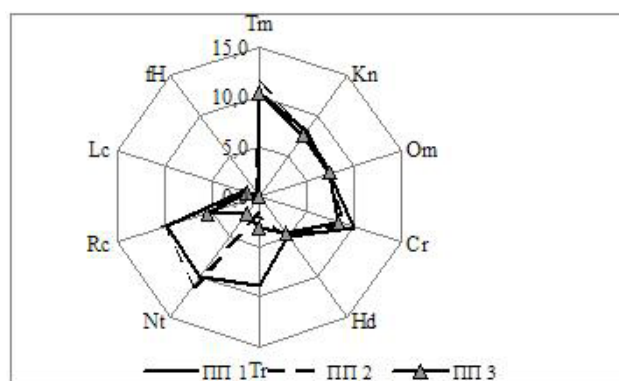


Рис. 3. Екологічна характеристика біотопу за фітоіндикаційними шкалами Циганова: частка видів трав'яного ярусу за відношенням до кліматичних, едафічних факторів та змінності освітлення, %

ності), а найбільший за числовими значеннями для найпорушенішої ПП2, що вказує на присутність там найбільшої кількості видів з широкою амплітудою толерантності до умов середовища, що можуть пристосуватися до складних умов існування.

Головні висновки. Насадження ПЕ урочища Лиса гора ослаблені та сильно ослаблені, стадія дигресії ґрунту 4–5; вигоптаність 15–81%, значне засмічення побутовими відходами. Природне поновлення значне, ослаблене. Збільшення у трав'яному ярусі частки нелісових видів (бур'янів, адвентів) свідчить про зниження стійкості екосистеми, зменшення зімкненості деревного намету в результаті гальмування приросту та пошкодження крон дерев або їх загибелі – загалом є наслідком порушення цілісності екосистеми, що сприяє інвазії чужорідних видів. Індекс толерантності вказує на значну присутність еврибіонтних видів – з високим ступенем пристосованості до порушених умов існування. Лише на ПП 2 переважають гемістеновалентні види, особливо за *It* для ґрунтових умов, значно знижена кількість нітрофілів, а вигоптаність та ущільнення ґрунту – найменші, що вказує на більш природний розподіл видів трав'яного ярусу. Екоморфічний

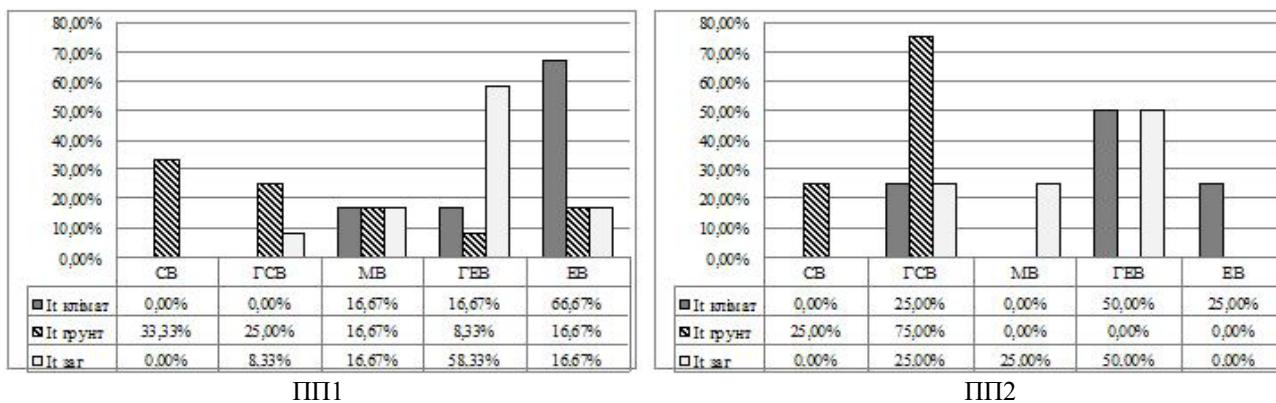


Рис. 4. Участь стено- та еврибіонтних видів рослин за відношенням до кліматичних і ґрунтових факторів

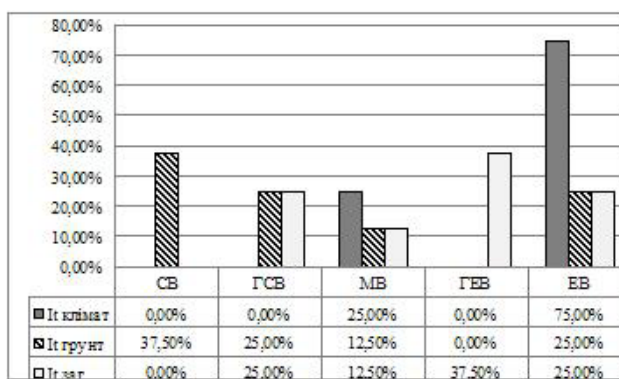


Рис. 5. Участь стено- та еврибіонтних видів рослин ПП3 за відношенням до кліматичних і ґрунтових факторів

спектр характеризується високою участю геліофітів, рудерантів, антропофітів, порушеним розподілом за ценоморфами, домінуванням видів перехідних стра-

тегій та експлерентів. Адвентивні види поширені на всій дослідженій території. Динаміка *ITG* вказує на синантропізацію фітоценозів.

Література

1. Elliott K. Vose J., Knoepp J. et al. Functional role of the herbaceous layer in eastern deciduous forest ecosystems. *Ecosystems*. 2015. 18. P. 221-237. doi: 10.1007/s10021-014-9825-x
2. Козир М.С. Лісова рослинність урочища «Лиса Гора» (Київ). *Екосистеми, їх оптимізація и охрана*. 2013. 8. С. 71–77.
3. Wilby R.L., Perry G.L.W. Climate change, biodiversity and the urban environment: a critical review based on London, UK. *Progress in Physical Geography*. 2006. 30 (1). P. 73–98. doi:10.1191/0309133306pp470ra
4. Гончаренко І.В. Фітоіндикація антропогенного навантаження. Дніпро: Середняк Т.К., 2017. 127 с.
5. Lavrov V.V., Miroshnyk N.V., Grabovska T.O., Yashchenko S.A. The herbaceous tier analysis in protective forest plantations, Ukraine. *Phytologia balcanica*. 2019. 25 (3). P. 345–361.
6. Hulme P.E. Addressing the threat to biodiversity from botanic gardens. *Trends in Ecology & Evolution*. 2011. 26(4). P. 168–174. doi:10.1016/j.tree.2011.01.005.
7. Шеляг-Сосонко Ю.Р., Дідух Я.П., Кузьмичов А.І., Падун І.М. Рослинність урочища Лиса гора (околиці м. Києва). *Укр. ботан. журн.* 1984. 41(1). С. 86-90.
8. Анучин И.П. Лесная таксация. Москва : Лесн. пром-ть, 1977. 512 с.
9. Моніторинг та підвищення стійкості антропогенно порушених лісів: Збірник рекомендацій УкрНДЦЛГА / Упорядники: В.П. Ворон, В.В. Лавров, М.А. Бондарук та ін. Харків : Нове слово, 2011. 304 с.
10. Санітарні правила у лісах України. Постанова Кабінету Міністрів України № 555 від 27 липня 1995 р. Київ, 1995. 20 с.
11. Бурова Н.В., Феклистов П.А. Антропогенная трансформация пригородных лесов. Архангельск : Изд-во Арханг. гос. техн. ун-та, 2007. С. 12–13. <https://narfu.ru/university/library/books/1662.pdf>
12. Серебряков И.Г. Экологическая морфология растений. М.: Высшая школа, 1962. 378 с.
13. Тарасов В.В. Флора Дніпропетровської і Запорізької областей. Вид. друге, доповнене та виправлене. Дніпропетровськ : Ліра, 2012. 296 с.
14. Екофлора України. Том 1 / Я.П. Дідух, П.Г. Плюта, В.В. Протопопова та ін. ред. Я.П. Дідух. Київ : Фітосоціоцентр, 2000. 284 с.
15. Grime J.P. Evidence for the existence of three primary strategies inplants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*. 1977. 111. P. 1169–1194. URL: <http://www.jstor.org/stable/2460262>

16. Takhtajan A. Flowering plants. 2nd edition. Springer. 2009. 752 p.
17. Цыганов Д.Н. Фитоиндикация экологических факторов в подзоне хвойношироколиственных лесов. Москва : Изд-во «Наука», 1983. 198 с.
18. Жукова Л.А., Дорогова Ю.А., Турмухаметова Н.В. и др. Экологические шкалы и методы анализа экологического разнообразия растений. Йошкар-Ола : Мар. гос. ун-т, 2010. 368 с.
19. Дідух Я. П. Основи біоіндикації. Київ : Наук. думка, 2012. 343 с.
20. Magurran A.E. Measuring biological diversity. Oxford: Blackwell Publishing, 2004. 215 p. <https://doi.org/10.2989/16085910409503825>
21. Падун И.Н. Рекреационные изменения лесной растительности зеленой зоны г. Киева : дисс. ... к.б.н.; Ин-т ботаники им. Н.Г. Холодного. Киев, 1989. 164 с.
22. Huseinova R., Kilinc M., Kutbay H., Kilic D., Bilgin A. The comparison of Grime's strategies of plant taxa in Hacı Osman Forest and Vafra Fish Lakes in the central Black Sea region of Turkey. *Turkish Journal of Botany*. 2013. 37. P. 725–734.

ПРОСТОРОВА СТРУКТУРА ПОПУЛЯЦІЇ *NANNOSPALAX LEUCODON* (NORDMAN, 1840) НА ПІВДНІ УКРАЇНИ: КОРМОВИЙ ТА ЕДАФІЧНИЙ АСПЕКТИ

Пасічник С.В.¹, Лисенко Г.М.¹, Федун О.М.², Ковган Я.О.³

¹Ніжинський державний університет імені Миколи Гоголя
вул. Графська, 2, 16600, м. Ніжин, Чернігівська область

²Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т.Г. Шевченка
вул. Гетьмана Полуботка, 53, 14013, м. Чернігів

³ТОВ «MCL ecology»
вул. Січових Стрільців, 77, 04053, м. Київ

svpas1964@gmail.com, lysenkoukr@gmail.com, ficedula.f@gmail.com, y.kovgan@mcl.kiev.ua

Проаналізовано стан популяції понтичного, або білозубого сліпака *Nannospalax leucodon* (Nordman, 1840) на окремих територіях Овідіопольського району Одеської області (лісосмуги в околицях населених пунктів Лібенталь, Овідіополь та Роксолани). Знайдено та досліджено ділянки, де зафіксована активна риуча діяльність представників цього виду. Встановлено різний рівень активності цих тварин в різні періоди року (весна, літо, осінь). Вивчено характер ґрунтів, де встановлено активність сліпаків. Оцінено активність сліпаків залежно від характеру та складу ґрунтів. Визначено приблизну щільність сліпаків на різних ділянках в залежності від структури ґрунтів та наявності кормової бази. Вивчено та визначено рослини, що вживалися білозубим сліпаком на різних ділянках територій, що були досліджені. Встановлено видовий спектр рослин, що входять до складу кормової бази білозубого сліпака. Вивчено кормову базу даного виду, в основу якої входять представники родин *ASTERACEAE* (*COMPOSITAE*), *FABACEAE*, *APIACEAE* (*UMBELLIFERAE*) та *ROSACEAE*. Також з'ясовано, що за потреби понтичний сліпак може включати до свого раціону деякі культурні рослини, такі як *Brassica napus* L., *Helianthus annuus* L., *Triticum durum* Desf. Зроблено порівняльний аналіз одержаних результатів з літературними даними за попередні роки. Наприклад, з'ясовано практично повністю відсутність в раціоні таких рослин, як представники родини *Amaryllidaceae*, хоча саме ці рослини частіше всього згадуються як основні кормові об'єкти в раціоні білозубого сліпака. Визначено характер ґрунтів, які даний вид обирає для своєї риучої діяльності: переважно південні малогумусні чорноземи та зрідка суглинки. Також з'ясовано важливе значення лісосмуг для формування та збереження популяції даного виду, що занесений до Червоної книги України, в південних районах степової природно-кліматичної зони. Оцінено майбутні перспективи стану популяції білозубого сліпака в найближчі роки на півдні степової зони України. *Ключові слова:* *Nannospalax leucodon*, розповсюдження, кормові рослини, ґрунти.

Spatial structure of the population of *Nannospalax leucodon* (Nordman, 1840) in Southern Ukraine: feed and edaphic aspects. Pasichnyk S., Lysenko H., Fedun O., Kovhan Ya.

An analysis of the population of the lesser mole-rat *Nannospalax leucodon* (Nordman, 1840) on the territory of the Ovidiopol'sky district of the Odessa region (forest belts in the vicinity of the settlements of Libenthal, Ovidiopol and Roksolany) was made. Areas where active digging activity of representatives of this species was recorded and investigated. Different levels of activity of these animals at different times of the year (spring, summer and autumn) have been established. The structure of soils with increased activity of lesser mole-rat has been studied. The activity of mole-rat was assessed depending on the structure and composition of soils. The approximate density of mole-rat in different areas depending on the soil structure and the presence of forage objects were determined. Plants used by the white-toothed mole-rat in different parts of the researched territories were studied and determined. The species spectrum of plants, which is included in the forage resources of the lesser mole-rat has been established. The fodder base of this species, which include the representatives of the *ASTERACEAE* (*COMPOSITAE*), *FABACEAE*, *APIACEAE* (*UMBELLIFERAE*) and *ROSACEAE* families, is investigated. It is also determined that the lesser mole-rat, if necessary, includes in his diet agricultural plants such as *Brassica napus* L., *Helianthus annuus* L., *Triticum durum* Desf. A comparative analysis of the obtained results with the literature data for previous years is made. For example, objects such as plants of the *Amaryllidaceae* family have been found to be almost completely absent from the diet, although these plants are most often mentioned as the main food items in the diet of the white-toothed mole-rat. The structure of the soils that this species chooses for its digging activity is determined: mainly southern low-humus chernozems and occasionally loams. The importance of forest belts for the formation and preservation of populations of this species, which is listed in the Red Book of Ukraine, in the southern regions of the steppe natural and climatic zone has also been clarified. The future prospects of the population of the white-toothed mole-rat *Nannospalax leucodon* in the coming years in the south of the steppe zone of Ukraine are estimated. *Key words:* *Nannospalax leucodon*, distribution, fodder plants, soils.

Постановка проблеми. Сліпак білозубий, або понтичний – *Nannospalax leucodon* (Nordman, 1840) [1; 2], що належить до родини Сліпакові (*Spalacidae*), є типовим представником теріофауни південно-західних територій України. З 7 видів цього роду, що проживають на території Анатолії та Близького

сходу, він є єдиним представником роду *Nannospalax*, частина ареалу якого охоплює територію України. Загалом же ареал *Nannospalax leucodon* достатньо великий і охоплює Балкани (Сербія, Боснія і Герцеговина, Північна Македонія, Чорногорія, Албанія, північ Греції разом з о. Самотракі),

а також Угорщину, Молдову, Румунію та Туреччину. В Україні його область розповсюдження обмежується Одеською (територія на лівому березі Дністра) та Миколаївською (південно-західна частина) областями та північню Буковини (межириччя Прута і Дністра). Цей вид занесений до всіх видань Червоної книги України (далі ЧКУ), у тому числі і до останнього (2009 р.) [6; 7; 8] у статусі «недостатньо відомий». З інформаційної статті, розміщеної в останньому виданні ЧКУ, вказується на загальну тенденцію до скорочення чисельності популяції цього гризуна на територіях його мешкання, хоча водночас звертається увага і на певну стабілізацію чисельності, а також навіть на її зростання у локальних частинах ареалу, на деяких ділянках, можливо, на присадибних ділянках та городах, де він вважається місцевими жителями без сумніву шкідником. У Червоному списку МСОП досліджуваний вид віднесений до категорії «недостатньо даних». Отже, стан популяції та подальші тенденції її розвитку саме білозубого сліпака, на відміну від інших представників родини (*Spalacidae*), є найменш дослідженим. Наразі слід зазначити, що цей вид спеціально не охороняється у жодному заповіднику України.

Актуальність дослідження. Враховуючи недостатність даних про сучасний стан популяції білозубого сліпака, слід вказати і на відсутність повноцінної інформації щодо кормової бази цієї тварини. Адже саме наявність харчових ресурсів є одним з основних лімітуючих чинників, які впливають як на просторовий розподіл, так і на чисельність представників цього виду. Звісно, у літературі зустрічаються дані щодо видового складу рослин, які входять до кормової бази білозубого сліпака [4; 7; 12]. Втім, найчастіше вказується лише приблизна чисельність кормових видів, або ж звертається увага на окремі види рослин, які є основними у кормовому раціоні. Так, у більшості літературних джерел це представники родини Амарилісові (*Amaryllidaceae*) [3], тоді як інші дослідники [6] надають дані про перевагу у раціоні *Nannospalax leucodon* представників інших родин, наприклад, складноцвітих (*Compositae*), бобових (*Fabaceae*) або тонконогових (*Poaceae*).

Разом із цим навіть ці дані в більшості є застарілими. На сьогодні у флорі України з'явилося багато видів-інтродуцентів, як дикорослих, так і культурних, які потенційно могли увійти до кормового раціону даного виду сліпака. Крім того, у межах української частини ареалу досліджуваного виду стрімко скорочується площа цілинних степових ділянок, які є природною стацією мешкання та де його щільність традиційно була найвищою. Детальне вивчення його кормової бази дозволило б зрозуміти подальші тенденції просторового розподілу цієї тварини.

Особливо важливими є дослідження, пов'язані зі станом популяції тварин, що занесені до Червоної книги України. Білозубий сліпак є одним із таких видів.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, яким присвячується означена стаття. Як було зазначено вище, існують суттєві прогалини в дослідженнях кормової бази білозубого сліпака. До цього часу в наявних літературних джерелах відсутній достатньо повний репрезентативний список рослин, які є необхідною умовою існування досліджуваного виду як консумента першого порядку. Динамічні тенденції розвитку сучасної флори (як аборигенної, так і інтродукованої) півдня України прямо впливають на просторовий розподіл представників *Nannospalax leucodon* у межах частини популяції, що мешкає на південному заході Одеської області (Овідіопольський район).

Новизна. Проведено дослідження та аналіз видового складу рослин, які входять до кормової бази сліпака білозубого в Овідіопольському районі, а також залежність від характеру ґрунтів при розселенні цього виду на даній території.

Мета роботи – встановити видовий склад кормових рослин сліпака білозубого в Овідіопольському районі та оцінити сучасний стан популяції цього виду з метою проведення подальшого моніторингу та характеру ґрунтового покриву в місцях поселень сліпака.

Матеріал і методи дослідження. Польовий матеріал для даної статті було отримано на території Овідіопольського району Одеської області. Дослідження велися на кількох ділянках на схід від с. Роксолани та на південний схід і на північ від с. Лібенталь в липні та жовтні 2019 р., а також у кінці квітня, травні, червні, липні і жовтні 2020 р. (рис. 1).

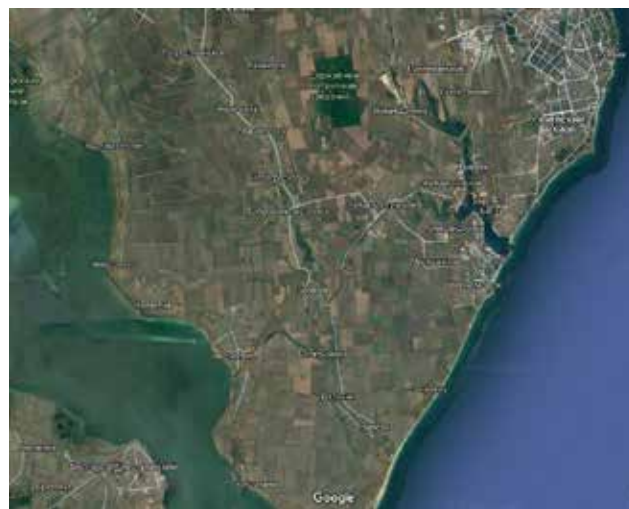


Рис. 1. Карта польового матеріалу

У проведених дослідженнях був використаний маршрутний метод обліку на стрічковій трансекції шириною 10-30 м та необмеженої довжини. Визначалася чисельність сліпака понтійського, його кормові об'єкти та особливості річкової активності. Під час пошуку нір білозубих сліпаків ми звертали увагу на присутність свіжих викидів землі. Пошуки

проводилися як на цілинних ділянках, на схилах балок та в межах лісосмуг, так і на полях озимої пшениці, озимого ріпаку та соняшника. Оскільки цей гризун вживає в їжу переважно підземні частини рослин, підгризаючи їх знизу із своєї нори, то зверху залишається пошкоджена рослина, яка швидко ідентифікується як використана сліпаком. Таку рослину можна вважати кормовою для даної особини. Ми не розривали кормові комори тварин, враховуючи, що вид, занесений до ЧКУ, охороняється законом, і такі дії заборонені.

Місця поселень були закартовані, та проведені розрахунки щільності поселень сліпаків. Площа окремої індивідуальної ділянки нами оцінювалася в 180 м². Далі ми оцінювали щільність сліпаків на площу 1 км². Для кожної індивідуальної ділянки визначалася геолокація і заносилася на карту.

Рослини, що входили до раціону гризунів досліджуваного виду, визначалися за [3]. Латинські назви видів рослин подані за С.К. Черепановим [11].

Обліки тварин проводили методом підрахунку нір, особливо зверталася увага на свіжі викиди землі.

Виклад основного матеріалу. Овідіопольський район розміщений у степовій зоні півдня України. Для досліджених ділянок характерні середньоглибокі та малоглибокі південні малогумусні та слабогумусовані чорноземи. Такі ґрунти є сприйнятливими для заселення їх білозубим сліпаком. Цей вид, як відомо, не схильний до далеких переміщень, і навіть молоді особини розселяються на невеликі відстані від нори материнської особини. Будучи високоспеціалізованим землерієм, сліпак риє нори у пошуках кормових рослин на відстань до 200 м згідно з літературними даними [5; 6; 12]. Нами особисто були встановлені ходи довжиною 180 м. Ці ходи зазвичай проходять на глибині 20-30 см, але часто піднімаються і вище для захоплення підземних частин рослини, що обрана як кормова. Викиди землі бувають різних розмірів, але частіше 15-25 см у діаметрі і стільки ж у висоту. Як правило, там, де розміщені кормові камери, викиди землі мають помітно більші розміри. Саме кормові камери, число яких може бути навіть більше 10, розміщуються за різними даними на глибині від 10 до 70 см і більше.

Корма для заготівлі тварини починають збирати з кінця серпня і до глибокої осені, до початку промерзання ґрунту. У теплі зими активність добування корму, а отже, і риюча діяльність їх не знижується. Загальна вага кормів у запасах однієї особини може перевищувати 15 кг. Гніздову камеру білозубі сліпаки влаштовують достатньо глибоко, на глибині не менше 1 м, а частіше значно глибше – до 3 м і більше. Активними ці тварини залишаються впродовж всього року. Але взимку, особливо під час значного зниження температури, їхня активність значно знижується [5; 6]. Особисті спостереження свідчать про те, що найбільш активно сліпаки риють саме восени, хоча весною та на початку літа їхня риюча діяльність також достатньо активна, але це пояснюється ско-

ріше за все діяльністю молодих особин, які займають нові ділянки. Найбільша кількість земляних викидів за добу, що була нами зафіксована саме восени, – 10.

Розмножуються білозубі сліпаки навесні. У середині квітня народжуються малята в кількості від 2 до 4, які починають вести самостійне життя у травні, залишаючи нору материнської особини. Саме у травні нами спостерігалися сліди молодих особин на піску, що розбігалися в пошуках власної ділянки. Починаючи з червня загальна кількість викидів землі помітно збільшується за рахунок активності молодих особин, які починають активно освоювати свої власні ділянки. Щодо добової активності, то тут пік її приходить на ранкові та вечірні часи [5; 6].

Заселення сліпаком певних ділянок зумовлюється рядом факторів: видовим складом рослинності, характером ґрунту, рельєфом тощо. Крім кормової бази, яка є без сумніву визначальною, на вибір місця проживання сліпака досить сильно впливає гранулометричний склад ґрунту. Так, на чорноземних ґрунтах щільність сліпаків, як правило, висока, в той час як на глинистих ґрунтах кількість тварин різко падає. Це видно по розміщенню викидів землі, які просуваються в глибину суглинків та глинистих ґрунтів на кілька метрів і на цьому припиняються. Тварина таким чином не заглиблюється далі, намагаючись уникати таких ґрунтів. Слід відмітити, що на суглинках нами були зафіксовані викиди сліпаків, але їх щільність тут завжди була дуже низькою (0,1 – 0,5 екз/га), тоді як на щільних глинистих ґрунтах сліди активності білозубого сліпака були відсутні [5]. Але головним фактором, що визначає присутність та щільність сліпаків на тій чи іншій території, є, без сумніву, присутність тут рослин, які використовуються сліпаками як кормові. Саме на видовий склад рослин і була спрямована наша основна увага під час проведення досліджень.

Згідно з літературними даними сліпак білозубий живиться в основному соковитими підземними частинами різних диких і культурних рослин, іноді навіть завдаючи шкоди сільському господарству. Зрідка поїдає він і зелені частини рослин. На полі озимої пшениці (*Triticum durum* Desf.) ми помічали, як тварина втягує в нору цілу рослину. Так, зтягує він і конюшину (*Trifolium* L.), де потім поїдає свіже листя, яке також входить до його раціону харчування. Відомо також, що об'єктами харчування цього виду сліпака є корені багаторічних трав, молоді робінії (*Robinia pseudoacacia* L.), цибулини цибулі (*Allium cepa* L.) та часнику (*Allium sativum* L.), бульби чини (*Lathyrus* L.), бульби картоплі (*Solanum tuberosum* L.), коренеплоди буряка (*Beta vulgaris* L.) та моркви (*Daucus* L.) тощо [5; 6; 12].

Довжина коренів, що добуває сліпак, коливається в діапазоні від 5 до 20 см. Також помічено, що сліпаки поїдають значну кількість видів рослин, але різновидність рослин, що вживає одна окрема особина, доволі невелика. Це може пояснюватися як індивіду-

альними уподобаннями, так і обмеженістю видового складу кормових рослин на окремих індивідуальних ділянках тварин, що нами досліджувалися.

Місця знахідок нір сліпака прив'язані до лісосмуг. Навіть кормові ходи, що заходили в поля, також прив'язані до індивідуальних ділянок, що розміщені на території лісосмуг (рис. 2).



Рис. 2. Розташування нір сліпака (латина) на досліджуваних ділянках на пд від м. Овідіополь (риюча активність сліпака)

Найбільша щільність, як це показано на карті, спостерігається в південній частині дослідженої території. Лінія лісосмуги, що йде по периметру самої південної ділянки, є місцем проживання 23 тварин на площі 4,5 км². Видовий склад деревних та чагарникових видів рослин, що зростають у цій лісосмузі типовий для даної зони: *Robinia pseudoacacia* L., *Gleditsia tricanthos* L., *Cerasus mahaleb* (L.) Mill., *Juglans regia* L., *Quercus robur* L., *Crataegus fallacina* Klok., *Acer negundo* L., *A. platanoides*, *A. tataricum*, *Rosa caryophyllacea* Bess. та *R. canina* L., *Armeniaca vulgaris* L., *Ulmus* sp., *Fraxinus excelsior* L., *Malus domestica* Borkh., які формують різноманітні фітокомбінації. Трав'яниста рослинність представлена складним комплексом видів аборигенної флори (*Falcaria vulgaris* Bernh., *Vicia angustifolia* Reichard, *Scorsonera mollis* Bieb., *Senecio vernalis* Waldst. et Kit., *Daucus carota* L., *Echium vulgare* L., *Cichorium intybus* L., *Euphorbia stepposa* Zoz, *E. sequieriana* Neck., *Seseli campestre* Bess., *Potentilla argentea* L., *Hypericum perforatum* L., *Plantago lanceolata* L., *P. media* L., *Achillea setacea* Waldst. et Kit., *A. submillefolium* Klok. et Krytzka, *Carlina biebersteinii* Bernh. ex Hornem., *Medicago sativa* L., *Trifolium repens* L., тощо) та сегетальних і рудеральних бур'янів (*Cirsium setosum* (Willd.) Bess., *Carduus acanthoides* L., *C. thoermeri* Weinm., *Onopordum acanthium* L., *Chenopodium album* L., *Descurania sophia* (L.) Webb et Prantl, *Urtica dioica* L., *Cardaria draba* (L.) Desv., *Artemisia absinthium* L., *A. vulgaris* L., *Lactuca serriola* Torner., *Cynoglossum officinale* L., *Berteroa incana* (L.) DC., *Capsella*

bursa-pastoris (L.) Medik., *Equisetum arvense* L. та ін.). Ґрунти представлені типовими південними чорноземами.

Переважну більшість наведених вище трав'янистих видів рослини сліпаки використовують як кормові. Більшість земляних викидів зафіксовано у лісосмугах, лише деякі заходили на сільськогосподарські вгіддя, що розміщувалися по обидва боки від них.

Як видно з рис 2., шість нір нами зафіксовано у крайній східній лісосмузі, ширина якої коливається у значних межах від 8 до 15 м. Вона сформована в основному з *Gleditsia tricanthos*, *Robinia pseudoacacia* та *Crataegus fallacina*. Зрідка трапляється *Fraxinus excelsior* та *Juglans regia*. Подекуди зустрічаються щільні зарості *Rosa caryophyllacea* та *R. canina*. Тут ґрунт також достатньо розпушений.

На захід від даної лісосмуги розташоване поле з посівами *Helianthus annuus* L. Деякі індивідуальні ходи сліпаків заходять на це поле на відстань до 30 м (рис. 3). Враховуючи той факт, що на цьому полі практично нічого, крім основної культури, не росте, можна вважати, що корінь цієї рослини сліпаки використовують як кормовий об'єкт.

Рухаючись на захід, ми проінспектували наступні три лісосмуги, але слідів життєдіяльності сліпаків не знайшли. Аналіз ґрунтових відмін вказує на те, що вони є щільними і глинистими. Це пояснює, чому тварини уникали цих лісосмуг, незважаючи на присутність в них потенційних кормових рослин. У крайній західній лісосмузі було знайдено три нори. Активність сліпаків тут була достатньо високою впродовж всього періоду досліджень. Кожного дня ми фіксували 4-5 нових земляних викидів на кожній індивідуальній ділянці. Ці викиди зосереджувалися у самій лісосмузі, але деякі кормові ходи заходили на сільгоспугіддя з посівами *Brassica napus* L., вздовж яких проходила дана лісосмуга. Особливо активно сліпаки рили навесні, коли озимий ріпак йшов в ріст і формував кореневу систему, яку сліпаки активно використовували у їжу.

На дослідженій ділянці № 2, що розташована північніше, посіви пшениці чергувалися із соняшником та з незасіяними землями (чорний пар) (рис. 4).

Флористичний склад цих лісосмуг тут майже такий, як і на ділянках, розміщених південніше – *Gleditsia tricanthos*, *Robinia pseudoacacia*, *Juglans regia*, *Armeniaca vulgaris*, *Ulmus laevis* Pall., *Quercus borealis* Michx., *Acer platanoides*, *A. tataricum*, *Fraxinus excelsior*. Загалом тут зафіксовано 22 індивідуальні ділянки білозубих сліпаків. Ґрунти в цілому достатньо розпушені, кормова база також достатньо повна, але щільність невисока.

Деякі лісосмуги, як видно з карти, зовсім незаселені. Це можна пояснити підвищеним антропогенним впливом на тварин. На цій ділянці кормові ходи також заходили на 25-30 м в поля озимих ріпака та пшениці, а також в поля, що не оралися останній рік і були зарослі *Artemisia absinthium*, *Cardaria*



Рис. 3. Викиди землі білозубим сліпаком на полі озимого ріпака



Рис. 4. Ділянка № 2



Рис. 5. Ділянка № 3

draba, *Lactuca serriola* Torner., *Berteroa incana*, *Capsella bursa-pastoris*, *Equisetum arvense*, *Ambrosia artemisifolia* L., *Erigeron canadensis* L., *Convolvulus arvensis* L. тощо. Усі ці рослини сліпаки також включають у свій раціон. Очевидно, що в проміжках між оранками тварини інтенсивно проникають на поля, прокладаючи свої кормові ходи, а під час оранки повертаються до лісосмуг.

На дослідженій ділянці № 3 (рис. 5) нами знайдено 9 індивідуальних ділянок білозубого сліпака.

Серед деревних порід тут поширені *Fraxinus excelsior*, *Gleditsia tricanthos*, *Robinia pseudoacacia*, *Acer tataricum*. Серед трав'янистої рослинності зафіксовані: *Poa angustifolia* L., *Euphorbia stepposa*, *Seseli campestre*, *Falcaria vulgaris*, *Taraxacum officinale*, *Senecio vernalis*, *Artemisia absinthium*, *Salvia aethiopsis*, *Berteroa incana*, *Potentilla argentea*, *Capsella bursa-pastoris*, *Cichorium intybus*, *Plantago lanceolata*, *Daucus carota*. Усі ці рослини входять

до кормової бази місцевої локальної популяції білозубих сліпаків.

На ділянці № 4 (рис. 6) нами зафіксовано 11 нир сліпаків.

Як і на інших ділянках, тут також нами визначений перелік традиційних для даної зони деревних та трав'янистих рослин. У цілому в околицях с. Лібенталь ґрунти представлені достатньо розпушеними степовими чорноземами.

Цікаву картину ми спостерігали на території кургану (одна з небагатьох нерозорених ділянок, де збережена зональна природна рослинність, притаманна для даної природно-кліматичної зони. Флористичний склад рослинності кургану дуже різноманітний. Нами зафіксовано: *Elytrigia repens* (L.) Nevski, *E. intermedia* (Host) Nevski, *Poa*



Рис. 6. Ділянка № 4

angustifolia, *P. compressa* L., *Bromus mollis* L., місцями – *Festuca valesiaca* Gaudin, *F. rupicola* Heuff., *Carlina biebersteinii*, *Eryngium planum* L., *Medicago* sp., *Trifolium repens*, *Hypericum perforatum*, *Achillea setacea*, *Potentilla argentea* та ін.



Рис. 7. Картографія території кургану

Тут поширені види рослин, занесені до Червоної книги України, – *Stipa lessingiana* Trin. et Rupr. та *S. capillata* L., які до того ж формують ковилові угруповання, занесені до Зеленої книги України. До складу ковильників входить ціла низка типових степових видів, які підлягають регіональній охороні – *Ornithogalum fischeranum* Krasch., *Adonis wolgensis* Stev., *A. annua* L., *Linum austriacum* L., *Linaria genistifolia* (L.) Mill., *Crinitaria villosa* (L.) Grossh. та ін. Ці рослини є представниками степової флори півдня України і, як встановлено нами, входять в раціон місцевих особин сліпаків.

Курган має приблизний діаметр 40-50 м, його площа складає 0,12-0,15 га. Навесні, в основному по периметру кургану, було зафіксовано 10 індивідуальних нір гризунів. Але у липні чисельність особин на цій відносно невеликій ділянці значно скоротилася, адже свіжі викиди ґрунту нами були виявлені лише на двох індивідуальних ділянках. Отже, влітку

кормова база помітно скоротилася, що відбилося і на чисельності місцевої мікропопуляції білозубого сліпака. Ті особини, що були активними на цій ділянці в другий половині літа, прорили довгі кормові ходи в поле озимої пшениці, що оточувало курган. Один із таких ходів простягнувся на довжину більш ніж на 100 м від кургану. Це означає, що в раціоні цієї особини була лише тільки одна пшениця, оскільки інших рослин в її посадках не було.

Цікаві спостереження риючої діяльності сліпака ми спостерігали поблизу водойми, яка має штучне походження: вода постачається в нього із свердловини (рис. 8). Мілководдя та подекуди схили земляної дамби навколо водойми повністю зарослі *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. Серед злаків та осок, поширених на схилах дамби, домінують: *Elytrigia intermedia*, *E.repens*, *Poa angustifolia* L., місцями *Festuca valesiaca* Gaudin, *F. rupicola* Heuff. та *Carex praecox* Schreb. Серед різнотрав'я відмічено: *Taraxacum officinale*, *Senecio vernalis*, *Artemisia absinthium*, *Polygonum aviculare*, *Salvia aethiopis*, *Berteroa incana*, *Potentilla argentea*, *Capsella bursa-pastoris*, *Cardaria draba*, *Cirsium arvense*, *Carduus acanthoides*, *Euphorbia stepposa*, *Cichorium intybus*, *Trifolium repens*, *Carduus acanthoides*, *Hypericum perforatum*, *Plantago lanceolata*, *Plantago media*, *Achillea setacea*, *Echium vulgare*, *Daucus carota*, *Lactuca serriola*, *Galium aparine*, *Equisetum arvense*, *Chenopodium album*.



Рис. 8. Картографія території водойми

На берегах цього озера нами було знайдено 12 індивідуальних нір сліпаків, що зосередилися на площі менше 0,5 га.

Слід зазначити, що деякі ходи були прокладені виключно в заростях очерету (рис. 9), отже, раціон цих тварин складався тільки з кореневищ цієї рослини. Зволожені ґрунти також вочевидь сприяють риючій діяльності сліпаків, тому тут в різні місяці року завжди була помітна їхня активна риюча діяльність. У 50 метрах від озера розміщений сад карликових яблунь, де нами було зафіксовано поселення сліпаків із щільністю (10-12 особин на га) (рис. 10).



Рис. 9. Викиди в очереті



Рис. 10. Викиди в саду

В основі кормової бази було зафіксовано *Taraxacum officinale*.

Висновки.

1. У результаті проведених нами досліджень було встановлено видовий спектр рослин, що входять до складу кормової бази білозубого сліпака. В основі раціону переважають представники родин ASTERACEAE (COMPOSITAE), FABACEAE, APIACEAE (UMBELLIFERAE) та ROSACEAE.

2. Доведено, що серед сільськогосподарських вгідь, що репрезентують агроландшафти південної частини Одеської області, представники *Nannospalax leucodon* переходять на харчування домінуючими

сільгоспкультурами (*Brassica napus* L., *Helianthus annuus* L., *Triticum durum* Desf.).

3. Білозубий сліпак обирає для своєї риючої діяльності ґрунти: переважно південні малогумусні чорноземи та зрідка суглинки, де його щільність на досліджених ділянках Овідіопольського району в середньому коливається від 2-3 особин на га на глинистих ґрунтах до 10-12 на чорноземах.

4. Наявність широкої та розгалуженої системи лісосмуг у староосвоєних регіонах півдня України призводить до концентрації сліпака білозубого в їх межах та сприяє формуванню та збереженню популяції даного виду.

Література

1. Коробченко М., Загороднюк І. Таксономія та рівні диференціації сліпаків (Spalacidae) фауни України і суміжних країн. *Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Біологія*. 2009. Вип. 26. С. 13–26.
2. Коробченко М.А., Загороднюк І.В. Назви сліпаків (Spalacidae) фауни України: наукові й українські. Проблеми вивчення й охорони тваринного світу у природних і антропогенних екосистемах: Матеріали Міжнар. наук. конф., присвяченої 50-річчю з часу опублікування регіонального зведення «Животный мир Советской Буковины» (м. Чернівці, 13 листопада 2009 р.) / За ред. І.В. Скільського та Н.А. Смірнова. Чернівці : ДрукАрт, 2010. С. 229–238.
3. Определитель высших растений Украины / Доброчаева Д.Н., Котов М.И., Прокудин Е.М. и др. Киев : Наук. думка, 1987. 548 с.
4. Решетник Е.Г. Матеріали до вивчення систематики, географічного поширення та екології сліпаків (Spalacinae) УРСР. *Збірник праць Зоолог. музею*. Київ, 1941. № 24. С. 23–95.
5. Самарський С.Л. Матеріали до екології малого сліпака (*Spalax leucodon* Nordm.). *Республіканський міжвідомчий збірник «Наземні хребетні України», серія «Проблеми зоології»*. Київ : Наук. думка, 1965. С. 29–34.
6. Топачевский В.А. Слепшовые (Spalacidae). Ленинград : Наука, 1969. 248 с. (Фауна СССР. Т. 3. Млекопитающие. Вып. 3).
7. Филипчук Н.С., Янголенко Е.И. Современное распространение, численность и особенности экологии белозубого слепыша на Украине. *Вестник зоологии*. 1986. № 1. С. 55–59.
8. Червона книга Української РСР. Київ : Наукова думка, 1980. 504 с.
9. Червона книга України. Тваринний світ / за ред. М.М. Щербака. Київ : Українська енциклопедія, 1994. 464 с.
10. Червона книга України. Тваринний світ / за ред. І.А. Акімова. Київ : Глобалконсалтинг, 2009. 600 с.
11. Черепанов С.К. Свод дополнений и изменений к «Флоре СССР» (т. 1–30). Ленинград : Наука, 1973. 668 с.
12. Янголенко Е.И. Экология слепышей рода *Spalax* и их хозяйственное значение на Буковине : автореф. дис. канд. биол. наук. Львов, 1965. 20 с.

СИСТЕМАТИЗАЦІЯ НАУКОВИХ ДОСЛІДЖЕНЬ ДНІПРОВСЬКИХ ОСТРОВІВ У МЕЖАХ МІСТА КИЄВА

Пожарська А.-О.Ю.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка
пр. акад. Глушкова, 2, 02017, м. Київ
pozarska1@ukr.net

У статті розглянуто наукові дослідження, присвячені островам річки Дніпро в межах міста Києва. Київські острови на Дніпрі відіграють важливу роль у житті міста, тому їм присвячено значну кількість наукових робіт із різних дисциплін. Більшість науковців, чії статті мають стосунок до цієї тематики, у своїх роботах демонструють недостатню обізнаність із питання попередніх досліджень цієї теми. Метою статті є проаналізувати та систематизувати наявні наукові дослідження, присвячені київським островам на Дніпрі. Роботу виконано шляхом аналізу відкритих джерел (GoogleScholar, JSTOR Academia, ResearchGate, Semantic Scholar, CyberLeninka, Web of Science, Scopus тощо) на наявність дисертацій, наукових статей та монографій з вивчення дніпровських островів Києва та їх подальшого наукового осмислення. В результаті аналізу було виявлено, що, по-перше, острови Труханів та Гідропарк є найбільше і найширше дослідженими з-поміж інших островів Дніпра в межах Києва. Найбільше уваги вивченню цих островів приділяли екологи, ландшафтознавці та архітектори. По-друге, найгрунтовнішими дослідниками дніпровських островів Києва є Г. Цуканова та І. Парнікоза (біологічний та екологічний напрямки). По-третє, дослідження островів як самостійного об'єкта є більш природничим, а вивчення островів як складової частини Києва – ландшафтно-планувальним. По-четверте, глибина та повнота досліджень залежить від об'єкту вивчення. Наукова новизна статті полягає в тому, що вперше було проаналізовано та систематизовано дослідження островів річки Дніпро в межах міста Києва з погляду різних дисциплін. Практичним значенням статті є виявлення сучасних наукових робіт із вивчення дніпровських островів у місті Києві, що може бути корисним у майбутніх дослідженнях учених під час написання їхніх наукових робіт. *Ключові слова:* наукові дослідження, річкові острови, дніпровські острови в межах Києва.

The scientific research systematization of the Dnipro river islands within the Kyiv city. Pozharska A.-O.

The article analyses the Kyiv city Dnipro river islands' research. These islands interest the scientists because of their significant role in the city life. The islands are the green zone within the territory of Kyiv. The researcher's papers do not contain the thorough information about the preceding exploration. **The article aims** to analyze and systematize the Kyiv city Dnipro river islands' investigation. **The research methodology.** The research is based on the open data sources (Academia, ResearchGate, GoogleScholar, JSTOR, Semantic Scholar, CyberLeninka, Web of Science, Scopus, etc.). The article analyzes the correspondent scientific articles, monographs and doctor of philosophy's theses. **Results.** The article systematizes the scientific works by the object, subject, granularity and authorship. The objects of the study are the different islands from the Kyiv city archipelago. The paper reveals that the most explored are the Trukhaniv and Venetsianskij (Hydropark) islands. The subjects of the study are the different study fields. The islands are revealed to be examined by the ecological, landscape and architectural research the most; by the geomorphological, remote sensing and soil research at least. The granularity divides the papers on the Kyiv city Dnipro river islands' case study and the islands-as-the-part-of-more-general-object's case study (the part of the Kyiv city's or the Dnipro river's case study). The most explored are the islands as the part of the Kyiv city, the less explores – as the part of the Dnipro river. The authorship of the papers finds out that the most of the authors do not examine the area of the Kyiv city Dnipro river islands again. The most expert scientists of the area are H. Tsukanova and I. Parnikoza. Combining these criteria the author concludes that the islands' case study is nature oriented while the islands-as-the-part-of-the-Kyiv's case study is architecture planning oriented. The islands' case study covers the higher islands variety compared to the islands-as-the-part-of-the-Kyiv's case study. The Trukhaniv and the Venetsianskij (Hydropark) islands are the most explored by the recreational and architectural research, Dolobetskij island – by the biological research, and the islands as the single object – by the landscape research. **Novelty.** The paper is the first attempt to summarize the Kyiv city Dnipro river islands' study. **The practical significance.** The article can contribute to the prospective Kyiv city Dnipro river islands' research. The paper observes the explored issues and reveals the unexplored one. *Key words:* scientific research, river islands, Dnipro river islands within the Kyiv city.

Постановка проблеми. Острови річки Дніпро в межах міста Києва викликають цікавість науковців як осередки природи посеред урбанізованої території. Дані острови є об'єктом досліджень вчених з точки зору різних дисциплін і наукових напрямків. Але, вивчаючи їхні роботи, можна помітити, що більшість авторів вказує незначну кількість попередніх публікацій з даної теми.

Актуальність дослідження. Острови річки Дніпро фактично знаходяться в центрі міста Києва. Вони відчувають значний антропогенний тиск: через

них проходять транспортні магістралі, на них впливають викиди і скиди промислових підприємств, комунальних господарств і транспорту, а відпочивальники створюють рекреаційне навантаження. Через своє розташування дані острови викликають закономірний інтерес забудовників, хоча природна нестійкість піщаної підстилаючої поверхні унеможливує безпечну забудову островів. Екологи закликають до збереження екосистем островів через унікальні види флори і фауни. Водночас функціонування столиці вимагає розвитку транспортної інфра-

структури, будівельної галузі та промисловості, що неодмінно веде до погіршення екологічної ситуації. Розв'язання усіх означених проблем та досягнення компромісу між економічним розвитком та збереженням природи потребує фахової думки науковців різних напрямків.

Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями. Для подальшого вивчення Дніпровських островів у Києві спочатку варто узагальнити попередні дослідження з цієї теми. Так вдасться скористатися найбільш вдалими ідеями попередників і сконцентрувати зусилля на розв'язанні ще не вирішених завдань.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Внаслідок пошуку у відкритих джерелах не було знайдено робіт, присвячених саме вивченню наукових публікацій стосовно київських островів на Дніпрі. Як було зазначено вище, автори, які досліджують Дніпровські острови на території Києва, приділяють мало уваги минулим публікаціям з цієї теми. Винятком є монографія І. Парнікози [1], в якій в списку літератури вказано не лише наукові, а й публіцистичні джерела. Проте дана робота не мала на меті аналізу цих джерел, крім того, після її публікації з'явилися нові дослідження.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Внаслідок відсутності повної картини попередніх досліджень островів річки Дніпро в межах Києва наукове знання з цієї теми є неупорядкованим і фрагментарним. Авторів, дослідження яких присвячено київським островам на Дніпрі, не систематизували попередній досвід, їхні відомості про попередні дослідження островів охоплюють не всі сфери. У роботах найчастіше наводяться приклади дослідження островів лише з певного наукового напрямку і рідко згадуються інші наукові дисципліни (наприклад, географічні дослідження з ландшафтного планування не корелюються з подібними дослідженнями фахівців з архітектури).

Новизна. Як було зазначено вище, стаття вперше досліджує і систематизує наукові надбання різних дисциплін з вивчення островів річки Дніпро в межах міста Києва.

Методологічне або загальнонаукове значення. Статтю було створено за допомогою загальнонаукових методів аналізу і синтезу, узагальнення і порівняння. Джерелом дослідження стали відкриті дже-

рела (Google Scholar, JSTOR Academia, ResearchGate, Semantic Scholar, CyberLeninka, Web of Science, Scopus).

Виклад основного матеріалу. Дослідження островів річки Дніпро в межах міста Києва можна поділити на три групи:

- 1) дослідження островів як складової частини Києва;
- 2) дослідження островів як складової частини Дніпра;
- 3) дослідження дніпровських островів у Києві як самостійного об'єкта.

Таким чином, у таблиці 1 можна помітити, що більшість наукових робіт на тему островів річки Дніпро у межах Києва, – це дослідження островів як частини Києва, а власне островам як самостійному об'єкту присвячено менше публікацій. Київські острови як складова частина Дніпра є найменш вивченими.

Якщо ж об'єктом дослідження вважати конкретний острів або їх сукупність, то публікації можна розподілити за такими об'єктами:

- 1) о. Труханів;
- 2) о. Гідропарк (Венеціанський);
- 3) о. Долобецький;
- 4) о. Муромець;
- 5) о. Жуків;
- 6) о. Великий;
- 7) інші острови;
- 8) усі острови як єдиний об'єкт.

З таблиці 2 видно, що більшість робіт присвячено островам Труханів і Гідропарк (Венеціанський), дещо менше – острову Долобецький та островам як єдиному об'єкту. Острови Муромець, Жуків, Великий охоплені незначною кількістю публікацій.

Також можна розподілити роботи за науковим напрямком:

- 1) геоморфологічні;
- 2) історичні;
- 3) архітектурні;
- 4) біологічні;
- 5) дослідження ДЗЗ;
- 6) краєзнавчі;
- 7) екологічні;
- 8) ландшафтні;
- 9) ґрунтознавчі;
- 10) туристичні і рекреаційні;
- 11) господарське використання.

Таблиця 1

Групи досліджень островів річки Дніпро в межах Києва

Групи досліджень	Наукові праці
Дослідження дніпровських островів у Києві як самостійного об'єкта	[1; 2; 3; 4; 5; 6; 7; 8; 9; 10]
Дослідження островів як складової частини Києва	[11; 12; 13; 14; 15; 16; 17; 18; 19; 20; 21; 22; 23; 24; 25; 26; 27]
Дослідження островів як складової частини Дніпра	[28]

Таблиця 2

Групи публікацій на тему островів Дніпра в межах Києва за об'єктом дослідження

Назва острова або групи островів	Присвячені островам публікації
О. Труханів	[1; 2; 3; 4; 5; 6; 9; 11; 15; 19; 20; 21; 22; 24; 25; 28]
О. Гідропарк (Венеціанський)	[1; 2; 3; 4; 6; 7; 11; 12; 13; 14; 15; 19; 20; 21; 22; 24; 25; 28]
О. Долобецький	[1; 3; 4; 6; 9; 11; 20; 21; 22; 24]
О. Муромець	[1; 2; 3; 4; 14; 24]
О. Жуків	[1; 2; 3; 4; 8; 12; 14]
О. Великий	[1; 3; 4; 10; 21]
Інші острови	[1; 3; 4; 14]
Усі острови як єдиний об'єкт	[13; 15; 16; 17; 18; 21; 23; 26; 27]

Таблиця 3

Групи публікацій, присвячених островам Дніпра в межах Києва, за науковим напрямом

Науковий напрям	Публікації
Екологічні	[1; 3; 7; 11; 12; 18; 25; 28]
Ландшафтні	[1; 6; 10; 16; 17; 25; 26; 27]
Біологічні	[1; 2; 4; 6; 9; 14; 28]
Архітектурні	[5; 8; 13; 15; 19; 20; 21; 22]
Туристично-рекреаційні	[3; 5; 13; 22; 24]
Господарське використання	[13; 21; 22; 23]
Історичні	[1; 19; 20]
Краєзнавчі	[1; 7]
Ґрунтознавчі	[1; 18]
Дослідження ДЗЗ	[12]
Геоморфологічні	[10]

Таблиця 4

Систематизація наукових робіт за предметом і деталізацією досліджень

Напрямки досліджень	Дослідження островів як складової частини Києва	Дослідження островів як складової частини Дніпра	Дослідження дніпровських островів Києва як самостійного об'єкта
Історичні	[19; 20]		[1]
ДЗЗ	[12]		
Біологічні	[14]	[28]	[1; 2; 4; 6; 9]
Краєзнавчі			[1; 7]
Екологічні	[11; 12; 18; 25]	[28]	[1; 3; 7]
Ґрунтознавчі	[18]		[1]
Ландшафтні	[16; 17; 25; 26; 27]		[1; 6; 10]
Геоморфологічні			[10]
Архітектурні	[13; 15; 19; 20; 21; 22]		[5; 8]
Туристичні і рекреаційні	[13; 24; 22]		[3; 5]
Господарське використання	[13; 21; 22; 23]		

У таблиці 3 можна помітити, що є роботи монотематичні, присвячені лише конкретній галузі знань, та політематичні, які охоплюють кілька галузей. Роботи, які вміщують у собі кілька напрямків досліджень, у таблиці 3 фігурують у всіх задіяних категоріях.

Таким чином, більшість досліджень островів відносяться до екологічного, ландшафтного та архітектурного напрямку, трохи менше є біологічних робіт. Туристично-рекреаційному і господарському спрямуванню присвячена середня кількість робіт.

Найменше публікацій створено у галузях геоморфологічних, ДЗЗ, краєзнавчих і ґрунтознавчих, а також історичних досліджень.

Використовуючи вищезазначені критерії, можна створити подані нижче таблиці.

З таблиці 4 можна зробити висновок, що більшість досліджень островів як самостійного об'єкта має біологічне, менше – екологічне, ландшафтознавче і краєзнавче спрямування. Незначною є кількість робіт геоморфологічного та історичного

напрямку. Не було знайдено досліджень островів як самостійного об'єкта у галузях ДЗЗ та господарського використання.

Вивчення київських островів як частини Дніпра є лише у галузі біології та екології.

У дослідженнях дніпровських островів як частини Києва на першому місці знаходяться архітектурні, на другому – ландшафтні, на третьому – екологічні та господарські дослідження. Найменше дніпровські острови як складову Києва вивчають

у сферах ДЗЗ, біології та ґрунтознавства. Середньою є кількість наукових робіт у галузях екології, історії та туристично-рекреаційній сфері.

Отже, дослідження власне островів як самостійного об'єкта зосереджуються на їхньому природному складнику, а вивчення островів як частини Києва – на можливостях їх використання у міському плануванні.

Таблиця 5 вказує на об'єкти досліджень науковців – авторів наукових робіт із вивчення островів річки Дніпро в межах Києва.

Таблиця 5

Систематизація наукових робіт за об'єктом і авторством досліджень

Назва островів	О. Труханів	О. Муромець	О. Гідропарк (Венеціанський)	О. Долгобецький	О. Жуків	О. Великий	Інші острови	Острови як цілісний об'єкт
Автори								
<i>Роботи, у яких острови на Дніпрі у Києві є основною темою дослідження</i>								
І. Парнікоза	[1]	[1]	[1]	[1]	[1]	[1]	[1]	
Г. Гончар	[2]	[2]	[2]		[2]			
О. Бондар, Р. Шевченко, О. Машков, Д. Пашков	[3]	[3]	[3]	[3]	[3]	[3]	[3]	
Г. Цуканова	[4]	[4]	[4]	[4]	[4]	[4]	[4]	
О. Зінов'єва	[5]							
Ю. Клименко	[6]		[6]	[6]				
О. Дмитрук, Д. Пономаренко			[7]					
Р. Кучер					[8]			
І. Парнікоза, Г. Цуканова	[9]			[9]				
О. Томченко, Л. Мазуркевич, О. Малець						[10]		
<i>Роботи, у яких острови на Дніпрі у Києві є частиною більш широкого дослідження</i>								
М. Радомська, А. Яцьків, О. Колотило	[11]		[11]	[11]				
В. Якимчук, Л. Ліщенко, К. Суханов, А. Порушкевич			[12]		[12]			
Л. Бачинська			[13]					[13]
Т. Багацька		[14]	[14]		[14]		[14]	
В. Вечерський	[15]		[15]					[15]
Я. Дідух, У. Альошкіна								[16]
Н. Барщевська								[17]
С. Бортник, Т. Лаврук, Л. Тимуляк								[18]
Г. Зеленюк	[19]		[19]					
Н. Гальченко	[28]		[28]					
А. Марковський	[20]		[20]	[20]				
Ю. Палеха	[21]		[21]	[21]		[21]		[21]
М. Гусєв	[22]		[22]	[22]				
Б. Дробот, О. Чемакіна								[23]
І. Антоненко	[24]	[24]	[24]	[24]				
О. Савицька	[25]		[25]					
О. Савицька, Н. Корогода								[26]
О. Дмитрук, Ю. Олішевська, С. Дем'яненко, Т. Купач								[27]

З таблиці 5 можна зробити висновок, що більшість науковців мають лише одну роботу, яка присвячена або стосується київських островів на Дніпрі. Винятками є І. Парнікоза (біологічні, екологічні і ландшафтні дослідження), Г. Цуканова (біологічні дослідження) та О. Савицька (ландшафтні і екологічні дослідження).

Роботи, які присвячені лише островам, та роботи, у яких острови є складовою частиною вивчення Києва або Дніпра, відрізняються за об'єктами досліджень: у першому випадку охоплюється найрізноманітніші острови, а у другому – лише острови Венеціанський, Труханів або усі острови як цілісний об'єкт.

Нарешті, можна визначити напрямки досліджень різних островів (табл. 6).

З таблиці 6 видно, що найбільше є біологічних, екологічних, туристично-рекреаційних та архітектурних досліджень островів Труханів та Венеціанський, біологічних – острова Долобецький та ландшафтних – островів як цілісного об'єкта.

Монографія І. Парнікози [1] охоплює природні умови, рослинність та тваринний світ дніпровських островів у Києві. Наголос зроблено на необхідності охорони природи дніпровських островів, автор позиціонує своє дослідження як краєзнавче.

Стаття Г. Гончар [2] вивчає популяції диких бджіл на дніпровських островах.

Стаття О. Бондаря, Р. Шевченка, О. Машкова і Д. Пашкова [3] присвячена екологічному моніторингу дніпровських островів як складової частини регіонального ландшафтного парку «Дніпровські острови».

Дисертація Г. Цуканової [4] розглядає рослинність дніпровських островів з біологічної точки зору.

Стаття О. Зінов'євої [5] присвячена рекреаційному потенціалу київських островів з точки зору планування парків, у роботі наявна схема функціонального використання острова Труханів.

Ю. Клименко [6] аналізує видовий склад рослинності парків на островах Труханів, Долобецький і Гідропарк з наведенням карт рослинності і ландшафтів.

О. Дмитрук і Д. Пономаренко [7] осмислюють створення екостежки на острові Венеціанський та пропонують її маршрут.

Р. Кучер [8] наводить рекомендації щодо функціонального використання острова Жуків у вигляді картосхеми.

У статті І. Парнікози і Г. Цуканової [9] досліджено стан ценопопуляції рідкісної спорової рослини на островах Долобецький і Труханів.

О. Томченко, Л. Мазуркевич, О. Малець [10] у своїй статті вивчають зміну берегової лінії острова Великий; зроблено аналіз змін конфігурації острова, підкреслено негативність антропогенного впливу.

М. Радомська, Яцьків та О. Колотило [11] дніпровські острови згадують побіжно як частину Дніпровського району, але не розглядають детально; стаття оцінює зелені зони Києва.

Таблиця 6

Розподіл робіт за об'єктом і предметом досліджень

Назва островів Галузь знань	О. Труханів	О. Муромець	О. Гідропарк (Венеціанський)	О. Долобецький	О. Жуків	О. Великий	Інші острови	Острови як цілісний об'єкт
Історичні	[1; 19; 20]	[1]	[1; 19; 20]	[1; 20]	[1]	[1]	[1]	
ДЗЗ			[12]		[12]			
Біологічні	[1; 2; 4; 6; 9; 28]	[1; 2; 4; 14]	[1; 2; 4; 6; 14; 28]	[1; 4; 6; 9]	[1; 2; 4; 14]	[1; 4]	[1; 4; 14]	
Краєзнавчі	[1]	[1]	[1]	[1]	[1]	[1]	[1]	
Екологічні	[1; 3; 11; 25; 28]	[1; 3]	[1; 3; 7; 11; 12; 25; 28]	[1; 3; 11]	[1; 3; 12]	[1; 3]	[1; 3]	[18]
Ґрунтознавчі	[1]	[1]	[1]	[1]	[1]	[1]	[1]	[18]
Ландшафтні	[1; 6; 25]	[1]	[1; 6; 25]	[1; 6]	[1]	[1; 10]	[1]	[16; 17; 26; 27]
Геоморфологічні						[10]		
Архітектурні	[5; 15; 19; 20; 21; 22]		[13; 15; 20; 21; 22]	[21; 22]	[8]	[21]		[13; 15; 21]
Туристичні і рекреаційні	[3; 5; 22; 24]	[3; 24]	[3; 13; 22; 24]	[3; 22; 24]	[3]	[3]	[3]	[13]
Господарське використання	[21; 22]		[13; 21; 22]	[21; 22]		[21]		[13; 21; 23]

В. Якимчук, Л. Ліщенко, К. Суханов та А. Порушкевич [12] оцінюють екологічні умови Києва за спектрограмами листя дерев, серед точок спостереження є острови Гідропарк та Жуків.

У статті Л. Бачинської [13] заплава Дніпра (а з нею і острови) у Києві названі зеленим центром міста, наголошується на приділенні їм більшої уваги.

Т. Багацька [14] вивчає вищі судинні рослини Києва, у числі місць зростання неодноразово згадуються й київські острови на Дніпрі.

У статті В. Вечерського [15] острови розглядаються як частина панорами Києва.

У статті Я. Дідуха та У. Альошкіної [16] наведена класифікація екоотопів міста Києва (серед яких є острови) на основі класифікації EUNIS.

Н. Барщевська [17] вивчає ландшафти правобережної заплави Дніпра в Києві, складовою частиною якої розглядає і певні острови.

С. Бортник, Т. Лаврук, Л. Тимуляк [18] у своїй роботі виконують карту ґрунтів Києва, а також дають характеристику їх екологічного стану, територіально охоплюючи і острови.

Г. Зеленюк [19] згадує історію створення парків Києва, зокрема, і парків на островах.

У статті А. Марковського [20] йдеться про історію забудови Києва, згадуються острови Гідропарк, Труханів і Долобецький.

У статті Ю. Палехи [21] вказується ландшафтно-рекреаційна функція островів.

У статті М. Гусєва [22] розглядаються прибережні частини Києва, наголошується на недостатній освоєності і незручності доступу до київських островів.

Б. Дробот та О. Чемакіна [23] вказують на хаотичну забудову київських островів та складність їх транспортної доступності.

У статті І. Антоненко [24] острови згадані як частина зеленої зони Києва.

У дисертації О. Савицької [25] в ході ландшафтно-екологічних досліджень Києва однією з точок дослідження стали Труханів острів та Гідропарк.

Стаття О. Савицької і Н. Корогоди [26] вивчає естетичні ресурси Києва і відносить острови до заплавно-острівного ландшафтно-пейзажного району.

О. Дмитрук, Ю. Олішевська, С. Демяненко та Т. Купач [27] аналізують урболандшафти Києва, серед них – і урболандшафти островів.

Н. Гальченко [28] серед регіональних ландшафтних парків долини Дніпра вказує й РЛП «Дніпровські острови» на території київських островів та дає характеристику цінних видів рослин, що на них зростають.

Головні висновки. Через відсутність ґрунтовних робіт, присвячених власне дослідженню наукової літератури, у якій прямо чи опосередковано вивчаються острови річки Дніпро у межах міста Києва, у даній статті зроблено спробу проаналізувати, систематизувати та узагальнити такі наукові публікації. Роботи з дослідження київських островів на Дніпрі було систематизовано за детальністю, об'єктом і предметом досліджень. Було виявлено, що більшість публікацій досліджує острови недетально, як частину Києва; найчастіше об'єктом досліджень є острови Гідропарк (Венеціанський) та Труханів; найпоширенішими напрямками досліджень є екологічний, ландшафтний та архітектурний. Комбінуючи між собою різні класифікаційні критерії, можна помітити, що, по-перше, дослідження островів як самостійного об'єкта має більш природничий напрям, а вивчення їх як складової частини Києва зосереджено на можливостях їх господарського використання. По-друге, більшість авторів не є постійними дослідниками київських островів на Дніпрі і лише одноразово звертаються до цієї теми. По-третє, у роботах, присвячених власне островам, ширший вибір об'єктів дослідження. Нарешті, дослідження островів Венеціанський та Труханів є найрізноманітнішими за науковими напрямками. Таким чином, острови річки Дніпро в межах міста Києва охоплені найрізноманітнішими дослідженнями, хоча у їх вивченні є помітні прогалини, які потребують заповнення майбутніми науковцями.

Перспективи використання результатів дослідження. Стаття є лише першим щаблем із дослідження островів річки Дніпро в межах міста Києва. Наведені узагальнення допоможуть науковцям дізнатися про наукові роботи з цієї тематики. Знання вивчених і недосліджених питань у цій сфері допоможе вченим у створенні майбутніх публікацій. Завдяки цьому наукове знання про київські острови на Дніпрі може стати більш повним.

Література

1. Парнікоза І.Ю. Київські острови та прибережні урочища на Дніпрі – погляд крізь віки: монографія. Київ: Дніпро, 2012. 412 с.
2. Гончар А.Ю. Видовой состав и экологические особенности диких пчёл (Hymenoptera: Apoidea) Днепровских островов г. Киева. *Известия Харьковского энтомологического общества*. 2017. Т. 25. № 2. С. 11–21.
3. Бондар О.І., Шевченко Р.Ю., Машков О.А., Пашков Д.П. Екологічний моніторинг та екологічна безпека рекреаційного природокористування Дніпровських островів міста Києва. *Екологічні науки*. 2018. Т. 1. № 1 (20). С. 5–11.
4. Цуканова Г.О. Флористичне та ценотичне різноманіття островів Дніпра в межах м. Києва та його охорона: автореф. дис. ... канд. біол. наук: спец. 03.00.05 «Ботаніка»; Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного. Київ, 2005. 22 с.
5. Зінов'єва О.С. Рекреаційний потенціал Київських островів у ландшафтно-планувальній організації парків. *Сучасні проблеми архітектури та містобудування*. 2016. № 46. С. 264–269.

6. Клименко Ю.О. Тенденції зміни деревної рослинності Київських парків, створених на базі рослинності заплави Дніпра. *Інтродукція рослин*. 1999. № 3–4. С. 149–156.
7. Дмитрук О.Ю., Пономаренко Д.В. Гідрологічна екостежка «Київська Венеція». *Географія та туризм*. 2010. № 3. С. 116–118.
8. Кучер Р.В. Розвиток острова Жуків, як частина регіонального ландшафтного парку – Дніпровські острови в м. Києві. *Сучасні проблеми архітектури та містобудування*. 2016. № 46. С. 293–299.
9. Парнікоза І.Ю., Цуканова Г.О. Стан ценопопуляції *Botrychium multifidum* (S. G. GMEL.) RUPR. у м. Києві. *Український ботанічний журнал*. 2005. Т. 62. № 2. С. 289–295.
10. Томченко О., Мазуркевич Л., Малець О. Дослідження динаміки змін берегової лінії островів Дніпра в межах Києва (на прикладі острова Великий Північний). *Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка*. 2017. № 1(66)/2(67). С. 84–88. <http://doi.org/10.17721/1728-2721.2017.66.12>
11. Radomska M., Yatskiv A., Kolotylo O. The assessment of condition and environmental functionality of green infrastructure at the Dniprovsky district of Kyiv city. *Екологічна безпека*. 2015. № 2(20). С. 32–36.
12. Якимчук В.Г., Ліщенко Л.П., Суханов К.Ю., Порущкевич А.Ю. Застосування спектральних індексів спектрограм листя дерев для оцінки екологічних умов їхнього росту в м. Києві. *Український журнал дистанційного зондування Землі*. 2015. № 5. С. 4–14.
13. Бачинська Л.Г. Можливості сучасного використання зеленого центру Києва. *Сучасні проблеми архітектури та містобудування*. 2008. № 20. С. 181–187.
14. Багацька Т.С. Вищі судинні рослини рекреаційних зон м. Києва. *Інтродукція рослин*. 2014. № 3. С. 31–37.
15. Вечерський В. Композиційно-художня оцінка території пам'ятки культурного ландшафту Києва. *Вісник Київського національного університету культури і мистецтв. Серія: Музеєзнавство і пам'яткознавство*. 2020. № 3 (1). С. 8–20. <http://doi.org/10.31866/2617-7943.3.1.2020.205305>
16. Дідух Я.П., Альошкіна У.М. Класифікація екоотопів міста Києва. *Наукові записки НаУКМА*. 2006. Т. 54: Біологія та екологія. С. 50–57.
17. Барщевська Н.М. Ландшафтне різноманіття та антропогенна трансформація правобережної заплави Дніпра в межах Київської міської агломерації. *Фізична географія та геоморфологія*. 2014. № 1(73). С. 98–103.
18. Бортник С.Ю., Лаврук Т.М., Тимуляк Л.М. Грунтовий покрив території Києва: сучасний стан та закономірності просторової організації. *Фізична географія та геоморфологія*. 2016. № 4 (84). С. 44–49.
19. Зеленок Г.О. До історії створення мережі парків м. Київ. *Вісник Харківської державної академії культури*. 2013. № 41. С. 52–58.
20. Марковський А.І. Роль Дніпра у містобудівному каркасі Києва в історичному розрізі. *Сучасні проблеми архітектури та містобудування*. 2016. № 46. С. 112–116.
21. Палеха Ю.М. Акваторія у планувальній структурі міста. *Сучасні проблеми архітектури та містобудування*. 2016. № 46. С. 326–329.
22. Гусев М.О. Проблеми формування прибережних територій Києва. *Сучасні проблеми архітектури та містобудування*. 2017. № 47. С. 42–47.
23. Дробот Б.В., Чемакіна О.В. Розвиток річкової транспортної інфраструктури у місті Києві. *Сучасні проблеми архітектури та містобудування*. 2017. № 48. С. 185–190.
24. Антоненко І. Зелена зона в рекреаційно-туристичному потенціалі міста Києва. *Вісник львівського університету. Серія міжнародні відносини*. 2014. № 34. С. 3–11.
25. Савицька О.В. Ландшафтно-екологічний аналіз зеленої зони столичного міста (на прикладі міст Києва і Берліна): автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.01; НАН України. Ін-т географії. Київ, 2003. 28 с.
26. Савицька О., Корогода Н. Застосування електронної карти «Природна основа ландшафтів Києва» у дослідженнях естетичних ресурсів міста. *Вісник Львівського університету. Серія географічна*. 2014. № 48. С. 292–297.
27. Дмитрук О., Олішевська Ю., Дем'яненко С., Купач Т. Ландшафтно-архітектурні комплекси міста Києва. *Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Географія*. 2011. № 58. С. 23–27.
28. Гальченко Н.П. Характеристика регіональних ландшафтних парків долини Дніпра. *Світ медицини та біології*. 2009. № 2. С. 128–132.

МЕТОДОЛОГІЧНІ ПІДХОДИ ДО СТВОРЕННЯ ІНТЕГРОВАНОГО СИНФІТОІНДИКАЦІЙНОГО ПОКАЗНИКА АНТРОПОГЕННОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ

Хом'як І.В., Василенко О.М., Гарбар Д.А., Андрійчук Т.В., Костюк В.С., Власенко Р.П., Шпаковська Л.В., Демчук Н.С., Гарбар О.В., Онищук І.П., Коцюба І.Ю.
Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. Велика Бердичівська, 40, 10008, м. Житомир
ecosystem_lab@ukr.net

Експлуатація та охорона екосистем неможливі без прогнозування їхньої динаміки. Зміни в екосистемах зумовлені внутрішніми та зовнішніми впливами. Це складна взаємодія численних факторів, визначати кожен із них та здійснювати постійний моніторинг – надзвичайно складне завдання. Особливо складним для вивчення та прогнозування впливів є антропогенний фактор. Під цією узагальнюючою назвою сховано велику кількість різноманітних впливів на екосистему, спричинених діяльністю людини. Зростаючі спроможності людства збільшують її потенціал змінювати екосистеми. Це робить потребу в дослідженнях антропогенної трансформації екосистем надзвичайно актуальною. Цій проблемі приділялося багато уваги починаючи із середини ХХ століття. Г.П. Блюме, Г. Сукопа та Е. Вайнер запровадили розподіл біосистем на шість класів за антропоотолерантністю. У результаті численних спроб вдосконалити систему визначення гемеробії розробили 18-бальну шкалу Дідуха – Хом'яка. Однак використання набору ознак обраних видів людської діяльності створює низку технічних труднощів та знижує точність і універсальність методу.

Оскільки, біосистеми різного рівня організації реагують на антропогенний фактор аналогічно до інших, то ця реакція описується кривою нормального розподілу. Це дає змогу використати метод синфітоіндикації для визначення антропогенної трансформації. Через поєднання присутності певних видів у досліджуваній екосистемі та врахування їхнього проективного покриття ми можемо отримати якісні результати моніторингу. Такий підхід дає змогу визначати рівень антропогенної трансформації з точністю до сотої бала за 18-бальною шкалою Дідуха – Хом'яка.

Реакція екосистем на більшість антропогенних впливів є системною. Незважаючи на їхню високу різноманітність, здебільшого діяльність людини викликає однотипову відповідь в екосистемах. Це дає можливість інтегрувати всі впливи в межах одного показника. За його допомогою ми можемо будувати більш досконалі моделі динаміки екосистем і створювати прогнози більш прийнятної точності. Такі прогнози доцільно використовувати під час планування використання природних ресурсів чи запровадження природоохоронного режиму. *Ключові слова:* антропогенна динаміка, гемеробія, прогнозування, моделювання.

Methodology of make an integrated synphytoindication indicator of anthropogenic transformation of ecosystems. Khomiak I., Vasylenko O., Harbar D., Andriichuk T., Kostiuik V., Vlasenko R., Shpakovska L., Demchuk N., Harbar O., Onyshchuk I., Kotsiuba I.

We have to make predictions of the ecosystems dynamics for their exploitation and protection. Changes in ecosystems are caused by internal and external influences. The complex interaction of many environmental factors is the cause of changes in ecosystems. It is difficult to organize the monitoring of these changes. The study and forecasting of anthropogenic transformation of ecosystems is the most difficult task of ecology. Anthropogenic transformation of ecosystems is caused by numerous various influences of the person on environment. Human capabilities are growing rapidly. This increases its ability to modify ecosystems. Human capabilities environmental change makes the study of anthropogenic transformation of ecosystems to date. Environmentalists have been studying this problem since the middle of the twentieth century. G.P. Blume, G. Sukop and E. Weiner divided biosystems into six classes of anthropotolerance. Scientists have made many attempts to improve the methodology for determining anthropotolerance. J.P. Didukh and I.V. Khomiak improved the method and made 18 points-scale of anthropogenic transformation of ecosystems. Using a set of features, selected types of human activity, creates many difficulties. This reduces the accuracy and versatility of the method. Biosystems of different levels of organization respond to the anthropogenic factor as well as to others. This reaction is described by a normal distribution curve. We can use the method of synphytoindication to determine the size of anthropogenic transformation of ecosystems. We can get quality monitoring results during use a combination of the presence of certain species in the studied ecosystem and their projective coverage. This approach allows to determine the size of the anthropogenic transformation to the hundredth point on an 18-point Diduch – Khomiak scale. Ecosystems respond to most anthropogenic influences as a system. Human activity causes the same type of response in the ecosystem in most cases. This allows you to integrate all human activities into one indicator. We can build better models of ecosystem dynamics and make predictions of more acceptable accuracy with it. We can use these forecasts when planning the exploitation of natural resources or implementing a conservation regime. *Key words:* anthropogenic dynamics, hemerobia, forecasting, modeling.

Постановка проблеми. Потреба в точному та уніфікованому способі визначення впливу людської діяльності на екосистеми стосується розробок екологічних теорій та природоохоронної практики. З одного боку, успішна та ефективна охорона й експлуатація природних ресурсів неможлива без базових екологічних те-

орій. Вони, у свою чергу, повинні бути уніфікованими та створювати єдину систему описану за допомогою математичних моделей. З іншого боку, взаємодія соціуму з довкіллям не можлива без прогнозування її наслідків. Останнє вимагає інтегрування системи визначення різнопланових впливів на екосистеми.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Починаючи із другої половини ХХ століття було не мало спроб створити інтегровану систему оцінки антропогенного впливу. Найбільш яскравим та успішним був досвід сформований Г.П. Блюме, Г. Сукопа та Е. Вайнерта в 70–80-х роках [1; 2]. Застосувавши поняття гемеробія, їм вдалося визначити антропогенний вплив за чутливістю до нього окремих організмів. Тож антропотолерантність була використана ними як індикатор антропогенного впливу на екосистеми. Це давало змогу розділяти екосистеми на групи за їхньою гемеробністю. Однак визначення антропогенної трансформації за класами гемеробії Блюме-Сукоппа дає занадто грубу оцінку. У 90-х роках польські дослідники Б. Яцковяк та Й. Хміль і українські вчені Я.П. Дідух та Р.І. Бурда аналізують низку ймовірних підходів до вдосконалення методу Г.П. Блюме та Г. Сукопа [3–5]. Ними розглядається можливість розділення класів на чітку кількість балів та визначення середнього показника за допомогою співвідношення між видами із різним ступенем антропотолерантності. Ця ідея мала продовження в розробці спільно із Яковом Петровичем Дідухом у 2007 році шкали, в якій класи гемеробії оцінюються за конкретними антропогенними факторами із врахуванням активності та глибини антропогенної трансформації [6].

Незважаючи на півстолітній досвід пошуків методів інтеграції, на сьогодні не було створено дієвої концепції визначення інтегрованого показника впливу діяльності людини на довкілля. Глобальні проблеми конфлікту антропогенного тиску на середовище і соціального розвитку та спроби його розв'язання, які лише загострилися на початок ХХІ століття, роблять цю проблему надзвичайно актуальною. Вона напряму пов'язана з численними проектами, щодо охорони та експлуатації екосистем. Це насамперед прогнози наслідків зміни людської діяльності під час розбудови об'єктів ПЗФ та планування організації виробництва.

Мета та завдання дослідження. Метою дослідження був аналіз можливостей для інтеграції різнопланових впливів людської діяльності в єдиний інтегрований показник антропогенної трансформації, що визначається за синфітоіндикаційною методикою.

Матеріали та методи досліджень. Матеріалами дослідження є 3100 стандартні геоботанічні описи, що зберігаються в фітоценотеці лабораторії теорії екосистем Житомирського державного університету імені Івана Франка. Описи створені за стандартною методикою в період із 2004 до 2019 року на території Українського Полісся [7]. Класифікація рослинних угруповань здійснювалася за принципами Браун Бланка на основі Продромусу рослинності України [8; 9]. Класифікація екосистем проводилася на основі едафо-динамічної моделі [10; 11]. Аналіз величин факторів середовища та показник динаміки визначався за синфітоіндикаційною методикою [11; 12]. Для едафічних і мікрокліматичних факторів використовувалися уніфіковані шкали Дідуха – Плюти, для показника антропогенної трансформації – шкала Дідуха – Хом'яка, для показника динаміки шкалу розроблену в лабораторії теорії екосистем [6; 13–15]. Обробка даних здійснювалася за допомогою пакету програм Simargl 1.12 [16].

Виклад основного матеріалу. Аналіз спроб створення інтегрованого показника антропогенної трансформації вказує на те що успіху частіше добивалися ті, хто використовував схему, де визначається не сам фактор, а реакція живих систем різного рівня організації на викликані ним зміни середовища (рис. 1).

Відомо, що велика кількість факторів антропогенного впливу спричиняє значну кількість різнопланових змін в екосистемах. Живі системи різного рівня, намагаючись зберегти гомеостаз, адаптуються до цих трансформацій. Сюди належать як відхилення у фізіології чи морфології окремих організмів, так і реакції вищого порядку. Наприклад, популяції реагують на антропогенну трансформацію як і на інші фактор середовища. Відбувається перерозподіл чисельності або проективного покриття представників ценопопуляції залежно від їхніх меж толерантності до цих факторів. На рівні біоценозів та екосистем відбувається перерозподіл видового складу та зміни упакування еконіш.

Вплив окремих факторів на екосистеми неможливо аналізувати лише через їхню сумарну дію. Відбуваються системні зміни, зумовлені антропогенним впливом, спричиняють домінування видів із різним ступенем толерантності до людської діяльності. Отже, ми можемо визначати величину антропоген-

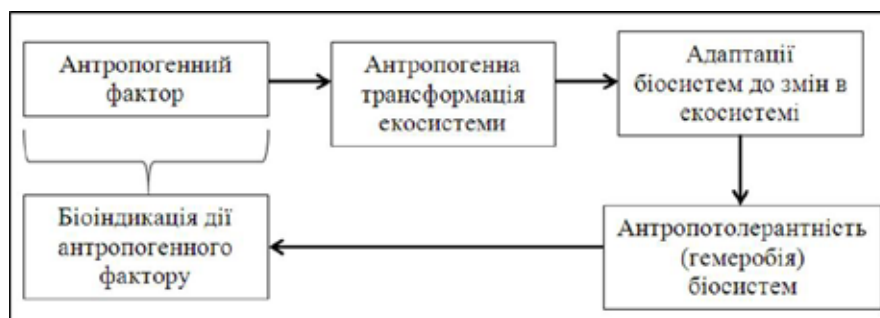


Рис. 1. Принципова схема інтегрованої синфітоіндикації антропогенного впливу

ного фактора через присутність або співвідношення між видами із різною антропоотолерантністю.

Здебільшого людська діяльність супроводжується різними видами впливу на енергетичні показники екосистем і характеристики її едафотопу. Ми спостерігаємо зниження запасів фітомаси через вплив температурного шоку, виведення її за межі екосистеми та формування незаселених представниками біоти субстратів. Водночас чверть випадків супроводжується закономірною зміною співвідношення біоморф автотрофів, що відображається у співвідношенні між блоками надземної фітомаси різного віку. Як виняток, випадки обумовлені зміною водного режиму, запровадження заповідного режиму та насадженнями багаторічників. Перші два випадки діють опосередковано на кількість фітомаси та її вік. Вони здатні запускати та прискорювати процеси автогенної сукцесії, що супроводжують закономірне зростання фітомаси. Насадження багаторічників, що мають біоморфи характерні для більш просунутих стадій автогенної сукцесії впливають аналогічно. В окремих випадках спостерігається порушення едафічних умов, що зміщує стан екосистем ближче до піонерного (гірнична діяльність, рекреація, будівництво, рільництво й випасання домашніх тварин).

Це дає змогу використати зміни фізіономіки фітоценозу та його видового складу, що супроводжують

ці процеси, для встановлення інтегрованого показника антропогенної трансформації. Для змін, які не відповідають цим параметрам, можна використати інші системи ознак (наявність гідротехнічних споруд, культурних та інтродукованих видів, тощо...).

Спираючись на принципи системного підходу ми можемо виділити логічний ланцюг: гемеробія видів → гемеробія угруповань → гемеробія екосистем. Тут гемеробія і антропоотолерантність є синонімами [17]. Опираючись на класичне визначення це здатність організмів (у нашому випадку – рослин) перебувати та функціонувати у змінених до певної міри людиною екотопів. Це робить гемеробію індикаторним фактором для визначення ступеня антропогенної трансформації.

Для цього ми можемо застосовувати принципи закладені спільно із Я.П. Дідухом у 2007 році [6]. На першому етапі використовуються діагностичні ознаки, обумовлені різними видами і різною глибиною антропогенної трансформації екосистем. Силу впливу кожного чинника розділена на три категорії із своїм набором діагностичних ознак. Кожна із них має свій набір діагностичних ознак (табл. 1). Це дає змогу створити 18-бальну шкалу, яка непогано зарекомендувала себе в останнє десятиліття. Вона не потребує дроблення чи генералізації.

Однак за такими візуальними загальними ознаками ми не можемо отримати більш точний резуль-

Таблиця 1

Діагностичні ознаки різних видів діяльності людини

Вид діяльності	Сила впливу	Характеристика трансформації екосистеми	Оцінка впливу в балах	Діагностичні ознаки
1	2	3	4	5
Будівництво	Слабкий	Створення незаселених біотою субстратів	10–12	Риття канав, котлованів, та інших об'єктів, без значних змін едафотопу
	Помірний		13–15	Зведення постійних споруд доступних для заселення біотою
	Сильний		16–18	Типові житлові та індустріальні об'єкти
Гірнична діяльність	Слабкий	Створення незаселених біотою субстратів та порушення структури ґрунту	9–11	Утворення об'єктів із вмістом ґрунту
	Помірний		12–14	Оголення рихлих гірських порід
	Сильний		15–17	Оголення кристалічних гірських порід
Рільництво	Слабкий	Зміна видового складу та співвідношення біоморф із виносом фітомаси за межі екосистем. Зміна хімічної та механічної структури ґрунту.	7–9	Поверхнєве порушення ґрунту раз на три роки
	Помірний		10–12	1 раз на рік глибиною не більше 5–10 см.
	Сильний		14–15	2–3 рази на рік, включно з глибокою оранкою
Рекреація	Слабкий	Зміна видового складу та співвідношення біоморф із виносом фітомаси за межі екосистем. Зміна хімічної та механічної структури ґрунту.	3–6	Присутність видів класів <i>Plantegenetamajoris</i> та <i>Polygono arenastri-Poëtea annuae</i>
	Помірний		7–12	Домінування видів класів <i>Plantegenetamajoris</i> та <i>Polygono arenastri-Poëtea annuae</i>
	Сильний		13–16	Присутність видів класів <i>Plantegenetamajoris</i> та <i>Polygono arenastri-Poëtea annuae</i>

Закінчення табл. 1

1	2	3	4	5
Випалювання та спонтанні пожежі	Слабкий	Зміна видового складу із виносом фітомаси за межі екосистем. Температурний шок.	5–7	Випалення мортмаси з незначним ушкодженням кори
	Помірний		8–10	Враження травостою і чагарників, кори дерев
	Сильний		11–13	Знищення всіх наземних рослин
Випасання домашніх тварин	Слабкий	Зміна видового складу та співвідношення біоморф із виносом фітомаси за межі екосистем. Зміна хімічної та механічної структури ґрунту	5–6	Не більше ніж 1–2 дні на рік
	Помірний		7–9	Більше ніж 2–3 рази на рік
	Сильний		10–11	Протягом всього сезону випасання
Викошування та вирубка	Слабкий	Зміна співвідношення біоморф із виносом фітомаси за межі екосистем.	5–6	Вирубка 1–2 дерев на гектар або викошування не більше 1 разу на три роки
	Помірний		7–8	Проведення санітарних рубок або викошування не більше 1 разу на рік
	Сильний		10–11	Винищення всіх дерев 1–2 ярусів або викошування більше 3 рази на рік
Збір диких організмів	Слабкий	Зміна видового складу із виносом фітомаси за межі екосистем.	5–6	Наявність видів, які є об'єктами традиційного збору, на території яка не належить до заповідного фонду, але інформація про збір відсутня
	Помірний		7–9	Ведеться регулярний збір видів (в тому числі рибальство і полювання) в межах визначених природоохоронним законодавством.
	Сильний		10–11	Збір організмів привів до їх винищення або зменшення чисельності до 50 %.
Зарегулювання течії	Слабкий	Зміна водного режиму	2–4	Зупинка течії в періоди зниження кількості опадів
	Помірний		5–6	Утворення ставків із регульованих скидом води
	Сильний		7–9	Повне постійне перекриття руху води
Осушування	Слабкий	Зміна видового складу із зміною водного режиму	7–9	Старі меліоративні об'єкти
	Помірний		10–12	Меліоративні дії з незначними змінами едафотопу
	Сильний		14–15	Новоутворені меліоративні об'єкти
Насадження	типових видів	Зміна видового складу та співвідношення біоморф	7–8	Насадження автохтонних видів.
	інтродуктив І типу		9–10	Інтродукція не інвазійних видів
	інтродуктив ІІ типу		11–12	Інтродукція інвазійних видів трансформерів
Заповідання	Слабкий	Зниження дії екзогенних факторів	6–9	Відсутні ознаки теперішньої діяльності людини.
	Помірний		4–6	Присутні лише опосередковані ознаки діяльності людини в минулому.
	Сильний		1–3	Відсутні будь-які ознаки діяльності людини

тат. Ми були б вимушені значно збільшувати число параметрів, які описують кожен антропогенний вплив та споруджувати складну систему обрахунків для їхньої інтеграції. Це ускладнює та здорожчує

процедуру його визначення, тому доцільніше скористатися реакцією на них популяцій автотрофів.

Ценопопуляції адаптуються до окремих видів діяльності людини, і до їхньої спільної холистичної

дії. Отже, можуть проявляти евритопність чи стено-топність на шкалі гемеробності.

Візьмемо три види, які знаходяться на різних ділянках шкали гемеробії – *Apera spica-venti* (L.) P. Beauv, *Trifolium alpestre* L. та *Stellaria holostea* L.

Apera spica-venti – вид сегетальних екосистем. Він трапляється в 1,01 % описів. Здебільшого його показники гемеробії коливаються в вузькому діапазоні: від 10 до 12 балів (рис. 2). Лише зрідка він потрапляє на вологі луки при незначних порушення дерну із величиною гемеробії 9 балів. Проективне покриття є основним показником життєвості для ценопопуляцій. На шкалі гемеробії для *Apera spica-venti* вона спостерігається на проміжку між 11 та 12 балами (еугемеробні умови).

Trifolium alpestre – переважно лучний та узлісний вид, описаний у 1,84 % описів. За розподілом величини проективного покриття виду вздовж шкали гемеробії можна припустити про існування двох відмінних ценопопуляцій за цим фактором. Розподіл величини проективного покриття цього виду дозволяє припустити гіпотезу про існування двох дещо відмінних ценопопуляцій (рис. 3). Одна з них займає узлісся, а інша – луки, зокрема рудералізовані порушені луки. На рівні виду показники гемеробії коливаються від 6 до 11 балів. Водночас узлісна ценопопуляція розташована в межах 6–9 балів (оліго- та мезогемеробія). Максимальне проективне

покриття спостерігається в інтервалі 7–8 балів. Лучна ценопопуляція має вужчий діапазон, зміщений дещо вправо – 9–11 балів (мезоеугемеробні екосистеми) з максимумом в межах 9–10 балів.

Водночас можна припустити, що в межах самих узлісь можуть існувати екотопи із різними степенями антропогенної трансформації. Це можна перевірити за допомогою аналізу показників гемеробії в межах конкретних елементарних екосистем. Ми спостерігаємо максимальні значення в межах екосистем із автотрофним блоком у вигляді асоціації *Geranio sanguinei-Trifolietum alpestris* T. Müller 1962 – 9,39 балів та 9,37 балів.

Типовим представником екосистем із низькими показниками гемеробії є *Stellaria holostea*. Він досліджений із 3,74 % описів нашої фітоценотеки. Вид характеризується вузьким діапазоном показників антропогенної трансформації екосистем – від 5 до 8 балів (оліго- і мезогемеробність) (рис. 4). Максимальні значення проективного покриття розташовані в межах 6–8 балів.

Спираючись на принципи синфітоіндикації [12], ми можемо застосувати таку формулу:

$$HE = \frac{k_1 He_1 + k_2 He_2 + \dots + k_n He_n}{k_1 + k_2 + \dots + k_n}$$

де HE – показник антропогенної трансформації екосистеми; He_1 , He_2 , He_n – величини середини

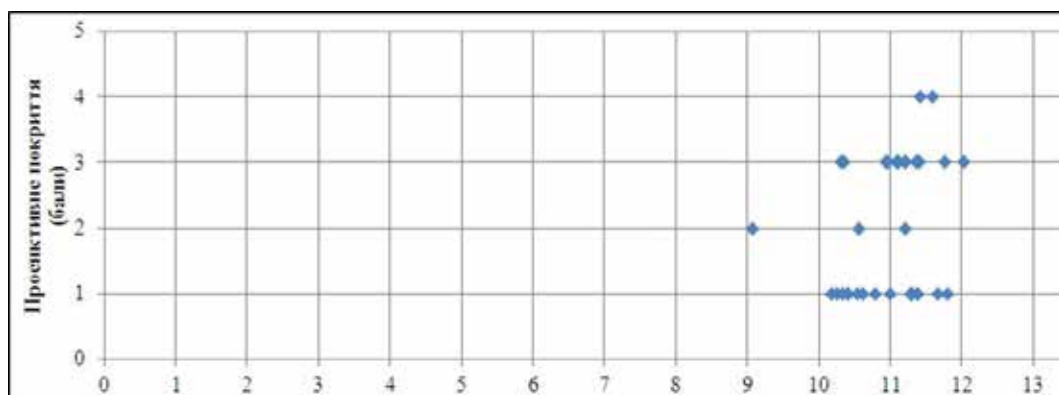


Рис. 2. Залежність проективного покриття *Apera spica-venti* від показників антропогенної трансформації

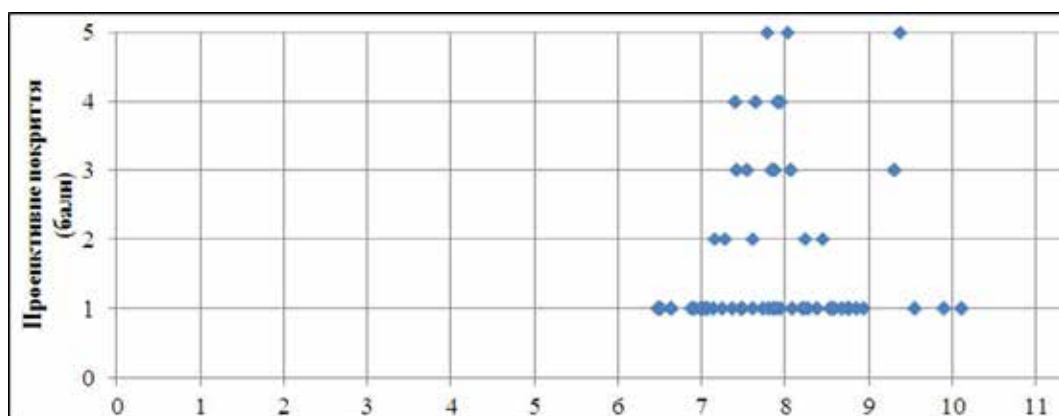


Рис. 3. Залежність проективного покриття *Trifolium alpestre* від показників антропогенної трансформації

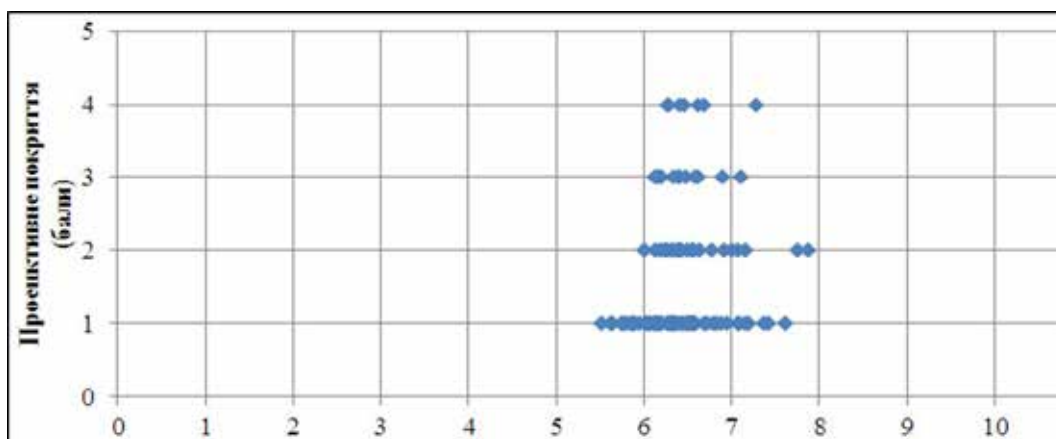


Рис. 4. Залежність проективного покриття *Stellaria holostea* від показників антропогенної трансформації

амплітуди антропоотолерантності видів; n – кількість інформативних видів у описі; k_1, k_2, k_n – проективне покриття видів у балах за оновленою системою Браун-Бланке.

Застосування цього підходу дає змогу обробляти фітоценотичні дані без розширення існуючих геоботанічних описів інформацією про окремі діагностичні ознаки антропогенного впливу на екосистеми. Це створює дієвий інструмент для моніторингу та прогнозування стану екосистем що знаходяться під антропогенним тиском різної сили та типу.

Головні висновки. Біосистеми різного рівня організації життя реагують на антропогенні

впливи, як і на інші чинники навколишнього середовища. Спостерігається пряма дія окремих впливів людини на екосистеми та їхнє холистичне поєднання.

На рівні окремих видів та ценопопуляцій спостерігаються різні амплітуди щодо показників антропогенної трансформації.

Розподіл величини проективного покриття окремих видів вздовж шкали антропогенної трансформації відповідає закону оптимуму. Це дає змогу використовувати стандартний синфітоіндикаційний підхід до встановлення величини антропогенного впливу.

Література

- Blume H.P. Sukopp H. Okologische Bedeutung Anthropogener Boden vergnederungen. *Schr. Reihe Vegetationskunde*. 1976. Т. 10. Р. 75–89.
- Weinert E. Ruderal pflanzen als Umweltzeiger. *Gleditschia*. 1985. № 1. Р. 169–182.
- Chmiel J. Flora roslinnaczyniowich. Atlas rozmieszczenia roslin. – Poznac : Wydwo SORUS, 1993. 212 p.
- Jackowiak B. Antropogeniczne przemiany flora roslin naczyniowych Poznania. Poznac : Wyd-wo UAM. Ser. Biologia, 1993. Wydanie 42. 232 p.
- Бурда Р.І., Дідух Я.П. Застосування методики оцінки антропоотолерантності видів вищих рослин при створенні «Екофлори України». *Український фітоценотичний збірник*. Київ, 2003. № 1. С. 34–44.
- Дідух Я.П., Хом'як І.В. Оцінка енергетичного потенціалу екоотів залежно від ступеня їх гемеробії на прикладі Словечансько-Овруцького кряжу. *Український ботанічний журнал*. 2007. № 1. С. 235–243.
- Миркин Б.М. Наумова Л.Г., Соломещ А.И. Современная наука о растительности. Москва : Логос, 2001. 264 с.
- Дубина, Д.В., Дзюба, Т.П., Смельянова, С.М. та ін. Продромус рослинності України. Київ : Наукова думка, 2019. 784 с.
- Хом'як І.В., Онишук І.П., Коцюба І.Ю., Брень А.Л., Шкилюк Ю.В. Рецензія на монографічне видання «Продромус рослинності України». *Екологічні науки*. 2020. С. 170–173.
- Khomiak I., Harbar O., Demchuk N., Kotsiuba I., and Onyshchuk I. Above-ground phytomasdynamics in autogenic succession of an ecosystem. *Forestry ideas*. 2019. № 1. Р. 136–146.
- Khomiak I., Onishchuk I., Demchuk N. Phytoindicators of ecosystem dynamics in Ring-banc Ukrainian Polissia. *ScienceRise: Biological Science*. 2018 № 4. Р. 25–30.
- Дідух Я.П., Плюта П.Г. Фітоіндикація екологічних факторів. Київ : 1994. 280 с.
- Хом'як І.В. Особливості антропогенного впливу на природну динаміку екосистем Українського Полісся. *Екологічні науки*. 2018. № 1. С. 69–73.
- Хом'як І.В., Демчук Н.С., Василенко О.М. Фітоіндикація антропогенної трансформації екосистем на прикладі Українського Полісся. *Екологічні науки*. 2018. № 3. С. 113–118.
- Vlasenko R., Khomiak I., Harbar O., Demchuk N. Lumbricidesas a bio-indicators of the influence of electrical transmission line in the conditions of Ukrainian Polissia. *Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa"*. 2020. № 1. Р. 4–18.
- Хом'як І.В., Хом'як Д.І., Нова програма екосистемологічного моніторингу «SIMARGL». *Сучасні проблеми екології та геотехнології*. Житомир : Видавництво ЖДТУ, 2012. С. 76.
- Jalas J. Hemerobe und hemerochore Pflanzenarten. Ein terminologis cher reformversuch. *Acta Soc. Fauna Fl. Fenn*. 1955. № 11. Р. 1–15.

ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ВИМОГ НОРМ КРАЇН ЄС ПІД ЧАС ОЦІНКИ ЯКОСТІ ВОД І РОЗРАХУНКІВ ГДС ЗАБРУДНЮВАЛЬНИХ РЕЧОВИН ЗІ СТІЧНИМИ ВОДАМИ

Аргіров Д.Г., Юрасов С.М.

Одеський державний екологічний університет

вул. Львівська, 15, 65016, м. Одеса

argirovdenis8@gmail.com; urasen54@gmail.com

У статті запропоновано методику розрахунку значень показників якості вод із заданою забезпеченістю, що дає змогу дотримуватися вимог норм країн ЄС під час оцінки якості вод за минулий період часу та під час нормування скидів забруднювальних речовин у майбутньому протягом прогнозного періоду.

Згідно з нормами країн ЄС водний об'єкт відповідає вимогам рибогосподарських норм у тому разі, коли за кожним показником кількість перевищень оптимального (постійного) нормативу становить не більше ніж 5 % від загальної кількості значень цього показника, використуваних під час оцінки якості вод; за санітарними нормами – 10 %. У вітчизняних нормах частота перевищень ГДК не нормована.

Ця умова повинна поширюватися й на контрольні створи під час розрахунків ГДС. Однак проблема полягає в тому, що оцінка фону за наявними методиками не дає змоги визначити, буде чи ні виконуватися вимога норм ЄС за частотою перевищення нормативів під час розрахованого ГДС, оскільки за фонове значення показника якості вод у деякому створі водотоку приймається верхня межа 95%-го довірчого інтервалу можливих середніх значень низки гідрохімічних спостережень для найбільш несприятливих умов. Імовірність несприятливих умов найчастіше невідома.

Поставлену проблему розв'язано на прикладі результатів спостережень за якістю вод р. Дунай – м. Вилкове за період із початку 2002-го по кінець 2017 рр. Під час статистичної обробки даних спостережень: за допомогою критерію 3σ видалено результати спостережень, що мають грубі помилки; проаналізовано хронологічну мінливість показників якості вод і визначено параметри ліній тренду деяких із них; визначено параметри логнормального закону розподілу нормованих значень кожного показника, водночас тренд показників було усунуто; запропоновано формули розрахунку значень показників із заданою забезпеченістю для оцінки якості вод і прогнозу фонових значень показників під час розрахунків ГДС. Запропоновано забезпеченість значень показників прийняти з урахуванням досвіду країн ЄС (санітарні норми – 10 %, рибогосподарські – 5 %). *Ключові слова:* норми ЄС, показники якості вод, оцінка якості вод, розрахунок ГДС, забруднювальні речовини, логнормальний закон розподілу.

Ensuring the requirements of EU standards in assessing water quality and calculations of GDS of pollutants with wastewater. **Argirov D., Yurasov S.**

The article proposes a method of calculating the values of water quality indicators with a given security, which allows to comply with the requirements of EU standards in assessing water quality for the past period and in the rationing of pollutant discharges in the future during the forecast period.

According to the norms of the EU countries, a water body meets the requirements of fishery standards in the case when for each indicator the number of exceedances of the optimal (permanent) standard is not more than 5 % of the total values of this indicator used in water quality assessment; according to sanitary norms – 10 %. In domestic standards, the frequency of exceedances of the MPC is not standardized.

This condition should apply to control devices in the calculation of GDS. However, the problem is that the assessment of the background according to existing methods does not allow to determine whether or not the requirement of EU norms on the frequency of exceeding standards will be met in the calculated GDS. Because, the upper limit of the 95 % confidence interval of possible average values of a number of hydrochemical observations for the most unfavorable conditions is taken as the background value of the water quality indicator in some part of the watercourse. The probability of adverse conditions is often unknown.

The problem is solved on the example of the results of observations on the quality of waters of the Danube – Vilkove for the period from the beginning of 2002 to the end of 2017. In the statistical processing of observations: using the criterion 3σ removed the results of observations with gross errors; the chronological variability of water quality indicators is analyzed and the parameters of trend lines of some of them are determined; the parameters of the lognormal law of distribution of normalized values of each indicator are determined, and the trend of indicators has been eliminated; proposed formulas for calculating the values of indicators with a given security for assessing water quality and forecasting the background values of indicators in the calculation of GDS. It is proposed to ensure the provision of indicators based on the experience of EU countries (sanitary norms – 10 %, fisheries – 5 %). *Key words:* EU norms, water quality indicators, water quality assessment, MPD calculation, pollutants, lognormal distribution law.

Постановка проблеми. Оцінка якості вод і нормування скидів забруднювальних речовин зі стічними водами у водні об'єкти є важливими екологічними завданнями. Розрахунок гранично допустимих скидів забруднювальних речовин (ГДС) [1, с. 79] передбачає оцінку якості вод у контроль-

ному створі водного об'єкта з урахуванням його фонового стану.

Відповідно до норм країн ЄС оцінка якості вод виконується шляхом аналізу частоти перевищення нормативів за показниками якості [2]: водний об'єкт рибогосподарського призначення відповідає вимогам норм, якщо за кожним показником кількість перевищень оптимального (постійного) нормативу становить не більше ніж 5 % від загальної кількості значень цього показника, використуваних під час оцінки якості вод; за санітарними нормами – 10 %. Це означає, що за аналізований період часу за кожним показником лише в 5 або 10 випадках зі 100 допустиме перевищення постійно чинного нормативу. У вітчизняних нормах частота перевищень ГДК не нормована.

Ця умова повинна поширюватися й на контрольні створи під час розрахунків ГДС. Однак проблема полягає в тому, що оцінка фону за наявними методиками [3] не дає змоги визначити, буде чи ні виконуватися вимога норм ЄС за частотою перевищення нормативів під час розрахованого ГДС, оскільки за фонове значення показника якості вод у деякому створі водотоку приймається верхня межа 95%-го довірчого інтервалу можливих середніх значень низки гідрохімічних спостережень для найбільш несприятливих умов [3]. Ймовірність несприятливих умов найчастіше невідома.

Прагнення України до вступу в ЄС зобов'язує її привести державне законодавство (зокрема, природоохоронне) у відповідність до законодавства країн ЄС. Це положення робить вдосконалення методик оцінки якості вод і розрахунків ГДС актуальними нині завданнями.

Мета дослідження – запропонувати методику розрахунку значень показників якості вод із заданою забезпеченістю за минулий і прогнозний періоди часу.

Завдання дослідження: на прикладі р. Дунай – м. Вилкове визначити параметри законів розподілу показників якості вод; проаналізувати хронологічну мінливість показників якості вод і апроксимувати їхні тренди; розробити методику розрахунку значень показників якості вод із заданою забезпеченістю для оцінки якості вод відповідно до норм країн ЄС за деякий минулий період часу, а також для визначення фонових значень цих показників під час розрахунків ГДС для виконання вимог норм країн ЄС в майбутньому протягом прогнозного періоду часу.

Наукова новизна дослідження полягає: у запропонованні методики розрахунку значень показників якості вод із заданою забезпеченістю за минулий і прогнозний періоди часу; у використанні значень показників із заданою забезпеченістю під час оцінки якості вод і як фон під час розрахунків ГДС.

Огляд сучасної технічної літератури показав, що запропонований авторами підхід до оцінки якості вод і визначення фонових значень концентрації

забруднювальних речовин під час нормування їх скидів зі стічними водами нині відсутній. Дослідження останніх років, пов'язані з нормуванням скидів ЗВ у водні об'єкти, були спрямовані на вдосконалення методики розрахунків у частині пошуку оптимальних рішень, наприклад [4; 5].

Розв'яжемо це завдання на прикладі річки Дунай, використовуючи результати термінових спостережень за 2002–2017 рр. у районі м. Вилкове.

Спочатку результати спостережень за якістю вод було проаналізовано на наявність грубих помилок за допомогою критерію 3σ .

Відомо, якщо випадкова величина C має нормальний закон розподілу, то в інтервал $C_{\text{СЕР}} \pm 3\sigma$ потрапляє приблизно 99,7 % всіх її значень. Отже, межі інтервалу мають ймовірність 0,15 % і 99,85 %. Розрахункові значення випадкової величини з такою ймовірністю ($C_{0,15\%}$ і $C_{99,85\%}$) є межами довірчого інтервалу. Під час розрахунку $C_{0,15\%}$ і $C_{99,85\%}$ значення, що розглядаються, потрібно вилучити з ряду, а потім перевірити, потрапили чи ні ці значення в розрахований інтервал.

Якщо значення випадкової величини виходять за межі довірчого інтервалу (мінімальні менші за нижню межу $C_{0,15\%}$, а максимальні більші, ніж верхня межа $C_{99,85\%}$), то з ймовірністю 99,7 % їх можна вважати помилковими (такими, що мають грубі помилки) і вилучити з подальшої статистичної обробки.

Усього із 29 показників якості вод у 16 було вилучено по декілька значень.

Для апроксимації розподілу показників якості вод було обрано логнормальний закон [6]. У табл. 1 наведено параметри законів розподілу нормованих значень усіх розглядуваних показників, тут C_{BP} – середнє багаторічне значення показника; \bar{C}_{BP} і \bar{G}_{BP} – параметри багаторічного розподілу (середнє і середньоквадратичне відхилення логарифмів нормованих (по C_{BP}) рядів показників якості вод).

Хронологічна мінливість деяких показників якості вод може мати негативний або позитивний тренд. У Дунаї негативний тренд спостерігався за 7 показниками (сульфати, амоній, BCK_{20} , нітрати, синтетичні поверхнево активні речовини, мідь і цинк). Останні показники або не мали тренду, або він був незначним.

Тренд показників (рис. 1а) апроксимовано експоненційною залежністю:

$$C_{Tn} = b \exp(an), \quad (1)$$

де: C_{Tn} – значення функції тренду в n -й момент часу; n – порядковий номер моменту часу (порядковий номер місяця); b – значення функції тренду в початковий момент часу ($n=0$); a – параметр експоненційної залежності.

Для показників із хронологічним трендом під час визначення параметрів законів розподілу тренд було усунуто (рис. 1б) шляхом ділення значення показ-

**Параметри багаторічного розподілу
нормованих значень показників якості вод р. Дунай – м. Вилкове**

n	Показник	$C_{БР}$, мг/дм³	$\check{C}_{БР}$	$\check{G}_{БР}$
1	HCO_3^-	178,8	-0,007268	0,1215
2	$K^+ + Na^+$	20,24	-0,03929	0,2856
3	Ca^{2+}	52,33	-0,009119	0,1369
4	Mg^{2+}	13,77	-0,01326	0,1617
5	SO_4^{2-}	36,92	-0,01223	0,1568
6	Сух. зал.	288,7	-0,007500	0,1224
7	Cl ⁻	28,54	-0,01804	0,1895
8	Мінер.	334,0	-0,006840	0,1174
9	pH	8,043	-0,0001907	0,0196
10	NH_4^+	0,1575	-0,2763	0,7420
11	БСК ₂₀	3,875	-0,1093	0,4703
12	Si	3,453	-0,04919	0,3268
13	NO_3^-	5,809	-0,05530	0,3405
14	NO_2^-	0,07086	-0,1734	0,6087
15	Перм.ок.	3,643	-0,01991	0,1964
16	Расч. O ₂	9,300	-0,02015	0,2021
17	Фосфати	0,1476	-0,05814	0,3529
18	P(заг.)	0,06672	-0,05605	0,3418
19	ХСК	17,16	-0,03571	0,2703
20	СПАР	0,02972	-0,2233	0,6827
21	Fe	0,06537	-0,2933	0,7634
22	Mn	0,04948	-0,2669	0,7697
23	Cu	0,002581	-0,1186	0,4949
24	НП	0,01801	-0,1148	0,4772
25	Феноли	0,001421	-0,09338	0,4041
26	Cr^{3+}	0,001816	-0,1365	0,5107
27	Cr^{6+}	0,001740	-0,1129	0,4662
28	Cr(заг.)	0,003104	-0,09551	0,4684
29	Zn	0,01655	-0,2881	0,7818

ника (C_n) в момент часу n на значення лінії тренду (C_{Tn}) в цей же момент часу:

$$C_{yTn} = C_n / C_{Tn}, \quad (2)$$

де C_{yTn} – нормовані значення показників з усуненим трендом.

У табл. 2 наведено параметри ліній тренду показників і параметри законів їх розподілу, тут C_{OP} – середнє значення показника за два останні роки періоду спостережень; b_K – значення функції тренду наприкінці періоду спостережень; a – параметр лінії тренду; \check{C}_{yT} і \check{G}_{yT} – параметри багаторічного розподілу нормованих значень показників з усуненим трендом.

Табл. 1 використовується для оцінки якості вод за минулий період спостережень за всіма показниками та для прогнозу значень показників без хронологіч-

ного тренду, табл. 2 – для прогнозу значень показників із хронологічним трендом.

Розрахунок значення показника (C_{Fi}) із забезпеченістю F за минулий період часу (для оцінки якості вод) виконується за формулою (3):

$$C_{Fi} = C_{Bri} * \text{ЛОГНОРМОБР}(1-F; \check{C}_{Bri}; \check{G}_{Bri}), \quad (3)$$

де: C_{Bri} – середнє багаторічне значення показника (табл. 1); ЛОГНОРМОБР() – оператор у табличному редакторі Excel; \check{C}_{Bri} і \check{G}_{Bri} – параметри логнормального розподілу значень показника (табл. 1).

Якщо C_{Fi} більше за норматив, вимоги норм не виконуються.

Під час прогнозу фонового значення показника, що не має тренду, розрахунок виконується за формулою (3). За наявності тренду – за формулою (4):

$$C_{Fi} = b_k * exp(an) * \text{ЛОГНОРМОБР}(1-F; \check{C}_{yTi}; \check{G}_{yTi}), \quad (4)$$

де: b_k – значення функції тренду наприкінці періоду спостережень; a – параметр лінії тренду (табл. 2); n – розрахунковий момент часу, під час негативного тренду це початок прогнозного періоду, під час позитивного – кінець прогнозного періоду; \check{C}_{yTi} і \check{G}_{yTi} – параметри логнормального розподілу значень показника під час усуненого тренду (табл. 2).

Параметр b_k можна прийняти рівним середньому значенню показника за останній рік (або 2 роки) періоду спостережень (C_{OP}).

Приклад розрахунку. Розрахувати значення показника SO_4^{2-} із забезпеченістю 5 % на період 2 роки (з 2020 по 2021 рр.).

Вихідні дані: оскільки показник сульфатів має негативний тренд, то розрахунковим є початок прогнозного періоду, тобто $n=2*12=24$; за табл. 2 при-

ймаємо $C_{OP}=34,27$; $a=-0,000639$; $\check{C}_{yT}=-0,0008436$; $\check{G}_{yT}=0,1527$.

Значення показника розраховується за формулою (4):

$$\begin{aligned} C_{5\%} &= C_{OPi} * exp(an) * \text{ЛОГНОРМОБР}(1-F; \check{C}_{yTi}; \check{G}_{yTi}) = \\ &= 34,27 * exp(-0,000639*24) * \\ & * \text{ЛОГНОРМОБР}(1-0,05; -0,0008436; 0,1527) = \\ &= 34,27 * 0,9848 * 1,286 = 43,41 \approx 43,4 \text{ (мг/дм}^3\text{)}. \end{aligned}$$

У минулий період (з 2002 по 2017 рр.) значення показника за формулою (1) дорівнювало (вихідні дані з табл. 1):

$$\begin{aligned} C_{5\%} &= C_{Bpi} * \text{ЛОГНОРМОБР}(1-F; \check{C}_{Bpi}; \check{G}_{Bpi}) = \\ &= 36,92 * \text{ЛОГНОРМОБР}(1-0,05; -0,01223; 0,1568) = \\ &= 47,2 \text{ (мг/дм}^3\text{)}. \end{aligned}$$

Значення показника у прогнозний період дорівнює $43,2 \text{ мг/дм}^3$, у минулий період значення було

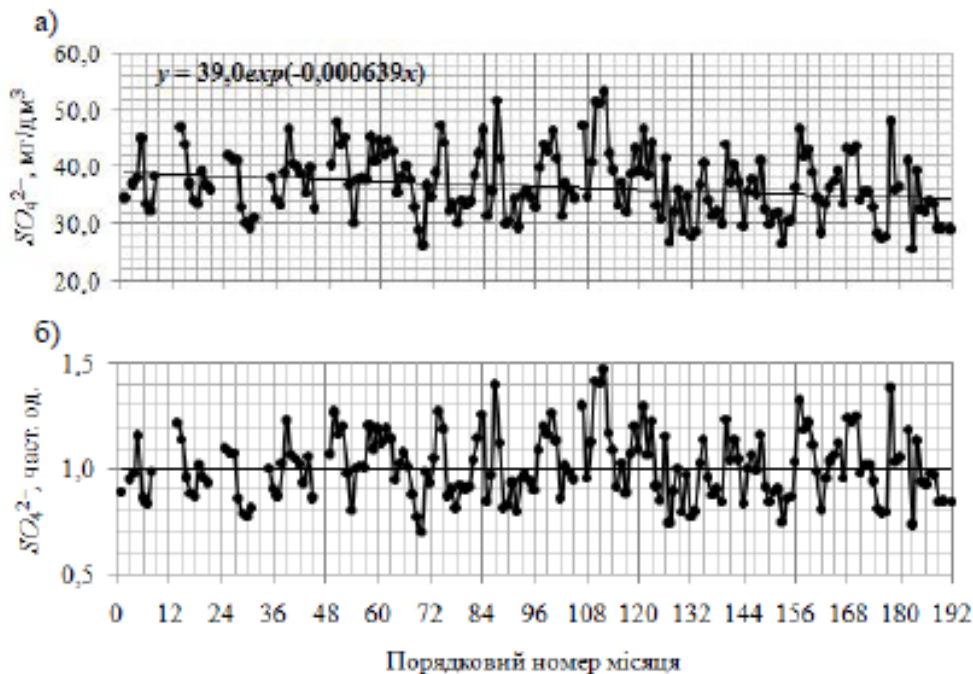


Рис. 1. Хронологічна мінливість сульфатів р. Дунай – м. Вилкове (а – за наявності тренду; б – за усуненого тренду)

Таблиця 2

Параметри лінії тренду і розподілу нормованих значень показників якості вод під час усуненого тренду

n	Показник	C _{OP} мг/дм ³	Параметри лінії тренду		Параметри логнормального розподілу	
			b _k , мг/дм ³	a	Ĉ _{yT}	Ĝ _{yT}
5	SO ₄ ²⁻	34,27	34,50	-0,000639	-0,0008436	0,1527
10	NH ₄ ⁺	0,06759	0,06913	-0,00591	0,002172	0,6686
11	BCK ₂₀	3,345	2,662	-0,00306	0,0007096	0,4405
13	NO ₃ ⁻	5,246	4,920	-0,00137	0,0005994	0,3364
20	СПАР	0,01518	0,01087	-0,0110	0,006205	0,5169
23	Cu	0,002533	0,001665	-0,00353	-0,001071	0,4615
29	Zn	0,007000	0,008772	-0,00424	0,001126	0,7565

47,2 мг/дм³. Ці значення не дуже відрізняються, тому що в SO_4^{2-} слабкий негативний тренд.

Для розрахунків із запасом прогноз значення показника можна зробити з використанням C_{OP} і b_K , а для подальших розрахунків прийняти максимальне значення.

Висновки. За результатами досліджень можна зробити такі висновки:

1. Запропонована методика дає змогу визначити значення показників якості вод для деякого розрахункового періоду із заданою забезпеченістю під час оцінки якості вод і для прогнозування фонових значень концентрації забруднювальних речовин під час нормування їх скидів зі стічними водами.

2. Під час оцінки якості вод за санітарними нормами забезпеченість значень показників, спираючись на досвід країн ЄС, може бути прийнятою на рівні 10 %, у такому разі оцінка якості вод відповідатиме вимогам європейських норм. Для оцінки за рибогосподарськими нормами – 5 %.

3. Результати дослідження можуть використовуватися під час прогнозування фонових значень концентрації забруднювальних речовин із забезпеченістю на рівні європейських норм, що дасть змогу під час нормування їх скидів дотриматися вимог цих норм у наступний період.

4. Подальші дослідження потрібно спрямувати на обґрунтування забезпеченості значень показників якості вод і вдосконалення методики їх прогнозу.

Література

1. Інструкція про порядок розробки та затвердження гранично допустимих скидів (ГДС) речовин у водні об'єкти із зворотними водами / Міністерство охорони навколишнього природного середовища; наказ № 116 від 15.12.1994 р. 79 с.
2. Матеріали семінару «Основи природоохоронного законодавства України та Європейського співтовариства: водні ресурси». Київ : Державний інститут підвищення кваліфікації та перепідготовки кадрів Мінекобезпеки України. Травень 1997 р.
3. РД 52.24.622-2001 Методические указания. Проведение расчётов фоновых концентраций химических веществ в воде водотоков. Санкт-Петербург, 2001. 64 с.
4. Проскурин О.А. Оптимизационный подход к ограничению содержания веществ, нормируемых по лимитирующим признакам вредности, в сточных водах. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки* : зб. наук. пр. УкрНДІЕП. Харків : ВД «Рейдер», 2010. № 32. С. 162–173.
5. Проскурин О.А. Нормирование сброса в водный объект последовательно трансформирующихся веществ со сточными водами для случая неполного разбавления. *Комунальне господарство міст* : науково-технічний збірник. Харків, 2012. № 103. С. 211–217.
6. Юрасов С.Н., Алексеенко Е.А. Апроксимація законів розподілу показників якості вод на прикладі річки Дністер – місто Біляївка. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології* : науковий журнал Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна. Харків, 2014. № 3–4. С. 46-51.

РІВЕНЬ ВИКОРИСТАННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ ЯК ПОКАЗНИК СТАНУ ТА ЯКОСТІ ВОД КАХОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Колісник А.В., Кузьміна В.А., Горбенко О.В.
Одеський державний екологічний університет
вул. Львівська, 15, 65016, м. Одеса
Kolisnyk.A.V@gmail.com

Аналіз факторів формування якості води Каховського водосховища та річки Дніпро з метою дотримання вимог якості води цих водних об'єктів як основних джерел питного водопостачання є актуальним. Метою роботи є оцінка ступеню використання водних ресурсів та якості води Каховського водосховища в межах Запорізької області. Об'єкт дослідження – води Каховського водосховища в межах області. Предмет дослідження – ступінь використання водних ресурсів та якість води Каховського водосховища. Наукова новизна роботи полягає у застосуванні комплексу методичних підходів для дослідження факторів формування якості природних вод. У процесі дослідження для розв'язання конкретних завдань використано такі методи дослідження: 1) Методика оцінки якості поверхневих вод за інтегральним показником якості; 2) Методика оцінки стану водних об'єктів за ступенем використання їх водних ресурсів (враховує показники використання стоку, безповоротного водоспоживання, надходження стічних вод у водний об'єкт та скиду забруднених вод). За результатами оцінки якості вод на основі інтегрального показника відмічено, що найпріоритетнішою у формуванні якості вод Каховського водосховища є органолептична група показників, а з їх переліку – залізо. Крім того, значення інтегральних показників по групам сумарно дозволяє стверджувати, що якість поверхневих вод не відповідає вимогам. Результатом комплексної оцінки стану використання водних ресурсів Каховського водосховища у Запорізькій області за період 2013–2017 рр. є надання йому 1-го класу використання водних ресурсів та «добраго» стану. За показниками якості води спостерігається не відповідність вимогам, але поки що за показниками використання стоку ситуація добра. Результати дослідження можна використовувати для прийняття рішень стосовно оздоровлення басейну річки Дніпро та Каховського водосховища. *Ключові слова:* якість води, лімітуюча ознака шкідливості, використання стоку, безповоротне водоспоживання, водовідведення.

Assessment of the level of use of water resources and the quality of water of the Kakhovka reservoir. Kolisnyk A., Kuzmina V., Gorbenko O.

The current issue is the analysis of the quality of water quality in the Kakhovka Reservoir and the Dnieper River in order to comply with the water quality requirements of these water bodies as the main sources of drinking water supply. The purpose of this work is to assess the degree of water resources use and water quality of the Kakhovka reservoir within the Zaporizhzhya region. The object of study is the water of the Kakhovka reservoir within the region. The subject of the study is the degree of use of water resources and water quality of the Kakhovka reservoir. Methodology. The scientific novelty of the work consists in the application of a set of methodological approaches to study the factors of the formation of the quality of natural waters. In the course of the study, the following research methods have been used to solve specific problems: 1) the methodology of assessment of surface water quality by the integrated quality index; 2) methods for assessing the status of water bodies by the degree of their use of water resources (taking into account the indicators of runoff, irreversible water consumption, inflow of wastewater into the water body and discharge of polluted water). Results. According to the results of the water quality assessment based on the integral indicator, it is noted that the organoleptic group of indicators is the most priority in the formation of the water quality of the Kakhovka reservoir, and from the list is iron. In addition, the value of the integrated indicators for the summation groups allows us to confirm that the quality of surface water does not meet the requirements. The result of a comprehensive assessment of the state of use of water resources of the Kakhovka reservoir in the Zaporizhzhia region for the period 2013–2017 is the assignment to it of the 1st class of use of water resources and “good” status. On the indexes of quality of water there is falling short of to the requirements, but as yet on the indexes of the use of flow a situation is kind. The results of the study can be used to make decisions regarding the improvement of the Dnieper River basin and the Kakhovka Reservoir. *Key words:* water quality, limiting sign of harmfulness, use of runoff, irreversible water consumption, drainage.

Постановка проблеми. Для визначення проблем водосховищ Дніпровського каскаду велике значення має усвідомлення змін, які сталися з Дніпром за часи його експлуатації. По-перше, зменшення водності вдвічі, яке в останні роки пов'язане з кліматичними змінами та інтенсивним забором води з водосховищ на різні потреби крупних населених пунктів та різних користувачів. По-друге, збільшився ступінь застійності води, наслідком чого є масове розмноження синьо-зелених водоростей, чому також сприяє зменшення глибини та кращий ніж раніше прогрів води.

По-третє, водосховища були побудовані для забезпечення водою низки галузей: енергетики, водопостачання та водного транспорту, зрошення; деякі з них працюють кардинально в інших умовах, але всі разом вони є джерелом забруднення гідроекосистем.

Оскільки Каховське водосховище розташоване нижче всіх Дніпровських, то нагальною проблемою є відсутність комплексного підходу до оцінки використання водосховища у сучасних природних умовах та умовах розвитку господарства з урахуванням наслідків для якості води.

Актуальність дослідження пов'язана з тим, що необхідність розвитку сільського господарства, енергетики, зрощення, водного транспорту та водопостачання призводить до неузгодженості у використанні води у різні періоди року, її забруднення і як наслідок погіршення якості води на окремих ділянках. Існує потреба вирішення проблеми водо-забезпеченості регіону при збереженні якості води.

Каховське водосховище утворене в нижній течії Дніпра, замикає Дніпровський каскад. Воно є основою водного фонду області, так як накопичує у собі об'єм води – 18,2 км³. Водосховище сприяє створенню досить високого рівня розвитку сільського господарства.

Водні ресурси р. Дніпро є основним джерелом питного водопостачання міст та ряду сільських населених пунктів північних і південних районів Запорізької області, водопостачання промислових підприємств. Тому актуальними є оцінка сучасного ступеню використання водних ресурсів та якості води Каховського водосховища, а також аналіз факторів формування якості води р. Дніпро з метою дотримання відповідних вимог та реалізації заходів щодо оздоровлення водних об'єктів у межах Запорізької області.

Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями. Тематика дослідження відповідає основним напрямкам наукової діяльності кафедри екології та охорони довкілля Одеського державного екологічного університету.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. За результатами критичного аналізу наукових досліджень слід виділити [1], у якому проаналізовано вплив окремих гідроекологічних факторів на формування екологічного стану Каховського водосховища. Дослідження спрямоване на вивчення впливу антропогенних факторів на гідробіонти. Тобто в роботі виконана класична гідробіологічна оцінка якості водного середовища.

В [2] проведено аналіз можливих наслідків вдосконалення компонентів технооекосистем каскаду Дніпровських водосховищ. Виявлено основні проблеми переводу екосистеми Дніпро до сталого функціонування та запропоновано технічні шляхи їх вирішення. Це дослідження має велике значення з позиції планування водогосподарської діяльності у басейні р. Дніпро та дає розуміння про основні техногенні фактори впливу на водну екосистему р. Дніпро.

Проаналізовано екологічний стан водних ресурсів Каховського водосховища та надано рекомендації щодо поліпшення ефективності їх використання в [3]. На основі воднобалансових складових проведена порівняльна оцінка господарського водокористування та запропоновані шляхи покращення водокористування у Каховському водосховищі.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. В жодному із проаналізованих вище

дослідженнях не виконана комплексна оцінка стану використання водних ресурсів Каховського водосховища за показниками як господарської діяльності – показники використання стоку річки та безповоротного водоспоживання; так і антропогенного навантаження на водні ресурси – показники скиду зворотних вод та забруднених стічних вод у річкову мережу. Крім того, у статті виконана оцінка якості води Каховського водосховища з врахування лімітуючої ознаки шкідливості забруднювальних речовин у найбільш репрезентативних контрольних пунктах спостереження з позиції виявлення антропогенних факторів впливу на формування якості річкових вод.

Новизна роботи полягає в застосуванні комплексу методичних підходів для дослідження факторів формування стану та якості вод Каховського водосховища.

Методологічне або загальнонаукове значення.

Для виконання оцінки якості вод Каховського водосховища застосована Методика оцінки якості поверхневих вод за інтегральним показником якості, який враховує ефект сумачії забруднювальних речовин (ЗР) у водному середовищі. Інтегральний показник якості (L_{ij}) розраховується для кожної групи шкідливості $j = 1, \dots, 5$ та характеризує якість води за кожною лімітуючою ознакою шкідливості (ЛОШ) [4]:

$$L_{ij} = \sum_{j=1}^{N_j} \frac{C_{ij}}{ГДК_{ij}}, \quad (1)$$

де N_j – кількість речовин у j -тій групі ЛОШ; $ГДК_{ij}$ – $ГДК$ для концентрації C_{ij} речовини в j -тій групі сумачії.

Допустимими вважаються значення $L_{ij} \leq 1$. Якість води характеризує самий пріоритетний i -тий показник за j -тою ЛОШ, для якого повинна виконуватися така умова:

$$\frac{C_{ij}^*}{ГДК_{ij}^*} = \max \frac{C_{ij}}{ГДК_{ij}}. \quad (2)$$

Показники, внесок яких у відповідний інтегральний показник L_i менше 10 %, вважаються несуттєвими.

З метою виявлення факторів формування якості поверхневих вод у роботі застосована Методика оцінки стану водних об'єктів за ступенем використання їх водних ресурсів, так як використання річок та водойм тісно пов'язане з рівнем господарської діяльності у їх басейнах. З інтенсифікацією народного господарства зростає і потреба в охороні довкілля, більш жорсткому контролю за використанням природних вод, введенням обмежень, нормуванні, а іноді й забороні використання тих чи інших водних об'єктів. Крім того, їх використання не повинно негативно впливати на стан природно-господарського середовища [5; 6].

Встановлено [7], що найбільш інформативними показниками антропогенного впливу на екосистеми річок є такі: об'єм води, що забирають із річки

(W_3 , млн.м³); об'єм втрат річкового стоку завдяки відбору підземних вод, які гідравлічно зв'язані із річковою мережею (W_b , млн.м³); фактичний об'єм стоку (W_ϕ , млн.м³); об'єм скиду зворотних вод у річкову мережу (W_c , млн.м³); об'єм скиду забруднених вод ($W_{3,в}$, млн.м³).

При виконанні оцінки стану річки за ступенем використання її стоку розраховуються такі показники [7]:

- показник використання стоку річки (g_{pc} , %):

$$g_{pc} = \frac{W_3 + W_a}{W_\phi + W_c} \cdot 100\% . \quad (3)$$

- показник безповоротного водоспоживання (g_{bc} , %):

$$g_{bc} = \frac{W_3 + W_a - W_c}{W_\phi} \cdot 100\% . \quad (4)$$

- показник надходження зворотних вод у річкову мережу (g_{nc} , %):

$$g_{nc} = \frac{W_c}{W_\phi} \cdot 100\% \quad (5)$$

- показник скиду забруднених вод у річку (g_{cb} , %):

$$g_{cb} = \frac{W_{3,в}}{W_\phi} \cdot 100\% . \quad (6)$$

За допомогою спеціальної шкали (табл. 1) первинні показники (g_i) трансформуються у прості оціночні бали, і на їх основі за допомогою формули (7) розраховують складний бал використання водних ресурсів:

$$K_{pc} = \sum_{i=1}^n f_i \cdot Y_i, \quad (7)$$

де K_{pc} – комплексний показник (індекс) використання водних ресурсів; f_i – вагові коефіцієнти, які визначаються експертним методом або за даними табл. 1; Y_i – значення (у балах) окремих показників використання водних ресурсів.

На основі окремих характеристик обчислюють комплексний показник використання водних ресурсів, а потім за шкалою складних балів встановлюють стан використання водних ресурсів (табл. 2).

Якісна характеристика стану використання водних ресурсів (табл. 1, 2) визначається таким чином: а) катастрофічний; б) дуже незадовільний; в) незадовільний; г) задовільний; д) добрий.

Виклад основного матеріалу. У результаті аналізу показників водоспоживання та водовідведення [8] як антропогенних факторів формування якості поверхневих вод Запорізької області виявилось, що динаміка загального обсягу забору, використання та скиду зворотних вод по області насамперед залежить від найбільшого користувача водних ресурсів ВП «Запорізька ТЕС» ПАТ «ДТЕК Дніпроенерго».

Більшістю водокористувачів області скорочено забір і використання води. Це зумовлено різними обставинами, зокрема, завдяки раціональному використанню водних ресурсів, зміні виробничих умов, скороченню виробництва.

Обсяг відведення забруднених вод до водних об'єктів області складає 7,36 % від загального обсягу скидання. Зменшення загального обсягу скидання зворотних вод у водні об'єкти пояснюється зменшенням забору і використання води ВП «Запорізька ТЕС» ПАТ «ДТЕК Дніпроенерго», зменшенням продувних вод ставка-охолоджувача ДП НАЕК «Енергоатом» ВП Запорізька АЕС.

За останні декілька років у Запорізькій області спостерігається тенденція щодо скорочення обсягів скидання забруднених зворотних вод до водних об'єктів області. Це залежить від обсягів виробництва основних підприємств-забруднювачів водних об'єктів, і в першу чергу, від ПАТ «Запоріжсталь». Доля комбінату в загальному обсязі скидання забруднених зворотних вод по області складає 84,4 % [8]. Обсяги скидання

Таблиця 1

Шкала критеріїв оцінки стану водного об'єкта за ступенем використання його водних ресурсів [7]

Показники використання водних ресурсів	Градації простих балів					Вагові коефіцієнти, f_i
	1	2	3	4	5	
g_{pc}	>20	20-16	15-11	10-6	<6	0,1
g_{bc}	>25	25-20	19-15	14-10	<10	0,2
g_{nc}	>75	75-50	46-16	15-6	<6	0,3
g_{cb}	>10	10-6	5-3	2-1	<1	0,4
Оцінка в балах	-5	-3	-1	1	3	
Якісна характеристика	а)	б)	в)	г)	д)	

Таблиця 2

Шкала комплексної оцінки стану використання водних ресурсів [7]

Характеристика	Клас стану використання				
	1	2	3	4	5
Градації показника K_{pc}	2,2	2,2 – 0,8	0,8 – (-2,2)	(-2,2) – (-3,2)	< -3,2
Якісна характеристика	д)	г)	в)	б)	а)

забруднених зворотних вод іншими водокористувачами мають тенденцію до скорочення за рахунок зменшення обсягів виробництва, впровадження заходів з раціонального використання водних ресурсів, більш ефективного використання водооборотних циклів.

За даними [9] про показники використання води за видами економічної діяльності у 2017 році (рис. 1) встановлено, що найбільш водоемкими галузями економіки області є електроенергетика – використано 802,3 млн.м³ води, що складає 74,2 % загального обсягу використаної води, металургія – відповідно 103,023 млн.м³ і 9,5 % та житлово-комунальний сектор – відповідно 69,94 млн.м³ та 6,5 %.

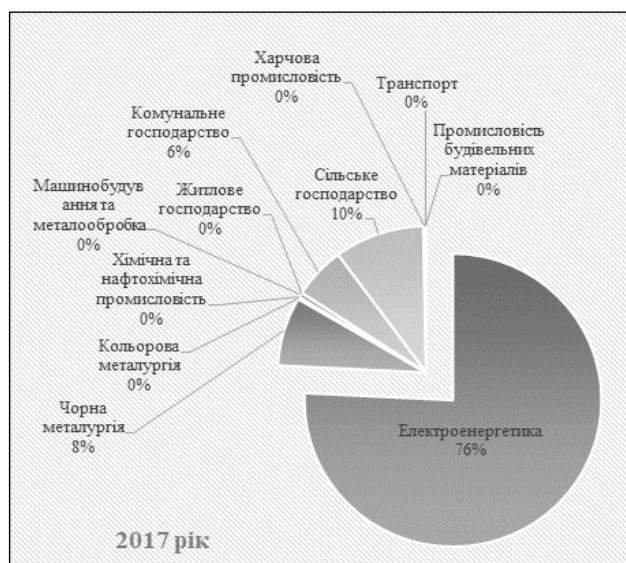


Рис. 1. Показники використання води за видами економічної діяльності у 2017 р.

Виявлено, що обсяги споживання свіжої води практично не змінюються (у 2015 р. – 1150 млн м³, у 2016 р. – 1081 млн м³, у 2017 р. – 1226 млн м³), структура водоспоживання також.

На території Запорізької області нараховується 177 одиниць очисних споруд [8], у тому числі: механічної очистки – 77, біологічної очистки – 55, фізико-хімічної очистки – 45. Якість очистки стічних вод на багатьох з них не відповідає нормативним вимогам діючого природоохоронного законодавства України. Причиною неякісної очистки зворотних вод є застарілі технології очищення стічних вод, несвочасне проведення поточних та капітальних ремонтів,

відсутність коштів на оновлення, розширення та підтримання в належному стані очисних споруд в житлово-комунальному господарстві [8].

На основі аналізу інформації із звітів форми 2-ТП (водгосп) Запорізького регіонального управління водних ресурсів [9] виявлено, що у 2017 році спостерігається значне скорочення скидів ЗР. Скидання виробничих та господарсько-побутових зворотних вод у природні водні об'єкти здійснювали 87 водокористувачів. Скидання забруднених зворотних вод – 28 водокористувачів. Найбільшими забруднювачами є промислові об'єкти чорної і кольорової металургії та житлово-комунальний сектор.

Оцінити вплив техногенної діяльності на поверхневі води будь-якого регіону не можливо без наявності докладної інформації про показники забору, використання та скиду зворотних вод підприємствами.

У табл. 3 представлено дані, для виконання оцінки стану водосховища за ступенем використання водних ресурсів. Отримані вони в результаті систематизації та обробки інформації з джерела [9].

Результати оцінки стану Каховського водосховища за ступенем використання водних ресурсів представлені в табл. 4. За показником використання стоку річки (g_{pc} – формула (3)) стан вод був «добрим» у 2016 р., а в 2013–2015 та в 2017 рр. характеризувався як «задовільний», що пов'язано зі зменшенням об'єму водозабору у 2016 р. приблизно на 100 млн м³ порівняно з іншими роками дослідження. За показниками безповоротного водоспоживання (g_{bc} – формула (4)), надходження стічних вод (g_{nc} – формула (5)) та скиду забруднених вод (g_{cb} – формула (6)) стан використання водних ресурсів кваліфікується як «добрий».

Результатом комплексної оцінки стану використання водних ресурсів Каховського водосховища у Запорізькій області за період з 2013 р. по 2017 р. є присвоєння йому 1-го класу використання та «доброго» стану (табл. 5).

Моніторинг екологічного стану поверхневих водних об'єктів на території області здійснюють Запорізький обласний центр з гідрометеорології, Запорізьке регіональне управління водних ресурсів, підприємства житлово-комунального господарства.

Для оцінки якості поверхневих вод у дослідженні використана інформація про 29 показників складу і властивостей вод Каховського водосховища за період 2013–2017 рр. в 4 пунктах спостереження [8-9].

Таблиця 3

Вихідна інформація для оцінки стану Каховського водосховища за ступенем використання водних ресурсів

Об'єми..., млн. м ³	2013 р.	2014 р.	2015 р.	2016 р.	2017 р.
водозабору, W_3	1196,1	1102,0	1135,6	1048,3	1171,0
відбору підземних вод, W_b	47,9	46,9	45,4	45,7	46,5
скиду зворотних вод, W_c	902,7	807,0	930,4	849,4	956,1
скиду забруднених вод, $W_{з.в.}$	77,3	73,3	70,0	64,3	64,2

Таблиця 4

**Результати розрахунку показників використання водних ресурсів
Каховського водосховища в Запорізькій області за 2013–2017 рр.**

Рік	Показник використання стоку			Показник безповоротного водоспоживання		
	значення показника (g_{pc})	оцінка в балах (Y_i)	якісна характеристика	значення показника (g_{bc})	оцінка в балах, (Y_i)	якісна характеристика
<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>7</i>
2013	6,5	1	задовільний	1,9	3	добрий
2014	6,0	1	задовільний	1,9	3	добрий
2015	6,2	1	задовільний	1,4	3	добрий
2016	5,7	3	добрий	1,3	3	добрий
2017	6,4	1	задовільний	1,4	3	добрий
Рік	Показник надходження зворотних вод			Показник скиду забруднених вод		
<i>1</i>	<i>8</i>	<i>9</i>	<i>10</i>	<i>11</i>	<i>12</i>	<i>13</i>
2013	5,0	3	добрий	0,4	3	добрий
2014	4,4	3	добрий	0,4	3	добрий
2015	5,1	3	добрий	0,4	3	добрий
2016	4,7	3	добрий	0,4	3	добрий
2017	5,3	3	добрий	0,4	3	добрий

Таблиця 5

**Результати комплексної оцінки стану
використання водних ресурсів Каховського
водосховища (Запорізька область, 2013–2017 рр.)**

Рік	Комплексний показник використання водних ресурсів, K_{pc}		
	Значення показника, (K_{pc})	Клас використання	Якісна характеристика
2013	2,8	1	Добрий
2014	2,8	1	Добрий
2015	2,8	1	Добрий
2016	3	1	Добрий
2017	2,8	1	Добрий

Розташовані, згідно з критеріями басейнового принципу, місця спостережень дозволяють оцінити ступінь впливу всього промислового комплексу Запорізької області. Пункти спостереження за станом поверхневих вод слід охарактеризувати так:

1) 328 км, р. Дніпро, верхній б'єф Дніпровської ГЕС, питний водозабір м. Запоріжжя. Це води Дніпровського водосховища. «328» є характерним «вхідним» створом;

2) 312 км, р. Дніпро, 500 м нижче скиду ЦОС-1 КП «Водоканал» (випуск центральних очисних споруд Лівого берега КП «Водоканал»);

3) 256 км, р. Дніпро, м. Енергодар, Каховське водосховище;

4) 253 км, р. Дніпро, м. Енергодар, Каховське водосховище, вплив Запорізької АЕС (в зоні впливу продувних вод ставка-охолоджувача ВП «Запорізька АЕС» НАЕК «Енергоатом»). «253» є характерним «вихідним» створом.

З метою оцінки якості природних вод Каховського водосховища та р. Дніпро (у місці впадання у водосховище) всі показники якості та забруднювальні компоненти були розділені на три групи сумачії за лімітуючою ознакою шкідливості. Це такі групи: органолептична (4 пок.), санітарно-токсикологічна (14 пок.), загально-санітарна (6 пок.).

Для розрахунку інтегрального показника L_{ij} по кожній з груп за формулою (1) розраховано відповідні питомі за групами показники $L_{сан-токс}$, $L_{орг}$, $L_{заг-сан}$ та інтегральний показник, який є сумою питомих. Результати оцінки репрезентовані на рисунках 2-5.

Значення інтегральних показників L_{ij} по групах сумачії перевищують одиницю, що свідчить про невідповідність вимогам якості води.

Якість води за методикою (формула (2)) характеризує пріоритетна група показників стану та якості поверхневих вод. Аналізуючи рис. 1-4 виявлено, що найпріоритетнішою у формуванні якості поверхневих вод є органолептична група показників, а з їх переліку – залізо. Перевищення ГДК по даному компоненту досягали 2,86 показника кратності ГДК.

Загалом рівень забруднення природних вод у досліджуваних створах поступово знижується, особливо чітко виявлено цю тенденцію у 2017 р.

Головні висновки. За результатами оцінки якості вод на основі інтегрального показника зазначено, що найпріоритетнішою у формуванні якості вод Каховського водосховища та річки Дніпро є органолептична група показників, а з їх переліку – залізо. Крім того, значення інтегральних показників за групами сумачії є недопустимими та не відповідають вимогам якості.

Загалом рівень забруднення природних вод у досліджуваних створах поступово знижується.

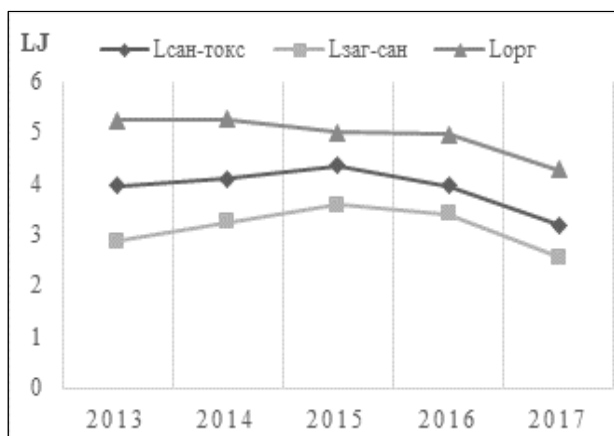


Рис. 2. Результати оцінки якості поверхневих вод за інтегральним показником L_j у створі – 328 км, р. Дніпро, верхній б'єф Дніпровської ГЕС

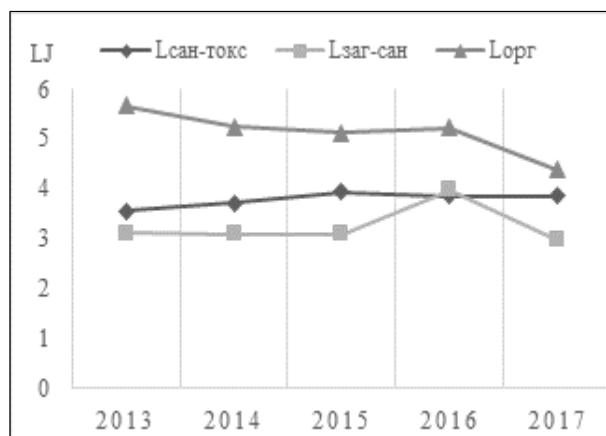


Рис. 3. Результати оцінки якості поверхневих вод за інтегральним показником L_j у створі – 312 км р. Дніпро, 500 м нижче скиду ЦОС-1 КП «Водоканал»

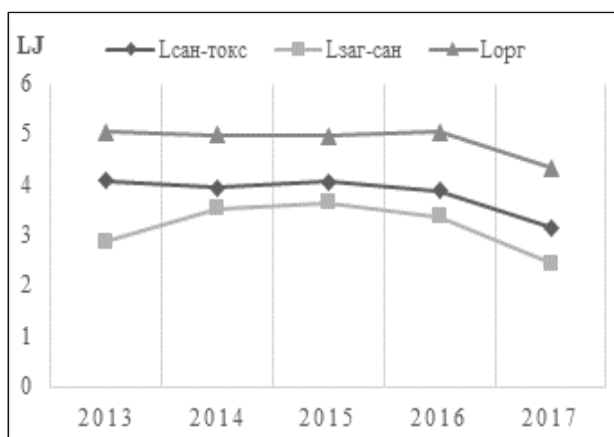


Рис. 4. Результати оцінки якості поверхневих вод за інтегральним показником L_j у створі – 256 км р. Дніпро, м. Энергодар, Каховське водосховище

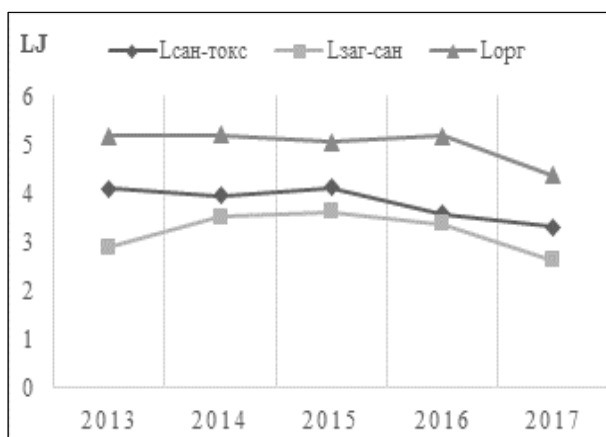


Рис. 5. Результати оцінки якості поверхневих вод за інтегральним показником L_j у створі – 253 км, р. Дніпро, м. Энергодар, Каховське водосховище вплив Запорізької АЕС

Результатом комплексної оцінки стану використання водних ресурсів Каховського водосховища у Запорізькій області за період 2013–2017 рр. є присвоєння йому 1-го класу використання водних ресурсів та «доброго» стану.

Перспективи використання результатів дослідження. Результати дослідження можна використовувати для прийняття рішень стосовно оздоровлення басейну річки Дніпро та в загалом Каховського водосховища.

Література

1. Федоненко О.В., Єсінова Н.Б., Шарамок Т.С., Маренков О.М. Гідроекологічний стан Каховського водосховища. *Питання біоіндикації та екології*. 2010. Вип. 15. № 2. С. 214–222.
2. Шапар А.Г., Скрипник О.О., Чілій Д.В. Можливі технічні рішення для повернення техноекосистеми р. Дніпро до природного стану. *Екологія і природокористування*. 2013. Вип. 16. С. 83–91.
3. Обухов Е.В. Оценка комплексного использования водных ресурсов Каховского в-ща за 60 лет эксплуатации. *Экономика Украины*. 2017. № 1 (654). С. 31–40.
4. Караушев А.В. Методические основы оценки и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод. Ленинград : Гидрометеиздат 1987. 285 с.
5. Швєбе Г.І., Ігошин М.І. Каталог річок і водойм України : навчально-довідковий посібник. Одеса : Астропринт, 2003. 392 с.
6. Хільчевський В.К. Водопостачання і водовідведення. Гідроекологічні аспекти. Київ, 1999. 320 с.
7. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якість води: підручник. Київ : Вища школа, 2005. 671 с.
8. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища у Запорізькій області у 2016 році. Запоріжжя, 2017. 323 с.
9. Екологічний паспорт регіону. Запорізька область. Запоріжжя, 2017. 182 с.

ПОРІВНЯЛЬНИЙ АНАЛІЗ ЕФЕКТИВНОСТІ ВИЛУЧЕННЯ ФОСФАТІВ ІЗ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА ПРИРОДНИМИ СОРБЕНТАМИ

Мацуська О.В., Сухорська О.П.

Львівський національний університет ветеринарної медицини та біотехнологій
імені С.З. Гжицького
вул. Пекарська, 50, 79000, м. Львів
kasanam@meta.ua

Проблема забруднення довкілля стічними водами різних галузей діяльності й надалі залишається актуальною. Адже потрапляння неочищених і не вдало очищених стоків хімічної промисловості, побутового сектору, сільського господарства як у поверхневі води, так і в каналізацію створює низку проблем еколого-економічного характеру.

Концентрація фосфатів у стоках агропромислових комплексів коливається в межах – 20–70 мг/дм³ і перевищує їх гранично допустиму норму (ГДК P₂O₅ < 7 мг/дм³), тому стічні води перед скидом із підприємства потребують обов'язкового очищення.

Усунення шкідливих домішок зі стічних вод можливе різними способами. З огляду на те, що очищенню підлягають значні об'єми стоків, найбільш економічно доцільним є застосування природних сорбентів.

У роботі досліджено та порівняно сорбційні властивості цеоліту Сокирницького родовища Закарпатського регіону та торфу родовища Верещиця-Янівське, що на Львівщині, щодо можливості та ефективності вилучення фосфатів із води. Сорбційні властивості природного цеоліту до фосфатів є досить високими порівняно з торфом.

Встановлено, що низинний вид торфу має вищі сорбційні властивості до досліджуваного забрудника з водного середовища, ніж верховий. Спостережено значно більшу втрату вологи у низинному виді торфу, а також основну частку рослинних волокон у його структурі, що й пояснює його сорбційні властивості.

Побудовано та представлено відповідні ізотерми адсорбції фосфатів на цеоліті Сокирницького родовища, а також верховому та низинному видах торфу Верещиця-Янівського родовища. Ізотерма адсорбції фосфатів на цеоліті має прямолінійний вид, є першою стадією перебігу ізотерми Ленгмюра, яка показує поступове вилучення фосфат-іонів на сорбенті та ще не досягнуто рівновагу цього процесу. Тоді як ізотерма адсорбції фосфатів на верховому торфі є криволінійною та говорить про настання моменту насичення адсорбенту поглинаючим компонентом, то ізотерма адсорбції фосфатів на низинному виді торфу показує повне насичення адсорбенту забрудником. *Ключові слова:* АПК, забруднення, стічні води, фосфати, адсорбція, природні сорбенти, торф, цеоліт, ізотерми адсорбції.

Comparative analysis of the efficiency of phosphate extraction from water by natural sorbents. Matsuska O., Suchorska O.

The problem of environmental pollution by sewage of different industries remains urgent. The entry of untreated and insufficiently treated sewage of the chemical industry, household sector, agriculture, both in surface water and sewage, creates a number of problems of ecological and economic character.

Concentration of the phosphates in sewage water of the agro-industrial complex (AIC) ranges within 20–70 mg/dm³ and exceeds their maximum allowable concentration (MAC of P₂O₅ < 7 mg/dm³), therefore the sewage water before discharge from the plant requires cleaning.

Harmful impurities may be removed from the sewage water by various methods. Viewing the fact that great volumes of the sewage water are subject to cleaning, the most economically reasonable is usage of natural sorbents.

In this work, the comparative sorption properties of zeolite and peat in relation to the possibility and efficiency of phosphates removal from water. Sorption features of natural zeolite of the Sokyrnytsia deposit to phosphates are rather high in comparison with peat.

The peat of Vereshchytsya-Yanovske deposit of Ukraine of two depths was studied: lowland and upland. It is established that lowland samples of peat have higher sorption properties to the investigated pollutants from the aquatic environment than the upland ones. More moisture loss in the lowland peat species was observed, as well as the major part of the plant fibers in its structure, which explains its sorption properties. Due to the high content of humic substances, the extraction of cations from the water by peat can occur due to ion exchange. The adsorption isotherms of phosphate on the top and lowland peat species of Vereshchytsya-Yanovske deposit were constructed and presented and by on zeolite of the Sokyrnytsia deposit. *Key words:* agricultural industry, pollution, sewage, phosphates, adsorption, peat, zeolite, adsorption isotherms.

Постановка проблеми. Потрапляння неочищених і не вдало очищених стоків різних галузей діяльності як у поверхневі води, так і в каналізацію з року в рік створює низку проблем еколого-економічного характеру [1].

Стічні води агропромислового комплексу (далі – АПК) є складними багатокомпонентними системами, містять у своєму складі забрудники як

мінерального, так й органічного походження, що потребує пошуку ефективних методів їх очищення [2]. Результати аналізу екологічної оцінки стічних вод м'ясопереробних підприємств вказують на перевищення допустимих норм значної кількості показників, зокрема за вмістом фосфатів – 2,4–3 ГДК. У стоках птахофабрик концентрація фосфатів перевищує норму ~ удесятеро. У стічних водах молоко-

переробних підприємств вміст фосфатів коливається в межах 4,3–10 ГДК [3; 4].

Для очищення стоків АПК часто застосовують біологічний спосіб, у процесі застосування якого часто відбувається втрата цінних харчових компонентів. Крім того, біологічна очистка висококонцентрованих рідин вимагає їх попередньої підготовки механічними та фізико-хімічними методами і є малоефективною для вилучення зі стоків біогенних елементів. Цей метод є найбільш доцільним для видалення розчинених органічних речовин, проте не вигідний для заводів малої потужності, оскільки потребує великих затрат на його впровадження та експлуатацію [5; 6].

Найбільш оптимальним у цьому випадку є застосування фізико-хімічних методів, серед яких досить ефективною є адсорбція з використанням природних дисперсних сорбентів (цеоліти, торф) [7; 8]. Очищення водних розчинів за допомогою природних сорбентів відповідає багатьом вимогам екологічно чистого та енергоощадного виробництва, що базується на принципі безвідходності [9]. Потужні геологічні запаси, дешеве видобування породи, проста підготовка до транспортування та використання, можливість використання відпрацьованих сорбентів в інших технологіях – основні переваги їх використання.

У різних регіонах країни виявлено більше 50 цеолітовмісних родовищ із загальним запасом біля 5 млрд т, з яких 69 % відводиться на клиноптилоліт. Найбагатшим на цеолітовмісні породи є Закарпатський регіон, сумарні запаси і прогнозує ресурси якого сягають близько 1 млрд т [10]. У межах Львівської області налічують 168 родовищ торфу, площа промислової глибини яких становить 48 123 га [11].

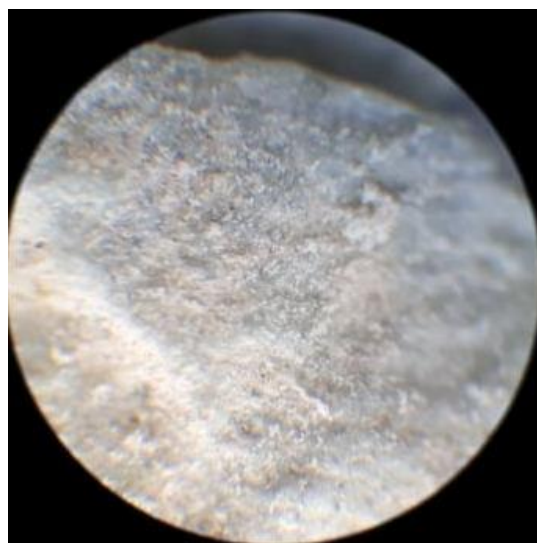
Роботу присвячено дослідженню та порівняльній характеристиці адсорбційних властивостей природних сорбентів: цеоліту Сокирницького родовища (клиноптилоліту- Na^+) й торфу родовища Верещиця-Янівське щодо вилучення фосфатів із водного середовища.

Матеріал і методи досліджень. Для очищення води від фосфатів використано природний мінеральний сорбент – клиноптилоліт Сокирницького родовища Закарпатської району, що є найбільш багатим на цеолітовмісні породи, сумарні запаси та прогнозує ресурси якого сягають близько 900 млн т [10]. Фото взятих для досліджень зразків клиноптилоліту та його структуру, спостережену нами під мікроскопом, представлено на рис. 1.

Первинною структурною одиницею цеолітової кристалічної решітки є тетраедр, у центрі якого розташований атом кремнію чи алюмінію, а на вершині – 4 атоми кисню. Причому кожен атом кисню спільний для двох сусідніх тетраедрів. За таких умов з'єднання всіх тетраедрів спричиняє утворення суцільного кристалічного каркасу. Заміна Si (IV) на Al (III) у тетраедрах веде до утворення негативного заряду каркаса, який може компенсуватися переважно катіонами натрію, кальцію і калію. Завдяки чітко визначеним розмірам пор і внутрішніх порожнин цеоліти володіють молекулярно-ситовими, адсорбційними, іоннообмінними та каталітичними властивостями, є адсорбентами для багатьох неорганічних і органічних речовин. Обезводнення цеолітів, що супроводжується шляхом нагрівання, поліпшує адсорбційну здатність до молекул різних речовин із газової та рідкої фази. У водному середовищі цеоліти здатні легко обмінювати свої катіони на катіони розчину. У внутрішньокристалічний простір цеолітів можуть проникати лише ті



а)



б)

Рис. 1. Фото взятого для досліджень клиноптилоліту (а) та його структура під мікроскопом (збільшення 7×8) (б)

молекули, розміри яких не перевищують розмірів вихідних віконць. Останні в різних груп цеолітів не однакові й коливаються від 0,26 нм до 0,7 нм. Фізико-хімічні властивості природних цеолітів залежать також від вмісту цеолітової фази в породі, типу катіонообмінної фази й характеру домішок. Отже, адсорбційні властивості різновидів цеолітів є різними щодо відповідних забруднювальних компонентів [10].

Для встановлення адсорбційної здатності торфу відбирали його проби із Верещиця-Янівського родовища (загальною площею торфовища 1885 га та глибиною 5,2 м), що на Яворівщині, із різних глибин: 10–20 см і близько 1,5 м. Фото відібраних проб торфу для аналізу представлено на рис. 2 (а – верховий торф, б – низинний торф).

Торф – це полідисперсна система, основу якого становлять рослинні залишки твердих полімерів целюлозної природи і продукти їх розпаду, що перебувають у рівновазі з водним розчином низько- та високомолекулярних речовин.

Головним джерелом неорганічних сполук торфу є водна міграція мінеральних компонентів, що надходять із паводковими та ґрунтовими водами, а також повітряна й біогенна міграції. Неорганічну частину торфової води представлено переважно катіонами (здебільшого Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} , K^+ , Na^+) й аніонами (HCO_3^- , NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}) хімічних елементів. Вміст катіонів у торфовій воді (особливо Ca^{2+}) впливає на кислотність середовища і визначає концентрацію розчинених органічних сполук.

Джерелом органічної речовини торфу є болотні рослини-торфоутворювачі: мохи, трави, деревні породи. Склад і властивості торфу залежать від хімічних особливостей рослинного матеріалу, отже – і від типу торфу. Основу органічного складника торфу становлять гумінові речовини (гумінові

кислоти, фульвокислоти та їхні солі), які спричинюють до іонообмінних властивостей торфу.

Іонообмінні властивості гумінових речовин зумовлені великою кількістю карбоксильних $-\text{COOH}$ та фенольних $-\text{OH}$ груп. Понад 50 % іонного обміну випадає на карбоксильні групи, оскільки фенольні гідроксили за $\text{pH} < 6$ практично не дисоційовані і вступають в іонний обмін лише за $\text{pH} = 9 - 10$. Також макромолекули гумінових речовин завдяки водневим зв'язкам і полівалентним йонам можуть «зшиватися» з утворенням просторових структур, які здатні поглинати й утримувати велику кількість води з розчиненими в ній речовинами, що підкреслює їхні адсорбційні властивості [6; 12].

Отже, походження торфу значно позначається на його хімічному складі. Вміст гумінових кислот у низинного виду торфу близько в 1,6 раза вищий, ніж у верхового. Солей у низинному виді торфу також міститься багато – 200–700 мг/л, у верхівковому – до 70–180 мг/л.

Структуру відібраних проб торфу спостережено нами під мікроскопом (рис. 3).

Втрату вологи кліноптилоліту (~ по 1 г) та досліджуваних зразків торфу (по 6 г верхового та низинного видів) здійснювали шляхом їх висушування в сушильній шафі, у відкритих алюмінієвих бюксах, до сталої маси.

Для визначення втрати вологості торфу використовували співвідношення:

$$W = \frac{m_1 - m_0}{m_1} 100\% \quad (1)$$

де: m_1 – маса вологого зразку, г; m_0 – маса висушеного зразку, г.

Для визначення адсорбційної ємності фосфатів у скляні колби відміряли по 200 мл розчину забрудника приготованого в дистильованій воді різ-



Рис. 2. Фото відібраних проб торфу Верещиця-Янівського родовища: а) верхового та б) низинного

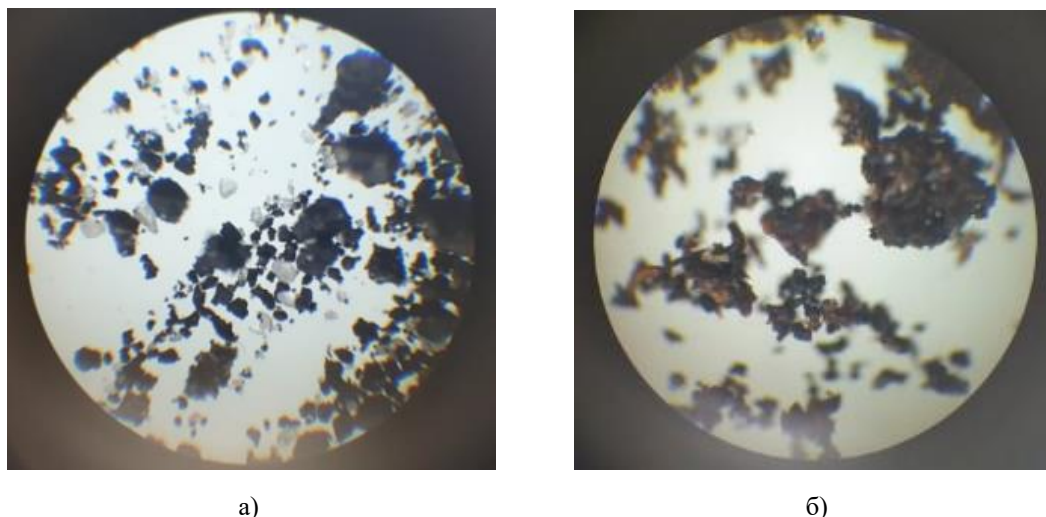


Рис. 3. Фото досліджуваних проб торфу Верещиця-Янівського родовища під мікроскопом (збільшення 7×8): а) верхового та б) низинного

них початкових концентрацій (Споч $5\text{--}30\text{ мг/дм}^3$) і додавали однакові наважки клиноптилоліту ($\sim 1\text{ г}$). Діапазон концентрацій відповідав вмісту фосфатів у реальних стічних водах. Колби герметично закривали й залишали під час періодичного перемішування на дві доби за температури $+20^\circ\text{C}$. Сорбент відділяли від розчину, який аналізували на вміст фосфатів на фотоелектроколориметрі за відомою методикою [13].

З метою встановлення сорбційної здатності проб торфу щодо фосфатів, до змодельованих розчинів (по 100 мл) із концентрацією фосфатів у діапазоні $10\text{--}100\text{ мг/дм}^3$ додавали попередньо висушені зразки торфу (\sim по $3,5\text{ г}$ низинного та $4,5\text{ г}$ верхового). Хід досліджень процесу сорбції фосфатів із розчинів та визначення вмісту цього забрудника у них аналогічний до попереднього дослідю.

Результати та їх обговорення. Сорбційні властивості досліджуваних природних сорбентів здійснювали в статичних умовах. *Статична активність сорбенту* характеризується максимальною кількістю речовини, яка поглинається одиницею об'єму або маси сорбенту до моменту досягнення рівноваги за сталих температури рідини й початкової концентрації речовини.

Між кількістю речовини, адсорбованої сорбентом і залишеної в розчині, у розбавлених розчинах настає рівновага, яка підпорядковується закону розподілу. *Сорбція* – процес зворотний, тобто адсорбована речовина (сорбат) може переходити із сорбенту знову в розчин. За різних однакових умов швидкість перебігу прямого (сорбції) і зворотного (десорбції) процесів пропорційні концентрації речовини в розчині та на поверхні сорбенту. Тому на початку сорбції, тобто за максимальної концентрації речовини в розчині, швидкість сорбції також максимальна. У міру підвищення концентрації розчиненої речовини на поверхні сорбенту збільшу-

ється кількість сорбованих молекул, які повертаються назад у розчин. Якщо кількість сорбованих із розчину за одиницю часу молекул дорівнює кількості молекул, які надходять із поверхні сорбенту в розчин, концентрація розчину стає сталою й називається *рівноважною*.

Якщо після досягнення адсорбційної рівноваги дещо збільшити концентрацію забрудників у розчині, то сорбент може вилучити з нього ще деяку кількість розчиненої речовини. Проте порушена так рівновага відновлюватиметься лише до повного використання сорбційної ємності (здатності) певного сорбенту. Після цього підвищена концентрація речовини в розчині не змінює величини адсорбції.

До основних технологічних характеристик адсорбційного процесу належить насамперед питома витрата адсорбенту на очищення одиниці стоку. Для визначення цього показника потрібно знати, як використовується ємність адсорбенту (його адсорбційна здатність), чи залежить процес сорбції від рН середовища і яким має бути його оптимальне значення.

Адсорбційну ємність сорбенту визначали за такою формулою:

$$A = \frac{C_{\text{поч}} - C_{\text{кін}}}{n} \times V, \quad (2)$$

де $C_{\text{поч}}$ – початкова концентрація забрудника в розчині, г/дм^3 ; $C_{\text{кін}}$ – кінцева концентрація забрудника в розчині, г/дм^3 ; n – наважка сорбенту, г ; V – об'єм розчину, взятого для дослідження, дм^3 .

Ізотерми сорбції фосфатів на цеоліті, а також на верховому і низинному зразках торфу, представлено на рис. 4, 5.

Одержані результати досліджень показують високу ефективність застосування клиноптилоліту для вилучення фосфатів із водних розчинів. Як відомо [14], механізм адсорбції фосфатів складається з 2 стадій:

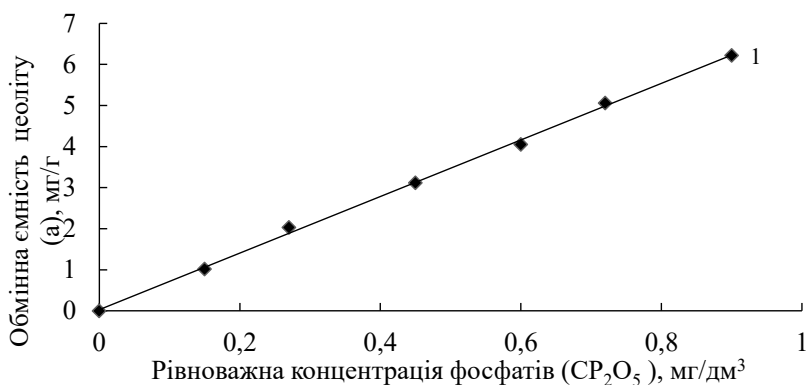
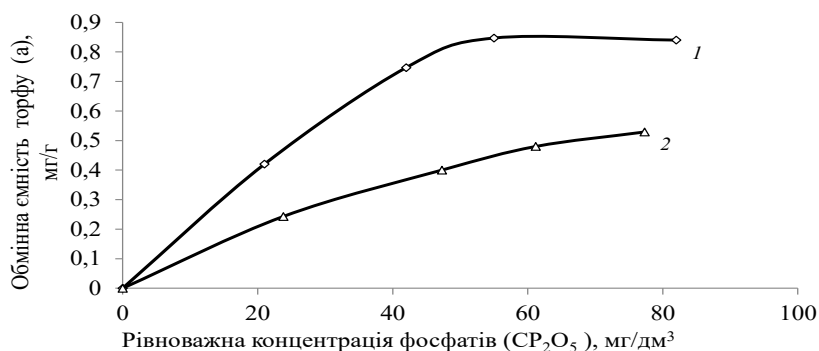


Рис. 4. Ізотерма сорбції фосфатів на цеоліті

Рис. 5. Ізотерма сорбції фосфатів на торфі родовища Верещиця-Янівське:
1 – низинна проба; 2 – верхова проба

1) дифузія йонів $НРО_4^{2-}$ з розчину до поверхні адсорбенту;

2) внутрішня дифузія йонів $НРО_4^{2-}$ у зерні сорбенту.

Аналізуючи ізотерму адсорбції фосфатів на природній формі цеоліту (рис. 4) видно, що крива ізотерми лежить в ділянці низьких концентрацій і є першою стадією перебігу ізотерми Ленгмюра [15], яка показує поступове вилучення фосфат-іонів на сорбенті та ще не досягнуто рівновагу цього процесу, що пояснюється дещо низькими початковими концентраціями забрудника в розчинах.

Як видно із представлених результатів досліджень (рис. 5), торф Верещиця-Янівського родовища має здатність вилучати із води фосфати. Структури переплетіння рослинних залишків (рис. 3-б), просторові та колоїдні структури торфу, поглинають значну кількість води та зумовлюють його адсорбційні властивості. Це підтверджується встановленою також у процесі досліджень різною втратою вологи низинного та верхового видів торфу – 52,2–56,6 % та 35,7–41% відповідно.

Сорбційні властивості низинного торфу є вищими від верхового (рН низинного торфу – 5,08, верхового – 5,29) у 1,59 раза щодо фосфатів. Тоді як ізотерма адсорбції фосфатів на верховому торфі є криволінійною, що говорить про настання моменту насичення

адсорбенту поглинальним компонентом, то ізотерма адсорбції фосфатів на низинному виді торфу показує повне насичення адсорбенту забрудником.

Якщо порівнювати сорбційні властивості торфу та цеоліту до фосфатів, то бачимо, що адсорбційна здатність цеоліту (клинотилоліту Na^+) є значно вищою, ніж торфу, проте, враховуючи еколого-економічні характеристики цих сорбентів, варто далі вивчати можливості їх застосування в технологічних процесах очищення водного середовища.

Висновки. Перевірено сорбційні властивості природних сорбентів: цеоліту (Сокирницького клинотилоліту), а також верхового й низинного зразків торфу Верещиця-Янівського родовища до найбільш поширеного забрудника стічних вод АПК – фосфатів.

Встановлено сорбційні здатності цих сорбентів до фосфатів, які показують, що клинотилоліт ~ у 7,5 раза краще поглинає цей забрудник із води. Ці сорбційні властивості представлено також у вигляді відповідних ізотерм сорбції.

Одержані дані щодо можливості застосування торфу як сорбенту у процесах очищення води значно розширюють сферу його застосування.

Перспективи подальших досліджень. Природні сорбенти є дешевою й ефективною сировиною для розв'язання багатьох екологічних проблем сьогодення. Високий вміст вуглецю в торфі (50–60%) спри-

чинює їх самозаймання, що тягне за собою чималі екологічні наслідки. Проте багатий його склад, а особливо структура – привертають увагу до торфу в багатьох сферах застосування: цінна хімічна сировина для промисловості, добриво в сільському господарстві, паливо для побутових потреб, лікуваль-

ний природний ресурс, а в перспективі як сорбент для очищення води. Стічні води АПК є багатокомпонентними системами, а отже дослідження щодо можливості та ефективності вилучення інших забрудників із цих стоків за допомогою торфу є досить актуальними.

Література

1. Sabadash V., Gumnitsky J., Hyvlyud A. Mechanism of phosphates sorption by zeolites depending on degree of their substitution for potassium ions. *Chemistry and chemical technology*. 2016. Vol. 10. № 2. P. 235–240.
2. Мацуська О.В., Калин Б.М., Павлюк І.О. Порівняльний аналіз використання природних сорбентів у процесах очищення стоків підприємств АПК. *Науковий вісник ЛНУВМ та БТ імені С.З. Гжицького*. 2017. Т. 19. № 79. С. 159–162.
3. Мацуська О.В., Параняк Р.П., Гумницький Я.М. Адсорбція компонентів сточних вод природними сорбентами. *Хімія і технологія води*. 2010. Т. 42 (4). С. 399–408.
4. Саблій Л.А. Фізико-хімічне та біологічне очищення висококонцентрованих стічних вод : монографія. Рівне : НУВГП, 2013. 291 с.
5. Маслій І.В. Проблеми очистки стічних вод тваринницьких підприємств. *Вісник Сумського національно аграрного університету. Серія: Будівництво*. 2015. Т. 10. С. 75–77.
6. Matsuska O., Suchorska O., Gumnitsky J. The ability of peat in adsorption of biogenic elements from water environment. *Journal of Ecological Engineering*. 2010. Vol. 21 (4). P. 224–230.
7. Humnytsky Y., Matsuska O. Statics and kinetics of ammonium nitrogen sorption on natural zeolite under periodic conditions. *Chemistry and chemical technology*. 2011. Vol. 5. № 1. P. 7–11.
8. Malovanyu M., Petrushka K., Petrushka I. Improvement of Adsorption-Ion-Exchange Processes for Waste and Mine Water Purification. *Chemistry and chemical technology*. 2019. Vol. 13. № 3. P. 372–376.
9. Мацуська О.В. Ціжовська М.В., Хапко Д.М. Перспективи екологізації процесу очищення стічних вод АПК при використанні нетрадиційних сорбентів. *Науковий вісник ЛНУВМБ імені С.З. Гжицького. Серія «Сільськогосподарські науки»*. 2019. Т. 21. № 91. С. 54–59.
10. Параняк Р.П., Мацуська О.В., Романець М.М. Загальна характеристика природних сорбентів та їх використання у промисловості та сільському господарстві. *Сільський господар*. 2008. № 5/6. С. 18–20.
11. Блажко Н., Кіпгач Ф. Аналіз стану використання торфових ресурсів Львівської області. *Вісник Львівського національного університету*. 2012. Вип. 40. Ч. 1. С. 107–113.
12. Кравченко В.С., Боднарюк Т.С., Кравченко Ю.В., Курилюк М.С. Перспективи використання торфу для очищення висококонцентрованих виробничих стічних вод. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування*. 2009. Т. 3. № 47 (2). С. 250–257.
13. Методика фотометричного визначення амоній-іонів з реактивом Неслера в стічних водах. КНД 211.1.4.030-95.
14. Інженерна екологія: Загальний курс. Ч. 2 : навч. посібник / Я.М. Гумницький, І.М. Петрушка. Львів : Вид-во Львівської політехніки, 2016. 348 с.
15. Мацуська О.В., Сидорчук О.В., Сабадаш В.В. Адсорбція фосфатів природними та модифікованими сорбентами із водних розчинів. *Науковий вісник ЛНУВМБТ імені С.З. Гжицького*. 2014. Т. 16. № 3 (60). С. 342–347.

ИРРИГАЦИОННЫЕ СВОЙСТВА ВОД ОДЕССКОЙ ОБЛАСТИ

Студёнова Е.С., Юрасов С.Н.

Одесский государственный экологический университет

ул. Львовская, 15, 65016, г. Одесса

katya_studenova@ukr.net, urasen54@gmail.com

В статье предложена детальная типизация ирригационных вод на основе типизации природных вод по О.А. Алекину на примере водных объектов Одесской области. Актуальность исследования заключается в необходимости совершенствования методик анализа состава и свойств ирригационных вод особенно для Одесской области, где полив сельхозугодий был и остаётся важной проблемой.

Общепринятой классификацией природных вод по минеральному составу является классификация О.А. Алекина, основоположника гидрохимии советского периода. В ней природные воды разделяются на классы (по преобладающим анионом), группы (по преобладающим катионом) и типы (по соотношению между анионами и катионами). Однако природные воды одного типа по О.А. Алекину могут иметь различные ирригационные свойства в зависимости от соотношения ионов кальция и гидрокарбонат-ионов в этом типе.

По предложенной типизации ирригационные воды разделяются на подтипы I, IIa, IIб, IIIa, IIIб, IIIв. Тип IV не рассматривается, поскольку к нему относятся воды, непригодные для полива (кислые воды болотные, шахтные и вулканические, а также воды, очень загрязнённые промышленными стоками).

Главные ионы в воде уравнивают друг друга, гипотетически образуя соли. Возможность анализа гипотетических солей указывается А.А. Алекиным и в «Справочнике гидрогеолога». А основатель мелиорации в советский период А.Н. Костяков указывает на необходимость анализа солевого состава ирригационных вод с минерализацией от 1,5 до 3,0 мг/дм³, поскольку от количества токсичных солей зависит возможность использования этих вод для полива. По токсичности В.А. Ковда располагает соли главных ионов в следующей последовательности: $Na_2CO_3 > NaHCO_3 > NaCl > CaCl_2 > Na_2SO_4 > MgCl_2 > MgSO_4$. Нетоксичные для растений соли $MgCO_3$; $Mg(HCO_3)_2$; $CaSO_4$; $CaCO_3$; $Ca(HCO_3)_2$.

Предложенные подтипы ирригационных вод отличаются тем, что способствуют образованию в почве различных наборов солей (токсичных и нетоксичных). Общей для всех подтипов является возможность образования $NaCl$ и $Ca(HCO_3)_2$. Отличие: I – Na_2SO_4 , $NaHCO_3$, $Mg(HCO_3)_2$; IIa – Na_2SO_4 , $MgSO_4$, $Mg(HCO_3)_2$; IIб – Na_2SO_4 , $MgSO_4$, $CaSO_4$; IIIa – $MgCl_2$, $MgSO_4$, $Mg(HCO_3)_2$; IIIб – $MgCl_2$, $MgSO_4$, $CaSO_4$; IIIв – $MgCl_2$, $CaCl_2$, $CaSO_4$. По неблагоприятности наборов солей подтипы вод можно расположить так: I, IIIв, IIa, IIб, IIIa, IIIб.

В Одесской области встречаются воды подтипов I–IIIб. В водохранилище Сасык в силу особенностей формирования минерального состава его вод изредка образуются даже воды подтипа IIIв. На этом водохранилище формируются воды всех подтипов кроме I: IIa (с частотой 29 %), IIб (42 %), IIIa (5 %), IIIб (19 %) и IIIв (5 %). Для реки Днестр характерными являются подтипы IIa (55 %) и IIб (30–35 %). В Дунае воды преимущественно подтипов IIa (30–40 %) и IIIa (55–65 %). На Балтском водохранилище чаще всего формируются воды типа I (75–80 %). *Ключевые слова:* ирригационные свойства вод, Одесская область, минеральный состав, главные ионы, токсичные соли, типы природных вод, подтипы вод.

Іригаційні властивості вод Одеської області. Студьонова К.С., Юрасов С.М.

У статті запропоновано детальну типізацію іригаційних вод на основі типізації природних вод за О.А. Алюкіним на прикладі водних об'єктів Одеської області. Актуальність дослідження полягає в потребі вдосконалення методик аналізу складу і властивостей іригаційних вод особливо для Одеської області, де полив сільгоспугідь був і залишається важливою проблемою.

Загальноприйнятою класифікацією природних вод за мінеральним складом є класифікація О.А. Алюкіна, засновника гідроїмії радянського періоду. У ній природні води підрозділяються на класи (за переважаючим аніоном), групи (за переважаючим катионом) і типи (за співвідношенням між аніонами і катионами). Однак природні води одного типу за О.А. Алюкіним можуть мати різні іригаційні властивості залежно від співвідношення іонів кальцію і гідрокарбонат-іонів у цьому типі.

За запропонованою типізацією іригаційні води розділяються на підтипи I, IIa, IIб, IIIa, IIIб, IIIв. Тип IV не розглядається оскільки до нього належать води, які непридатні для поливу (кислі води болотні, шахтні та вулканічні, а також води, дуже забруднені промисловими стоками).

Головні іони у воді врівноважують один одного, гіпотетично утворюючи соли. На можливість аналізу гіпотетичних солей вказується О.А. Алюкіним і в «Довіднику гідрогеолога». А засновник мелиоратії у радянський період А.Н. Костяков вказує на потребу аналізу солевого складу іригаційних вод із мінералізацією від 1,5 до 3,0 мг/дм³, оскільки від кількості токсичних солей залежить можливість використання цих вод для поливу. За токсичністю В.А. Ковда розташовує соли головних іонів у такій послідовності: $Na_2CO_3 > NaHCO_3 > NaCl > CaCl_2 > Na_2SO_4 > MgCl_2 > MgSO_4$. Нетоксичні для рослин соли: $MgCO_3$; $Mg(HCO_3)_2$; $CaSO_4$; $CaCO_3$; $Ca(HCO_3)_2$.

Запропоновані підтипи іригаційних вод відрізняються тим, що сприяють утворенню в ґрунті різних наборів солей (токсичних і нетоксичних). Загальною для всіх підтипів є можливість утворення $NaCl$ й $Ca(HCO_3)_2$. Відмінність: I – Na_2SO_4 , $NaHCO_3$, $Mg(HCO_3)_2$; IIa – Na_2SO_4 , $MgSO_4$, $Mg(HCO_3)_2$; IIб – Na_2SO_4 , $MgSO_4$, $CaSO_4$; IIIa – $MgCl_2$, $MgSO_4$, $Mg(HCO_3)_2$; IIIб – $MgCl_2$, $MgSO_4$, $CaSO_4$; IIIв – $MgCl_2$, $CaCl_2$, $CaSO_4$. За несприятливістю наборів солей підтипи вод можна розташувати так: I, IIIв, IIa, IIб, IIIa, IIIб.

В Одеській області спостерігаються води підтипів I–IIIб. У водосховищі Сасык через особливості формування мінерального складу його вод зрідка утворюються навіть води підтипу IIIв. На цьому водосховищі формуються води всіх підтипів,

крім I: IIa (з частотою 29 %), IIb (42%), IIIa (5 %), IIIb (19 %) і IIIc (5 %). Для річки Дністер характерними є підтипи IIa (55 %) і IIb (30–35 %). У Дунаї води переважно підтипів IIa (30–40 %) і IIIa (55–65 %). На Балтському водосховищі найчастіше формуються води типу I (75–80 %). *Ключові слова:* іригаційні властивості вод, Одеська область, мінеральний склад, головні іони, токсичні солі, типи природних вод, підтипи вод.

Irrigation properties of waters of Odessa region. Studenova K., Yurasov S.

The article proposes a detailed typification of irrigation waters on the example of water bodies of Odessa region on the basis of typification of natural waters by O.A. Alokina. The relevance of the study lies in the need to improve methods of analysis of the composition and properties of irrigation water, especially for the Odessa region, where irrigation of agricultural land was and remains an important problem.

The generally accepted classification of natural waters by mineral composition is the classification of O.A. Alokina, the founder of hydrochemistry of the Soviet period. In it, natural waters are subdivided into classes (by predominant anion), groups (by predominant cation) and types (by the ratio between anions and cations). However, natural waters of one type according to O.A. Alokina can have different irrigation properties depending on the ratio of calcium ions and bicarbonate ions in this type.

According to the proposed typification, irrigation waters are divided into subtypes I, IIa, IIb, IIIa, IIIb, IIIc. Type IV is not considered because it includes waters unsuitable for irrigation (acidic waters of swamps, mines and volcanics, as well as waters heavily polluted by industrial effluents).

The main ions in water balance each other, hypothetically forming salts. The possibility of analysis of hypothetical salts is indicated by O.A. Alokina and in the Handbook of Hydrogeology. And the founder of land reclamation in the Soviet period A.N. Kostyakov points to the need to analyze the salt composition of irrigation water with a salinity of 1.5 to 3.0 mg/dm³, because from the amount of toxicity of salts depends on whether water can be used for watering. According to the toxicity of V.A. Kovda has salts of major ions in the following sequence: $Na_2CO_3 > NaHCO_3 > NaCl > CaCl_2 > Na_2SO_4 > MgCl_2 > MgSO_4$. Non-toxic to plants salts: $MgCO_3$; $Mg(HCO_3)_2$; $CaSO_4$; $CaCO_3$; $Ca(HCO_3)_2$.

The proposed subtypes of irrigation water differ in that they promote the formation of different sets of salts (toxic and non-toxic) in the soil. Common to all subtypes is the possibility of the formation of $NaCl$ and $Ca(HCO_3)_2$. Difference: I – Na_2SO_4 , $NaHCO_3$, $Mg(HCO_3)_2$; IIa – Na_2SO_4 , $MgSO_4$, $Mg(HCO_3)_2$; IIb – Na_2SO_4 , $MgSO_4$, $CaSO_4$; IIIa – $MgCl_2$, $MgSO_4$, $Mg(HCO_3)_2$; IIIb – $MgCl_2$, $MgSO_4$, $CaSO_4$; IIIc – $MgCl_2$, $CaCl_2$, $CaSO_4$.

According to the unfavorable sets of salts, water subtypes can be arranged as follows: I, IIIc, IIa, IIb, IIIa, IIIb.

In the Odessa region we can meet waters of subtypes I-IIIb. In the Sasyk reservoir, due to the peculiarities of the formation of the mineral composition of its waters, even subtype IIIc waters are seldom formed. This reservoir produces waters of all subtypes except I: IIa (with a frequency of 29 %), IIb (42 %), IIIa (5 %), IIIb (19 %) and IIIc (5 %). Subtypes IIa (55 %) and IIb (30–35 %) are typical for the Dniester River. In the Danube, water is mainly of subtypes IIa (30–40 %) and IIIa (55–65 %). Type I waters (75–80 %) are most often formed in the Baltic Reservoir. *Key words:* irrigation properties of waters, Odessa region, mineral composition, main ions, toxic salts, types of natural waters, subtypes of waters.

Постановка проблеми. Производство сельскохозяйственной продукции в Одесской области является важной народнохозяйственной составляющей. Дефицит влаги, неравномерность распределения водных объектов по территории и достаточно высокая минерализация некоторых из них делают полив сельхозугодий *важной проблемой* этого региона. Здесь по многим причинам, включая и упомянутую, показатель использования орошаемых земель по состоянию на 2016 г. составлял 19 % [1]. В настоящее время ситуация не улучшилась.

Актуальность исследования. Преобразование некоторых водных объектов для нужд ирригации (например, Сасыка) привело к засолению почв при использовании их вод для орошения. В этой связи совершенствование методик анализа поливных вод является *актуальной задачей*.

Анализ последних исследований и публикаций. Анализ технической литературы, посвященной оценке качества ирригационных вод [2–7], показал, что основными показателями свойств ирригационных вод и их классификаций по качеству являются минерализация и соотношение между главными ионами. Это классификации: А.Н Костякова и сельхоздепартамента США по минерализации; С.Я. Безднийной по минерализации и соотношению ионов натрия с суммой катионов; Стеблера по ионам

натрия, хлора-иона и сульфат-иона для разных типов вод; И.М. Антипова-Каратаева и Г.М. Кадера, М.Ф. Буданова, А.М. Можейко и Т.К. Воротника, И. Саболич и К. Дараба, Клли и Либиха, а также показателя SAR (США) по соотношению натрия и магния с другими катионами. Только в методике Стеблера эмпирические зависимости получены для разных типов вод по О.А. Алекину. Во всех остальных методиках эта типизация не учитывается.

Наиболее распространенной классификацией природных вод по минеральному составу является классификация, предложенная О.А. Алекиным, основоположником гидрохимии советского периода. Однако природные воды одного типа по О.А. Алекину могут иметь разные ирригационные свойства в зависимости от соотношения ионов кальция и карбонат-ионов в рассматриваемом типе вод.

Целью настоящего исследования является анализ и детальная типизация ирригационных вод Одесской области на основе типизации минерального состава природных вод по О.А. Алекину.

Научная новизна исследования состоит в предложении детальной типизации ирригационных вод и её апробировании при анализе водных объектов Одесской области.

Согласно классификации, предложенной О.А. Алекиным [8], все природные воды делятся по преобла-

дающему аниону на три класса: гидрокарбонатный, сульфатный и хлоридный.

По преобладающему катиону классы, в свою очередь, делятся на три группы: кальциевую, магниевую и натриевую. Каждая группа подразделяется на четыре типа вод (здесь и далее символ r перед ионом обозначает, что концентрация иона выражена в мг-экв/дм³):

- I – $rHCO_3^- > (rCa^{2+} + rMg^{2+})$;
- II – $rHCO_3^- < (rCa^{2+} + rMg^{2+}) < (rHCO_3^- + rSO_4^{2-})$;
- III – $(rHCO_3^- + rSO_4^{2-}) < (rCa^{2+} + rMg^{2+})$ или $rCl^- > rNa^+$;
- IV – $rHCO_3^- = 0$.

Однако воды одного типа по О.А. Алекину могут иметь разные ирригационные свойства. Причиной тому является разное соотношение между ионами $rHCO_3^-$ и rCa^{2+} в рассматриваемом типе вод.

Для нужд ирригации типизацию природных вод по О.А. Алекину можно представить более детально, разделив типы вод на подтипы в следующем порядке [9]: I, IIa, IIб, IIIa, IIIб, IIIв.

Для вод I и II типов характерным является соотношение $rCl^- < rNa^+$, для III – $rNa^+ < rCl^-$, далее:

- I – $rCl^- + rSO_4^{2-} < rNa^+$;
- IIa – $rCl^- < rNa^+ < rCl^- + rSO_4^{2-}$ и $rCa^{2+} < rHCO_3^-$;
- IIб – $rCl^- < rNa^+ < rCl^- + rSO_4^{2-}$ и $rCa^{2+} > rHCO_3^-$;
- IIIa – $rNa^+ < rCl^- < rNa^+ + rMg^{2+}$ и $rCa^{2+} < rHCO_3^-$;
- IIIб – $rNa^+ < rCl^- < rNa^+ + rMg^{2+}$ и $rCa^{2+} > rHCO_3^-$;
- IIIв – $rNa^+ + rMg^{2+} < rCl^-$.

Схематично детальная типизация [9] может быть представлена следующим образом (рис. 1).

Тип IV по О.А. Алекину не рассматривается, поскольку к нему относятся кислые воды болотные, шахтные и вулканические, а также воды, сильно загрязнённые промышленными стоками [8, с. 121]. Такие воды не пригодны для орошения.

Отличие ирригационных свойств подтипов вод удобнее показать набором гипотетических солей, которые могут образоваться в почве при испарении воды.

Представление минерального состава вод в виде набора гипотетических солей не используется на практике, поскольку в значительном большинстве ионы в воде находятся в несвязном состоянии и при химическом анализе определяют содержание ионов.

Но в литературе достаточно часто упоминается об этих солях [8, с. 389, 390; 10, с. 48, 49; 11, с. 67; 12, с. 84].

Например, на необходимость анализа химического состава солей для вод с минерализацией 1,5–3,0 мг/дм³ указывает основоположник мелиорации в советский период А.Н. Костяков [10, с. 48, 49]. По мнению О.А. Алекина, можно получить приближённое представление о характере солей, которые будут поступать в почву из данной воды, если условно допустить, что при испарении воды будут выпадать соли при комбинации ионов в такой последовательности: катионы – Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ ; анионы – HCO_3^- , SO_4^{2-} и Cl^- [8, с. 389, 390].

Для анализа солей воспользуемся графической методикой Роджерса [8, с. 129, 130], которая заключается в том, что содержание (в %-экв или мг-экв/дм³) анионов и катионов представляют в виде двух параллельных строк, и по взаимному расположению отрезков, соответствующих содержанию ионов в воде, оценивают вид и количество предполагаемых солей (рис. 2).

Этот способ анализа позволяет приближённо оценить качественный и количественный состав гипотетических солей в воде, в том числе токсичных солей и, соответственно, токсичных ионов. В данном случае под токсичными подразумеваются, ионы способные образовать токсичные соли.

По токсичности В.А. Ковда располагает соли в следующем порядке [13, с. 386]: $Na_2CO_3 > NaHCO_3 > NaCl > CaCl_2 > Na_2SO_4 > MgCl_2 > MgSO_4$. Нетоксичными для растений являются соли: $MgCO_3$; $Mg(HCO_3)_2$; $CaSO_4$; $CaCO_3$; $Ca(HCO_3)_2$.

В «Справочном руководстве гидрогеолога» [11, с. 67] последовательность комбинирования ионов обратная: анионы – Cl^- ; SO_4^{2-} ; $(CO_3^{2-} + HCO_3^-)$; катионы – $(K^+ + Na^+)$; Mg^{2+} ; Ca^{2+} . Однако по рис. 2 видно, что результаты анализа солей по прямой последовательности или по обратной будут одинаковыми.

На рис. 2 представлены гипотетические соли, которые могут поступить в почву при использовании для полива рассматриваемых подтипов вод. На нём условно (для наглядности) количество солей показано в равных долях.

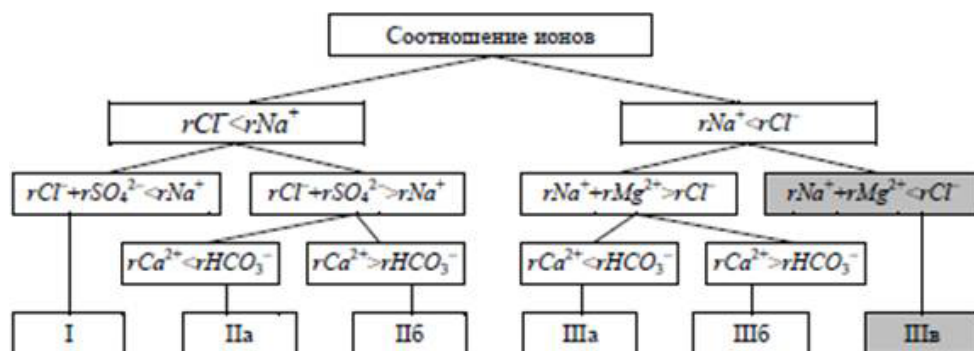


Рис. 1. Схема детальной типизации вод

а) Тип I ($rCl + rSO_4^{2-} < rNa^+$ или $rHCO_3^- > (rCa^{2+} + rMg^{2+})$)

rCa^{2+}	rMg^{2+}	rNa^+		
<u>$Ca(HCO_3)_2$</u>	<u>$Mg(HCO_3)_2$</u>	$NaHCO_3$	Na_2SO_4	$NaCl$
$rHCO_3^-$		rSO_4^{2-}		
		rCl		

б) Тип IIa ($rCl < rNa^+ < rCl + rSO_4^{2-}$ и $rCa^{2+} < rHCO_3^-$)

rCa^{2+}	rMg^{2+}	rNa^+		
<u>$Ca(HCO_3)_2$</u>	<u>$Mg(HCO_3)_2$</u>	$MgSO_4$	Na_2SO_4	$NaCl$
$rHCO_3^-$		rSO_4^{2-}		
		rCl		

в) Тип IIб ($rCl < rNa^+ < rCl + rSO_4^{2-}$ и $rCa^{2+} > rHCO_3^-$)

rCa^{2+}	rMg^{2+}	rNa^+		
<u>$Ca(HCO_3)_2$</u>	<u>$CaSO_4$</u>	$MgSO_4$	Na_2SO_4	$NaCl$
$rHCO_3^-$	rSO_4^{2-}			rCl

г) Тип IIIa ($rNa^+ < rCl < rNa^+ + rMg^{2+}$ и $rCa^{2+} < rHCO_3^-$)

rCa^{2+}	rMg^{2+}	rNa^+		
<u>$Ca(HCO_3)_2$</u>	<u>$Mg(HCO_3)_2$</u>	$MgSO_4$	$MgCl_2$	$NaCl$
$rHCO_3^-$		rSO_4^{2-}		
		rCl		

д) Тип IIIб ($rNa^+ < rCl < rNa^+ + rMg^{2+}$ и $rCa^{2+} > rHCO_3^-$)

rCa^{2+}	rMg^{2+}	rNa^+		
<u>$Ca(HCO_3)_2$</u>	<u>$CaSO_4$</u>	$MgSO_4$	$MgCl_2$	$NaCl$
$rHCO_3^-$	rSO_4^{2-}			rCl

е) Тип IIIв ($rNa^+ + rMg^{2+} < rCl$ или $rCa^{2+} > rHCO_3^- + rSO_4^{2-}$)

rCa^{2+}	rMg^{2+}	rNa^+		
<u>$Ca(HCO_3)_2$</u>	<u>$CaSO_4$</u>	$CaCl_2$	$MgCl_2$	$NaCl$
$rHCO_3^-$	rSO_4^{2-}			rCl

Рис. 2. Гипотетические соли в разных подтипах вод (полужирным шрифтом выделены токсичные соли; подчеркнуты – нетоксичные)

Анионы и катионы в воде уравнивают друг друга, при этом в зависимости от их количественного соотношения при испарении воды могут образовываться различные соли. Последовательность уравнивания ионов и образования солей изложена ранее. Общей для всех подтипов вод является возможность образования $Ca(HCO_3)_2$ и $NaCl$. Отличие состоит в следующем. В водах типа I ($rHCO_3^- > (rCa^{2+} + rMg^{2+})$) гидрокарбонат-ионы (HCO_3^-) уравнивают ионы кальция (Ca^{2+}), ионы магния (Mg^{2+}) и частично ионы натрия (Na^+), при этом гипотетически образуя соответствующие соли (рис. 2а).

По набору токсичных солей воды I-го типа могут быть самыми неблагоприятными для ирригационных целей, поскольку помимо сульфата натрия (Na_2SO_4) из-за них в почве может образоваться питьевая сода ($NaHCO_3$), а при наличии карбонат-ионов (CO_3^{2-}) – обыкновенная сода (Na_2CO_3), из всех солей, образующих главными ионами, самая токсичная для растений. Эти соли вызывают щелочную реакцию почвы и её осолонцевание.

Воды II-го типа отличаются от вод I-го типа тем, что вместо карбоната и гидрокарбоната натрия (Na_2CO_3 и $NaHCO_3$) в почву может поступить сульфат магния ($MgSO_4$), который в ряду токсичности солей (по Ковде В.А.) стоит на последнем месте.

Отличие подтипов IIa и IIб в следующем [9]:

- из вод подтипа IIa в почву помимо $MgSO_4$ может поступить гидрокарбонат магния ($Mg(HCO_3)_2$) – нетоксичная для растений соль, однако способная вызвать ощелачивание (щелочную реакцию) почв;
- воды подтипа IIб вместо гидрокарбоната магния способствуют образованию в почве другой нетоксичной соли – гипса ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$), который является мелиорантом солонцеватых почв.

Подтип вод IIIa по сравнению с IIa более благоприятный, т.к. при испарении вод этого подтипа вместо сульфата натрия (Na_2SO_4) в почву может поступить менее токсичный хлорид магния ($MgCl_2$).

Подтипы вод IIIa и IIIб отличаются друг от друга точно также, как и подтипы вод IIa и IIб – наличием гидрокарбоната магния ($Mg(HCO_3)_2$) в IIIa и сульфата кальция ($CaSO_4$) в IIIб.

В водах подтипа IIIв в отличие от IIIб вместо сульфата магния ($MgSO_4$) появляются более токсичная для растений соль – хлорид кальция ($CaCl_2$). По степени неблагоприятности для полива качественный состав токсичных солей вод этого подтипа можно расположить на втором месте после вод I-го типа.

Е.В. Посохов, рассматривая типизацию природных вод О.А. Алекина, предложил разделить воды типа III на два подтипа: IIIa ($rNa^+ + rMg^{2+} > rCl$) и IIIб

($rNa^+ + rMg^{2+} < rCl^-$) [8, с. 121; 9]. О.А. Алекин отмечает, что подтип Шб характерен для сильно минерализованных вод лагунного происхождения.

Подтип Шб по Е.В. Посохову соответствует подтипу Шв в предлагаемой детальной типизации (на рис. 1 выделено светло-серым цветом).

В водных объектах Одесской области в течение года встречаются подтипы вод I–Шб. Подтип Шв изредка появляется только в Сасыке в силу особенностей формирования минерального состава его вод. В этом водохранилище [8] эпизодически наблюдаются воды всех подтипов кроме I: Па (с частотой 29 %), Пб (42 %), Ша (5 %), Шб (19 %) и Шв (5 %). Интересно отметить, что подтип вод Шв в Сасыке был сформирован при самой низкой минерализации – менее 1 г/дм³, что не является характерным для таких вод.

В Днестре чаще всего наблюдаются подтипы вод Па (55 %) и Пб (30–35 %). В Дунае воды преимущественно подтипов Па (30–40 %) и Ша (55–65 %). На Балтском водохранилище чаще всего формируются воды типа I (75–80 %).

Выводы. Для нужд ирригации по соотношению ионов можно рассматривать шесть подтипов вод: I; Па; Пб; Ша; Шб; Шв. В данной последовательности минерализация природных вод имеет тенденцию к увеличению слева направо. Поэтому расположенные правее подтипы вод для полива, скорее всего, будут менее предпочтительными. Однако у подтипов вод, расположенных правее, набор гипотетических солей более благоприятный, исключая подтип Шв. При равной минерализации они будут более предпочтительными для полива.

В водных объектах Одесской области встречаются все подтипы вод: Днестр – Па (с частотой 55 %) и Пб (30–35 %); Дунай – Па (30–40 %) и Ша (55–65 %); Балтское водохранилище – I (75–80 %); Сасык – Па (с частотой 29 %), Пб (42 %), Ша (5 %), Шб (19 %) и Шв (5 %).

Предложенная детальная типизация может быть использована при оценке возможности использования вод для орошения в особенности с минерализацией от 1,5 до 3,0 мг/дм³.

Литература

1. URL: <https://rupor.od.ua/news/Ispolzovanie-zemel-orosheniya-na-Odeschine-karti-036794>.
2. ВНД 33-5.5-02-97. *Якість води для зрошення: Екологічні критерії*. Харків : Державний комітет України по водному господарству, 1998. 14 с.
3. Лазовіцькій П.С. Гідрологічний режим та оцінювання якості вод озера-водосховища Сасик у часі. *Часопис картографії: Збірник наукових праць* / Інститут водних проблем і меліорації. Київ : КНУ ім. Тараса Шевченка, 2013. С. 146–169.
4. Слюсарев В.Н., Терпелец В.И., Швец Т.В. Методические указания по проведению практических занятий по дисциплине «Мелиоративное почвоведение». Краснодар : КубГАУ, 2014. 26 с.
5. Заносова В.И., Молчанова Т.Я. Оценка качества подземных вод и степени их пригодности для орошения. *Вестник Алтайского государственного аграрного университета*. 2017. № 6 (152). С. 49–53.
6. Безднина С.Я. Научные основы оценки качества воды для орошения. Рязань : Изд. РГАТУ, 2013. 171 с.
7. Агдаев С., Акмамедов Б. Качество воды главного коллектора туркменского озера «Алтын Асыр». *Международный научно-практический журнал*. 2012. № 3–4. С. 18–19.
8. Алекин О.А. Основы гидрохимии. Ленинград : Гидрометеиздат, 1970. 446 с.
9. Юрасов С.М., Кузьмина В.А. Иригаційна оцінка якості вод Сасику. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2019. № 224. С. 112–121.
10. Костяков А.Н. Основы мелиорации, Москва : Государственное изд-во сельскохозяйственной литературы, 1960. 189 с.
11. Справочное руководство гидрогеолога. 3-е изд. перераб. и доп. Т. 1. / под ред. проф. В.М. Максимова. Ленинград : Недра, 1979. 512 с.
12. Зайдельман Ф.Р. Мелиорация почв : учебник. 3-е изд. испр. и доп. Москва : Изд-во МГУ им. М.В. Ломоносова, 2003. 448 с.
13. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. 2-е изд., переработанное и дополненное. Москва : Изд-во МГУ, 1970. 487 с.

УПРАВЛІННЯ ВІДХОДАМИ

УДК 621.039.574.5:631.4:633

DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.5-32.24>

РОЗРАХУНОК ДОЗОВИХ НАВАНТАЖЕНЬ НА МІКРОФЛОРУ ҐРУНТУ, СФОРМОВАНИХ НА ПУНКТАХ ЗБЕРІГАННЯ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ НА ТЕРИТОРІЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ЧАЕС*

Корепанова К.Д.^{1,3}, Шаванова К.Є.², Ілленко В.В.², Рубан Ю.В.²,
Шпирка Н.Ф.², Нестерова Н.Г.², Ніконов С.Б.², Паренюк О.Ю.²
¹ДСП «ЕКОЦЕНТР»

вул. Шкільна, буд. 6, 07270, Чорнобиль, Іванківський р-н, Київська область

²Національний університет біоресурсів і природокористування України
вул. Героїв Оборони, 15, 03041, м. Київ

³Чорнобильський радіаційно-екологічний біосферний заповідник
вул. Полупанова, 2/1, 07270, м. Чорнобиль, Іванківський р-н, Київська область
Olena.parenjuk@gmail.com

Радіаційні умови зони відчуження досить різноманітні і змінюються залежно від відстані до джерела викиду. На особливу увагу, з огляду на радіаційну безпеку території зони відчуження, заслуговують так звані «Пункти тимчасової локалізації радіоактивних відходів», які являють собою місця захоронення різних радіоактивних матеріалів, переважно знятих верхніх шарів ґрунту. Такі захоронення були виконані нашвидкуруч, і поховані матеріали не мають надійної ізоляції від довкілля.

Проаналізовано можливості використання пакета програм ERICA tool для моделювання дозового навантаження на екосистеми ПЗРВ. Визначено доцільність використання названого програмного забезпечення для оптимізації процесу відбору проб у точках ПЗРВ з різними рівнями забруднення. Мета цієї роботи – проаналізувати дозові навантаження на ґрунтові мікробіоми ПЗРВ та визначити наявність таких рівнів опромінення, що можуть мати вплив на зміну структури мікробіому. Методи: в рамках роботи виміряно питому активність зразків ґрунту з ПЗРВ «Буряківка» та ПЗРВ «Підлісний» у 2017 році. За допомогою інструмента комп'ютерного моделювання обраховано дозові навантаження на мікроорганізми. Результати: визначено, що найбільша доза на мікроорганізми в ґрунтах обох ПЗРВ формується на глибині 0–20 см, що свідчить про високі темпи вертикальної міграції радіонуклідів. Найбільший внесок у формування поглинутої дози вносить ¹³⁷Cs. Висновки: програмний продукт ERICA tool дає змогу істотно економити час лабораторних досліджень під час планування експериментів з визначення рівня небезпеки перевищення дозового ліміту для екосистем. Так, спираючись на дані моделювання експозиційної дози на пунктах зберігання радіоактивних відходів, можна будувати гіпотезу щодо можливості структурних змін у мікробіомах локальних ґрунтів, отже, змін у колообігах речовин, викликаних радіонуклідним забрудненням. *Ключові слова:* іонізуюче опромінення, радіонуклідне забруднення, моделювання дозового навантаження.

Soil microflora dose load estimation, formed at the storages sites of radioactive waste in the territory of the ChNPP exclusion zone. Korepanova K., Shavanova K., Illienko V., Ruban Yu., Shpyrka N., Nesterova N., Nikonov S., Pareniuk O.

Radioecological environment of the exclusion zone is quite diverse and vary depending on the distance to the emission source. The so-called “Temporary Radioactive Waste Disposal Facility” (TRWDS), which are burial places of various radioactive materials, mainly the removed upper layers of the soil, worth special attention due to the radiation safety of the exclusion zone. Such burials were made quickly and the buried materials do not have reliable isolation from the environment. Possibilities of using the ERICA tool software package for the modeling of dose loading on the TLPRW ecosystems are analyzed. The expediency of using the aforementioned software to optimize the sampling process at the TRWDS points with different levels of contamination has been determined. The purpose of this work was to analyze the dose loading of soil microbiome TRWDS and to determine the presence of such levels of irradiation that may influence the change in the structure of the microbiome. Methods: specific activity of soil samples from the Buryakivka TRWDS and the Pidlisnyy RWP in 2017 was measured as part of the work. With the help of the computer simulation tool the dosage loads on microorganisms are estimated. Results: it was determined that the highest dose for microorganisms in soils of both RWP is formed at a depth of 0–20 cm, which indicates high rates of vertical migration of radionuclides. The largest contribution to the formation of the absorbed dose is ¹³⁷Cs. Conclusions: ERICA tool software saves considerable time on laboratory research when planning experiments to determine the risk of exceeding the dose limit for ecosystems. Thus, based on exposure dose modeling data at radioactive waste storage facilities, it is possible to hypothesize the possibility of structural changes in the microbiomes of local soils and, consequently, changes in the circulation of substances caused by radionuclide contamination. *Key words:* ionizing radiation, radionuclide contamination, dose loading modeling.

* Автори роботи вдячні колективу Державного спеціалізованого підприємства «Екоцентр», а також його керівнику Сергію Івановичу Кіресву за всебічну адміністративну і методичну підтримку представленої роботи.

Вступ. Навколо Чорнобильської АЕС було створено зону відчуження – унікальну територію площею 2 600 км² з високою щільністю радіонуклідного забруднення, з якої було евакуйоване населення, вивезена велика кількість домашніх тварин, майже повністю припинена будь-яка господарська діяльність. І за відносно короткий час це спровокувало інтенсивні зміни в характері рослинності не тільки колишніх агроценозів, а й природних фітоценозів, зооценозів, мікробоценозів та всього біогеоценозу загалом [1; 2]. Важливими процесами, які тут відбуваються, є зміни у ґрунтовому мікробоценозі [3–6] та функціонування мікрофлори, пов'язане з перерозподілом радіонуклідів у ґрунтовому профілі та зміною їхньої біологічної доступності.

Радіаційні умови зони відчуження досить різноманітні і змінюються залежно від відстані до джерела викиду. Якщо оцінювати загалом, то для територій, які знаходяться в межах 10-км зони відчуження, рівні потужності експозиційної дози перебувають у межах 0,1–2,0 мР/год., а щільність забруднення ґрунту за цим радіонуклідом варіює від 800 до 8000 кБк/м² (може й перевищувати ці значення).

Основна частина радіоактивності сконцентрована у верхньому шарі ґрунту (5–10 см) та лісовій підстилці (в лісах). Є ділянки, на яких інтенсивність вертикальної міграції радіонуклідів у ґрунті дещо вища ніж на інших ділянках зони відчуження. Це місця, які зазнають періодичного підтоплення [7–11].

На особливу увагу, з огляду на радіаційну безпеку території зони відчуження, заслуговують так звані «Пункти тимчасової локалізації радіоактивних відходів», які являють собою місця захоронення різних радіоактивних матеріалів, переважно знятих верхніх шарів ґрунту. Такі захоронення були виконані на швидкуруч, і поховані матеріали не мають надійної ізоляції від довкілля (ґрунтових вод, атмосферних опадів, вітрів та ін.). На території Чорнобильської зони відчуження налічується близько 800 таких пунктів, в яких поховано понад один мільйон кубічних метрів радіоактивних відходів, загальна активність яких за попередніми даними становить близько 60 кКі.

Визначення ризику перевищення дозових лімітів є важливим завданням у розрізі визначення загального стану екосистеми, її стабільності та здоров'я. Згідно зі звітами ICRP від 2014 р., концепція радіологічного захисту навколишнього середовища має на меті профілактику або зменшення шкідливих впливів іонізуючого опромінення на навколишнє середовище; підтримку біологічного різноманіття; збереження видів, природних середовищ існування, популяцій, екосистем. Інструмент ERICA [12] – це комп'ютеризована, гнучка система програмного забезпечення, яка має структуру, що базується на інтегрованому підході ERICA для оцінки радіологічного ризику для біоти.

Вивчення впливу біорізноманіття і зміни мікрофлори всередині та поблизу об'єктів ядерного паливного циклу (ЯПЦ), як і оцінка біологіч-

них ризиків, пов'язаних з мікрофлорою (в тому числі корозійних ризиків), є важливим завданням сьогодення. Представлена роботи досліджує дозові навантаження на компоненти мікробіому на територіях пунктів зберігання радіоактивних відходів (ПЗРВ) та є частиною роботи щодо загальної оцінки мікробіомів зони відчуження ЧАЕС та впливу радіонуклідного забруднення на їх структуру.

Мета роботи – проаналізувати дозові навантаження на ґрунтові мікробіоми ПЗРВ та визначити наявність таких рівнів опромінення, що можуть мати вплив на зміну структури мікробіому.

Матеріали і методи. Визначення вмісту радіонуклідів у ґрунті проводилося у 2017 році на двох об'єктах: діючому ПЗРВ «Буряківка» і законсервованому ПЗРВ «Підлісний». Необхідність проведення моніторингу на законсервованому об'єкті викликана величиною сумарної активності захоронених РАВ, що оцінюється в діапазоні значень від $2,6 \times 10^{15}$ Бк (інвентаризаційна відомість 1998 р.) до $7,4 \times 10^{17}$ Бк (звіт ВВДПШЕТ, 1991 р.).

Для оцінки щільності забруднення ґрунтів радіонуклідами та їх вертикального розподілу на 10 майданчиках внутрішнього (ПЗРВ «Буряківка») та зовнішнього (ПЗРВ «Підлісний») периметрів кожного з об'єктів контролю було проведено пошаровий відбір проб в інтервалах глибин 0–5; 5–10; 10–20; 20–30; 30–40; 40–50 см. Пробовідбір проводився методом «конверта» п'ятьма уколами (по кутах та у центрі) на площі 25 м² циліндричним пробовідбірником діаметром 50 мм. Далі п'ять відібраних проб об'єднувалися в одну для кожного інтервалу глибин.

Відбір зразків ґрунту проводився спеціальними пробовідбірними пристроями (бурами [13]) діаметром 37 мм (площа пробовідбору 0,001075 м²) на глибину 30 см [13]. На кожній ділянці проби відбирали у 5 точках методом «конверта» з кроком не менше 5 м. Змішаний зразок складався з п'яти індивідуальних, відібраних з площі майданчика, що обстежувався, загального об'єму близько 1000 см³. Змішаний зразок клали в поліетиленовий пакет, який вкладався в другий поліетиленовий пакет. Між поліетиленовими пакетами розміщували паспорт зразка. Потім у лабораторних умовах ґрунт сушили, ретельно перемішували, просіювали через сито з розміром отворів 1 мм та зважували. Маса зразка фіксувалася в паспорті та в каталозі (відомості) пробовідбору. Після цього із проб відбирались навіски для вимірювання активності.

Вміст ¹³⁷Cs у підготовлених пробах визначали за методикою ASTM E181-10 [14] із використанням гамма-спектрометра фірми "ORTEC" (USA) з напівпровідниковим колодязним детектором. Вимірювання проводили із трикратною повторністю. Визначали максимальну та середню концентрації радіонуклідного забруднення. Статистичну обробку результатів проводили за допомогою пакета програм Microsoft Office Excel.

Поглинуті дози, отримані мікроорганізмами за умови існування у забруднених радіонуклідами ґрунтах, було обраховано на основі даних щодо питомої активності радіонуклідів у ґрунті. Для уможливлення обчислень було прийняте спрощення, згідно з яким ґрунт вважається гомогенним повітряно-сухим середовищем. Поглинуті дози для мікроорганізмів були обраховані за допомогою пакета програм ERICA dose assessment tool із фактором невизначеності, що дорівнював 3%.

Результати і обговорення. ПЗРВ «Буряківка». Пробовідбір ґрунту здійснювався на майданчиках внутрішнього периметра ПЗРВ.

Потужність експозиційної дози гамма-випромінювання (ПЕД) на території ПЗРВ у точках пробовідбору варіює (на рівні 1 м від поверхні ґрунту) в межах 30–270 мкР/год., щільність потоку бета-часток на поверхні ґрунту зафіксована на рівні 16–100 бета-част./хв×см².

Виробнича діяльність у межах внутрішнього периметра ПЗРВ приводить до переміщення шарів ґрунту на глибину відбору, що впливає на характер вертикального розподілу радіоактивного забруднення ґрунту. Цим можна пояснити нехарактерні зміни активності ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr з глибиною в деяких точках контролю. Так, частка активності у точках № 9 та № 10, у шарі 30–50 см, дорівнює ¹³⁷Cs – 59–61% та ⁹⁰Sr – 62–71% відповідно.

Щільність радіонуклідного забруднення представлено у таблиці 1. Згідно з отриманими результатами, більшість радіонуклідів мігрувала з верхнього шару ґрунту на глибину 20 та 50 см, що дає змогу стверджувати про досить високу швидкість вертикальної міграції і високу проникність ґрунтів ПЗРВ. Найбільшою була щільність забруднення за ¹³⁷Cs – 670 кБк/м² на всій глибині бурту, хоча, звичайно, найбільший вклад у формування дози будуть вносити альфа-випромінюючі радіонукліди – ²³⁸Pu та ²⁴¹Am.

Склад забруднення ґрунтів у процентному відношенні на ПЗРВ «Буряківка» по вимірювальній групі радіонуклідів у 2017 році був таким:

¹³⁷Cs – 86%; ⁹⁰Sr – 12%; ²³⁹⁺²⁴⁰Pu – 0,4%; ²³⁸Pu – 0,2%; ²⁴¹Am – 1,4%.

Після отримання даних щодо радіонуклідного забруднення було обраховано дози на детритофаги як моделі ґрунтових мікроорганізмів. З отриманих даних видно, що найбільше впливу іонізуючого опромінення піддаються мікробіоти верхнього, 0–5 см шару ґрунту: поглинута доза тут становить 6,58×10⁻² мкГр/год. Найбільший вклад у формування тотальної дози на організм мають ¹³⁷Cs та ²⁴¹Am, із середніми значеннями відповідно 5,5×10⁻² та 7,4×10⁻³ мкГр/год. Важливо зазначити, що в алгоритмі ERICA враховуються коефіцієнти відносної біологічної ефективності (ВБЕ), що становлять 20 для альфа-емітерів та 3 для бета-емітерів. Але навіть за врахування ВБЕ варто зазначити невеликий внесок ²³⁸Pu та ²⁴¹Am у формування загальної дози.

ПЗРВ «Підлісний». ПЗРВ «Підлісний» законсервованій. Відбір проб ґрунту здійснювався у 10 точках контролю, які розташовані навколо ПЗРВ на відстані 15–20 м від контуру огорожі (рис. 2). Результати визначення щільності забруднення ґрунту наведені у таблиці 3.

Потужність експозиційної дози гамма-випромінювання (ПЕД) на рівні 1 м від поверхні ґрунту змінюється в межах 0,14–1,7 мР/год., і в середньому для ПЗРВ становить 0,7 мР/год., щільність потоку бета-часток на поверхні ґрунту зафіксована на рівні 140–1300 бета-част./хв×см². При цьому щільність забруднення радіонуклідами ґрунтового покриву у шарі 0–10 см змінюється у широкому діапазоні значень: для ¹³⁷Cs у межах 310–14900 кБк/м², для ⁹⁰Sr – 110–6000 кБк/м².

Спостерігається значна неоднорідність показників щільності забруднення ґрунту між точками про-

Таблиця 1

Щільність забруднення ґрунту радіонуклідами на ПЗРВ «Буряківка», кБк/м²

Шар ґрунту	Радіонукліди								Сум. активність, кБк/м ²
	¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr		²³⁸ Pu		²⁴¹ Am		
	Макс	Серед.	Макс.	Серед.	Макс.	Серед.	Макс.	Серед.	
Фонові значення	0,52 ¹	0,074 ¹	0,15 ¹	0,037 ¹	0,019 ²	0,0033 ²			0,13
Шар 0–5 см	800	170	78	22	1,1	0,3	7,2	2,4	190
Шар 0–20 см	1400	360	160	51	1,9	0,6	15	6,1	420
Шар 0–50 см	1800	670	320	120	1,9	0,6	15	6,1	800

Таблиця 2

Оцінка дозового навантаження на мікрофлору ґрунтів ПЗРВ «Буряківка», мкГр/год

Шар ґрунту	Радіонукліди								Сум. доза, мкГр/год.
	¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr		²³⁸ Pu		²⁴¹ Am		
	Макс	Серед.	Макс.	Серед.	Макс.	Серед.	Макс.	Серед.	
Шар 0–5 см	2,6×10 ⁻¹	5,5×10 ⁻²	9,4×10 ⁻³	2,7×10 ⁻³	9,1×10 ⁻⁴	2,5×10 ⁻⁴	2,2×10 ⁻²	7,4×10 ⁻³	6,58×10 ⁻²
Шар 0–20 см	4,5×10 ⁻¹	1,2×10 ⁻¹	1,9×10 ⁻²	6,2×10 ⁻³	1,6×10 ⁻³	4,9×10 ⁻⁴	4,6×10 ⁻²	1,9×10 ⁻²	1,4×10 ⁻²
Шар 0–50 см	5,8×10 ⁻¹	2,2×10 ⁻¹	3,8×10 ⁻¹	1,5×10 ⁻²	1,6×10 ⁻³	4,9×10 ⁻⁴	4,6×10 ⁻²	1,8×10 ⁻²	2,5×10 ⁻¹

бовідбору, що пояснюється неоднорідністю первинних випадінь та проведенням будівельних робіт.

Відсоткове відношення нуклідного складу забруднення ґрунту в районі ПЗРВ «Підлісний» по вимірюваній групі радіонуклідів становило:

^{137}Cs – 69%; ^{90}Sr – 29%; $^{239+240}\text{Pu}$ – 0,5%; ^{238}Pu – 0,2%; ^{241}Am – 1,3%.

Дози, сформовані на території закритого ПЗРВ «Підлісний», істотно перебільшують такі, що сформувались у ПЗРВ «Буряківка», що і стало причиною

закриття «Підлісного». Так, найбільша сумарна доза тут формується у верхніх 20 см ґрунту і становить 7,22 мкГр/год., що є летальною для людини [15], може істотно вплинути на виживаність радіочутливих видів мікроорганізмів, змінюючи структуру ґрунтового мікроценозу. Як і на «Буряківці», найбільший вклад у формування дози має ^{137}Cs , вносячи $1,5 \times 10^1$ мкГр/год. у верхньому 20-см шарі ґрунту.

Таким чином, беручи до уваги високі дозові навантаження на обох пунктах локалізації радіоак-

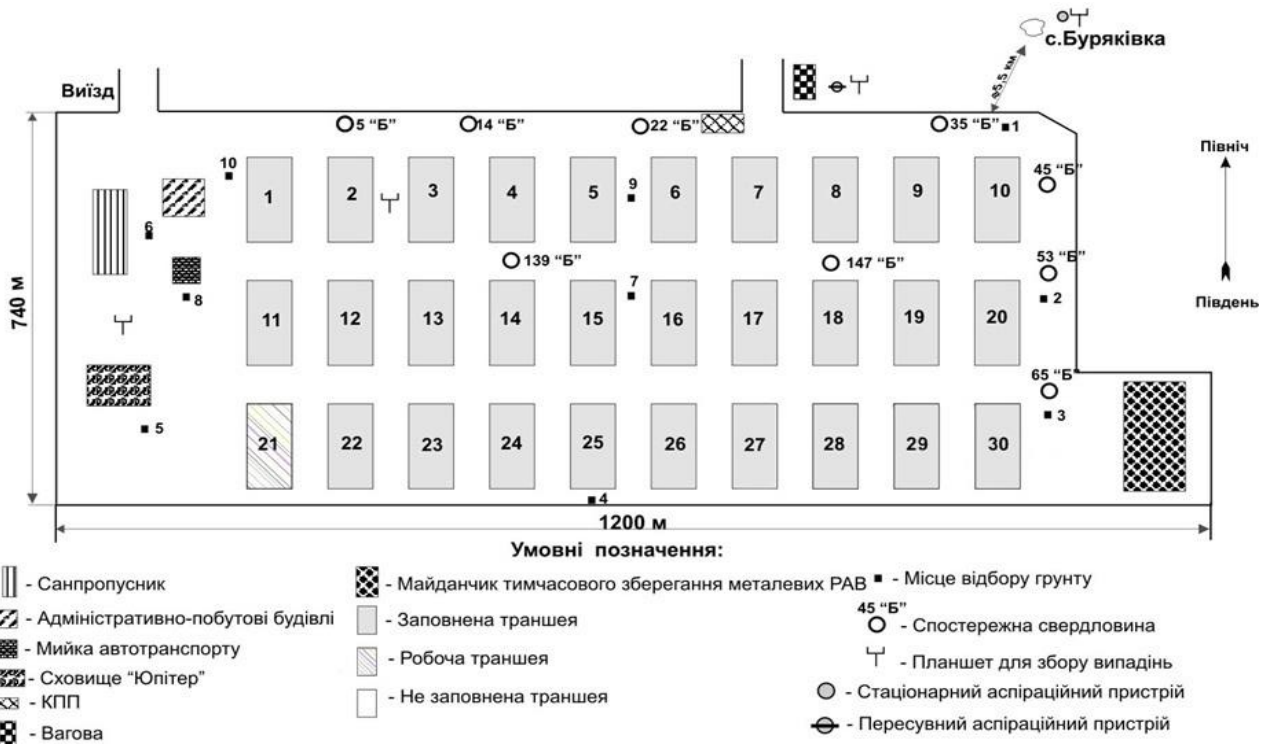


Рис. 1. Схема розміщення пунктів радіаційного контролю в межах ПЗРВ «Буряківка»

Таблиця 3

Щільність забруднення ґрунту на ПЗРВ «Підлісний», кБк/м²

Шар ґрунту	Радіонукліди								Сум. активність, кБк/м ²
	^{137}Cs		^{90}Sr		^{238}Pu		^{241}Am		
	Макс	Серед.	Макс.	Серед.	Макс.	Серед.	Макс.	Серед.	
Фонові значення	0,52 ¹	0.074 ¹	0.15 ¹	0.037 ¹	0,019 ²	0,0033 ²	0,52 ¹	0.074 ¹	0,13
Шар 0–5 см	7800	2700	2400	1080	47	15	180	78	3900
Шар 0–20 см	45300	14700	23500	6300	370	100	1800	530	21900
Шар 0–50 см	83900	27200	42200	11400	370	100	1800	530	39500

Таблиця 4

Оцінка дозового навантаження на мікрофлору ґрунтів ПЗРВ «Підлісний», мкГр/год

Шар ґрунту	Радіонукліди								Сум. доза, мкГр/год.
	^{137}Cs		^{90}Sr		^{238}Pu		^{241}Am		
	Макс	Серед.	Макс.	Серед.	Макс.	Серед.	Макс.	Серед.	
Шар 0–5 см	2,5	$8,7 \times 10^{-1}$	$2,9 \times 10^{-1}$	$1,3 \times 10^{-1}$	$3,9 \times 10^{-2}$	$1,3 \times 10^{-2}$	$5,6 \times 10^{-1}$	$2,4 \times 10^{-1}$	1,25
Шар 0–20 см	$1,5 \times 10^1$	4,7	2,9	$7,6 \times 10^{-1}$	$3,1 \times 10^{-1}$	$8,3 \times 10^{-2}$	$5,6 \times 10^1$	1,6	7,22
Шар 0–50 см	$2,7 \times 10^1$	8,8	5,1	1,3	$3,1 \times 10^{-1}$	$8,3 \times 10^{-2}$	5,6	1,6	$1,18 \times 10^1$

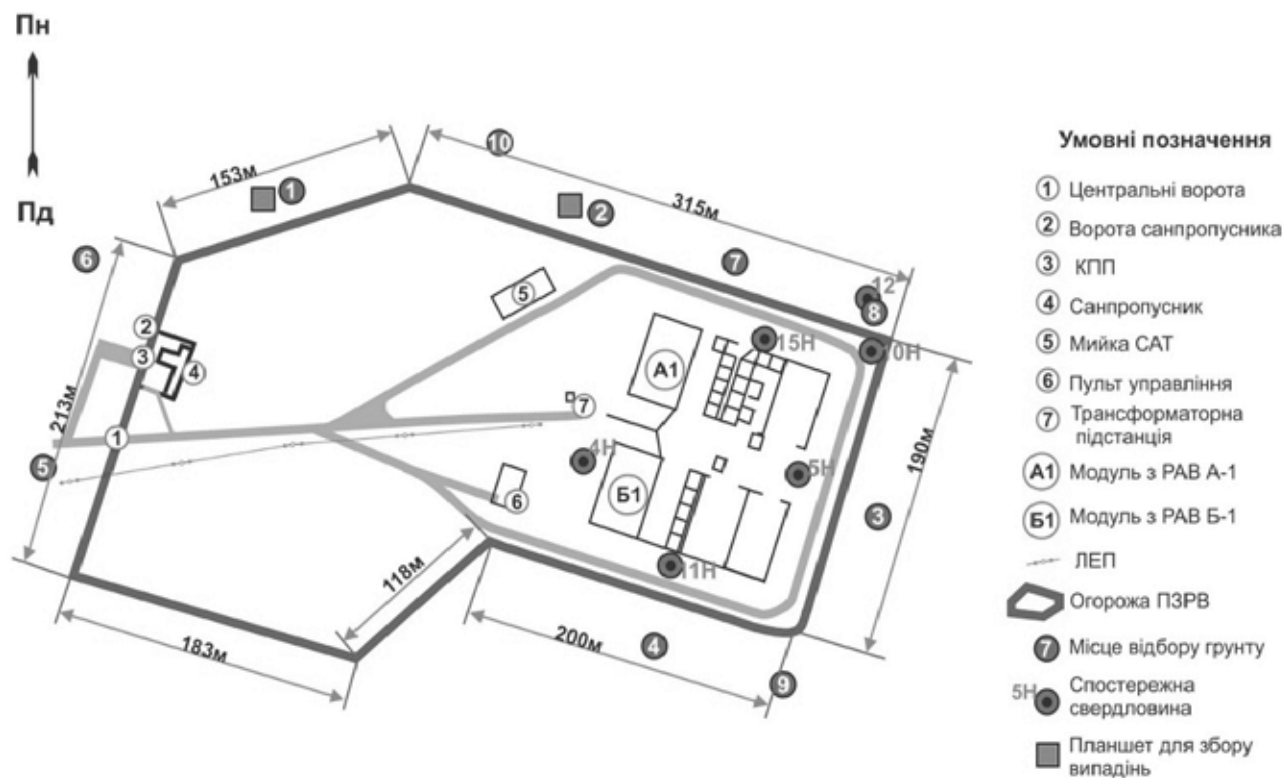


Рис. 2. Схема розміщення пунктів радіаційного контролю в районі ПЗРВ «Підлісний»

тивних відходів, можна будувати гіпотезу щодо можливості структурних змін у мікробіомах локальних ґрунтів, отже, змін у колообігах речовин, викликаних радіонуклідним забрудненням.

Висновки. Програмний продукт ERICA tool дає змогу істотно економити час лабораторних досліджень у разі планування експериментів з визначення

рівня небезпеки перевищення дозового ліміту для екосистем. Так, спираючись на дані моделювання експозиційної дози на пунктах зберігання радіоактивних відходів, можна будувати гіпотезу щодо можливості структурних змін у мікробіомах локальних ґрунтів, отже, змін у колообігах речовин, викликаних радіонуклідним забрудненням.

Література

1. Гудков І.М. Сучасна радіаційна ситуація в Україні та деякі проблеми радіологічної освіти в аграрних навчальних закладах. *Аграрна наука і освіта*. 2001. Том 2, № 3–4. С. 5–14.
2. Кашпаров В.А., Луштин С.М., Хомутинин Ю.В. та ін. Радиоактивное загрязнение 30-км зоны ЧАЭС. 1999.
3. Тугай Т.І., Тугай А.В., Желтоножська М.В. та ін. Закономірності впливу низьких доз опромінення на мікроскопічні гриби. *Ядерна фізика та енергетика*. 2012. Том 13, № 4. С. 396–402.
4. Tugay T.I., Zheltonozhskaya M.V., Sadovnikov L.V. et al. Effects of ionizing radiation on the antioxidant system of microscopic fungi with radioadaptive properties found in the Chernobyl exclusion zone. *Health Physics*. 2011. Vol. 101, No. 4. Pp. 375–382.
5. Григор'єва Л.В., Корчак Г.І., Єрусалимська Л.Ф. Вплив різних рівнів радіаційного забруднення ґрунту на індикаторні та патогенні мікроорганізми. *Довкілля та здоров'я*. 1999. № 1. С. 53–56.
6. Рокитко П.В. Склад бактерій у 10-км зоні ЧАЕС і їх стійкість до γ -випромінювання та інших стресових факторів : дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук : спец. 03.00.07 «Мікробіологія». Київ. 149 с.
7. Buldakov L.A., Gus'kova A.K. 15 years after the accident at the Chernobyl Nuclear Power Plant. *Radiatsionnaia biologii, radioecologiya*. 1997. Vol. 42, No. 2. Pp. 228–33.
8. Beresford N.A., Smith J.T. Application of countermeasures: Chernobyl – Catastrophe and Consequences. Springer Berlin Heidelberg.
9. Kryshev I.I., Sazykina T.G., Beresford N.A. Effects on wildlife: Chernobyl – Catastrophe and Consequences. Springer Berlin Heidelberg.
10. Bay I.A., Oughton D.H. Social and economic effects: Chernobyl – Catastrophe and Consequences. Springer Berlin Heidelberg.
11. Alexakhin R., Anspaugh L., Balonov M., et al. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: Twenty years of experience. Report of the Chernobyl Forum Expert group “Environment”. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2006.
12. Brown J.E., Alfonso B., Avila R., et al. The ERICA Tool. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2008. Vol. 99, No. 9. Pp. 1371–1383.
13. Хомутинин Ю.В., Кашпаров В.А., Жебровская Е.И. Оптимизация отбора и измерений проб при радиоэкологическом мониторинге. Киев : ВИПОЛ, 2001. 160 с.
14. ASTM International. ASTM E181-98, Standard Test Methods for Detector Calibration and Analysis of Radionuclides. West Conshohocken, PA. 1998.
15. Гудков І.М. Радіобіологія : підручник. Херсон : Олді-Плюс, 2016. 504 с.

SWOT-АНАЛІЗ СИСТЕМИ УПРАВЛІННЯ ТА ПОВОДЖЕННЯ З ТВЕРДИМИ ПОБУТОВИМИ ВІДХОДАМИ В ОДЕСЬКІЙ ОБЛАСТІ

Сафранов Т.А., Шаніна Т.П., Приходько В.Ю.

Одеський державний екологічний університет

вул. Львівська, 15, 65016, м. Одеса

safranov@ukr.net, tatyana.shanina@gmail.com, vks26@ua.fm

Важливим фактором забезпечення екологічної безпеки на території Одеської області є створення ефективної системи поводження з твердими побутовими відходами (ТПВ). Останніми роками розв'язання проблеми поводження з ТПВ в галузі стають дедалі більш складними. Причинами цього є зростання обсягів утворення і накопичення ТПВ, структурні зміни у їх складі, а також зміни в системі регіонального управління та в законодавчій сфері поводження з ТПВ в Україні. За останні роки збільшується кількість ТПВ, що не піддаються швидкому розкладанню і потребують значних площ для їх розміщення. Кількість перевантажених звалищ, а також звалищ, які не відповідають нормам екологічної безпеки, зростає на території Одеської області з кожним роком. Аналіз сучасного стану системи управління та поводження з ТПВ в Одеській області підтверджує, що ані заплановані завдання, ані пріоритетні напрями дій не були реалізовані. Метою роботи є проведення *SWOT*-аналізу сучасного стану системи управління та поводження з ТПВ в Одеській області. *SWOT*-аналіз полягає у виявленні сильних (*S*) і слабких (*W*) сторін внутрішнього середовища об'єкта дослідження, можливостей (*O*) і загроз (*T*) зовнішнього середовища, а також встановлення зв'язків між ними. В результаті проведених досліджень можна зробити такі висновки: проаналізовані сильні і слабкі сторони, можливості і загрози, що проаналізовані, дозволяють визначити основні напрями формування системи управління та поводження з ТПВ в Одеській області. А саме: втілення системи поводження з ТПВ в місті (відділення органічної фракції, що легко розкладається та небезпечних відходів, організація пунктів і центру рециклінгу тощо); робота на полігоні (будівництво сміттесортувального підприємства, створення біохімічної переробки – компостування, отримання біогазу); розробка логістичного обслуговування (перехід на малогабаритні сміттєвози – спеціальні машини для окремих компонентів ТПВ або машини із самостійними секціями без підпресування відходів); просвітницька робота з населенням, підготовка кадрів, реклама тощо. Отримані результати можуть бути використані при розробці регіональної програми управління та поводження з відходами. *Ключові слова*: *SWOT*-аналіз, тверді побутові відходи, управління, поводження.

SWOT-analysis of municipal solid waste management and treatment system in the Odessa region. Safranov T., Shanina T., Prykhodko V.

The creation of an effective solid waste management (MSW) system is an important factor in ensuring of environmental safety in the Odessa region. Recently, solving the problem of MSW management in the region has become increasingly complex. The reasons for this are the growth of MSW generation and accumulation, structural changes in their composition, as well as changes in the regional management system and in the legislative sphere of MSW management in Ukraine. Recently, the volume of MSW, that is not easy to rapid destruction and requires significant areas for placement, is increasing. Every year, the numbers of overloaded landfills, as well as landfills that do not require to environmental safety standards, are growing in the Odessa region. The analysis of the current state of the MSW management system in the Odessa region confirms that neither the planned tasks nor the priority direction of actions have been implemented. The aim of the study is a *SWOT*-analysis the current state of the MSW management and treatment system in the Odessa region. *SWOT*-analysis is in to identify the strengths (*S*) and weaknesses (*W*) in the internal environment of the object of study, opportunities (*O*) and threats (*T*) of the external environment, as well as to indicate connections between them. The following conclusions can be made as a result of the research: the strengths and weaknesses, opportunities and threats are analyzed, which allows to identify the main directions of the MSW management and treatment system formation in the Odessa region. As follows as: implementation of the MSW management system in the city (separation of easily-decomposed organic fraction and hazardous waste, points and recycling center organization, etc.); work at the landfill (waste sorting plant construction, creation of biochemical treatment – composting, biogas production); logistics services development (transition to small garbage trucks – separate machines for separate MSW components or machines with separate sections without waste compaction); educational work with the population, training, advertising, etc. The obtained results can be used in the development of a regional program of MSW management and treatment. *Key words*: *SWOT* analysis, municipal solid waste, management, treatment.

Постановка проблеми. Важливим фактором забезпечення екологічної безпеки на територіях окремих регіонів України є створення ефективної системи поводження з твердими побутовими відходами (ТПВ). Останніми роками розв'язання проблеми поводження з ТПВ стають дедалі більш складними. Причинами цього є зростання обсягів утворення ТПВ, структурні зміни у їх складі, а також

зміни в системі регіонального управління та у законодавчій сфері поводження з відходами в Україні. За останні роки збільшується кількість ТПВ, що не піддаються швидкому розкладанню і потребують значних площ для їх розміщення. Кількість перевантажених звалищ, а також звалищ, які не відповідають нормам екологічної безпеки, зростає в регіонах України щороку. У кожному регіоні склалася

специфічна ситуація, яку потрібно враховувати під час розроблення регіональних програм управління та поводження з ТПВ, але принципові підходи до наукового обґрунтування цих програм можуть бути багато в чому схожі. Аналіз сучасного стану системи управління та поводження з ТПВ в Одеській області підтверджує, що ані заплановані завдання, ані пріоритетні напрями дій не були реалізовані. Не йшлося також про реалізацію «пілотних» проєктів, які могли б дати змогу практичного опробування та здійснення вибору технологій для масового втілення. Недоліки, які мала попередня програма, ураховано під час складання проєкту плану поводження з ТПВ в Одеській області на період 2018–2022 рр. [1].

Актуальність дослідження. *SWOT*-аналіз (*Strengths* – сильні сторони, *Weaknesses* – слабкі сторони, *Opportunities* – можливості, *Threats* – загрози) є одним із інструментів оцінки стану та шляхів удосконалення системи управління та поводження з ТПВ. Причому, екологічні аспекти системи управління та поводження з ТПВ погоджуються паралельно з економічними, соціальними, технологічними та іншими факторами. І тому *SWOT*-аналіз системи управління та поводження з ТПВ в Одеській області є вкрай актуальною задачею.

Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями. Згідно з «Національною стратегією управління відходами в Україні до 2030 року» (схвалено розпорядженням Кабінету Міністрів України № 820 від 08.11.2017 р.) [2] регіональні плани (програми) управління відходами розробляються не пізніше ніж через два роки після їх схвалення, але запропоновані цільові показники повинні відповідати тим же самим рокам. Відповідно до цієї Стратегії з метою уніфікації підходів до розроблення регіональних планів управління відходами розроблені «Методичні рекомендації з розроблення регіональних планів управління відходами» (наказ Міністерства екології і природних ресурсів № 142 від 12.04.2019 р.). Розробникам регіональних планів рекомендується включати наступні розділи: вступ; характеристика регіону; аналіз поточного стану системи управління відходами в регіоні; планування системи управління відходами в регіоні; індикатори та моніторинг виконання плану; інформація про Стратегічну екологічну оцінку. Додатковим інструментом оцінки стану та шляхів удосконалення системи управління та поводження з ТПВ може бути процедура *SWOT*-аналізу.

Метою роботи є оцінка сильних і слабких сторін, можливостей і загроз, пов'язаних з управлінням та поводженням потоками ТПВ в Одеській області. Для досягнення цієї мети проаналізовані основні фактори утворення, накопичення, управління та поводження з ТПВ на території Одеської області.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Серед оглядових робіт, присвячених дослідженню сучасного стану та шляхів управління та поводження

з відходами, варто назвати насамперед «Звіт з аналізу існуючого стану системи поводження з ТПВ в Одеській області за 2013–2017 рр.» (підготовлено Проєктом USAID «Муніципальна енергетична реформа в Україні») [1]. Окремі питання щодо управління та поводження з ТПВ в Одеській області розглянуто в роботах авторів статті [3–7; тощо].

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. У дослідженнях, що проводилися раніше, не підлягали критичному аналізу сильні і слабкі сторони, можливості і загрози, які пов'язані з управлінням та поводженням з потоками ТПВ в Одеській області.

Наукова новизна роботи полягає в оцінці сучасного стану і можливостях удосконалення існуючої системи управління та поводження з ТПВ в Одеській області на основі *SWOT*-аналізу.

Методологічне та загальнонаукове значення. Методологічну основу роботи становить процедура *SWOT*-аналізу системи управління та поводження з ТПВ Одеської області. *SWOT*-аналіз – це універсальний метод, який можна застосовувати в найрізноманітніших сферах економіки та управління. Він може адаптованим до об'єкта дослідження будь-якого рівня. Його можна використовувати як для оперативної оцінки, так і для стратегічного планування на тривалий період. *SWOT*-аналіз надає, більшою мірою, статичну картинку, ніж розвиток в динаміці.

Виклад основного матеріалу. Утворення й накопичення ТПВ – це процеси, що потребують часу, тому методологія управління і поводження з ТПВ ґрунтується на динамічному підході. Цілеспрямований ефект від впровадження проєкту – мінімізація накопичення ТПВ – базується на плануванні, організації, управлінні і контролі руху матеріальних та, пов'язаних з ними, інформаційних і фінансових потоків в просторово-часових координатах впродовж всього життєвого циклу ТПВ. Складники ТПВ розглядаються як диференційовані потоки відходів: 1) органічні відходи, що легко розкладаються (харчові, садово-паркові, відходи ринків тощо); 2) потенційні вторинні матеріальні ресурси (ВМР): великогабаритні предмети домашнього вжитку (старі меблі, побутова техніка); відходи контейнерного збору (різноманітна тара і упаковка, макулатура, текстиль, метали, скло, шкіра, гума тощо); інертні мінеральні великогабаритні відходи (будівельне сміття); 3) небезпечні відходи (медичні відходи, ртутні лампи, джерела струму, акумулятори).

Протягом 2014 р. на підприємствах Одеської області утворилось 34,7 тис. т відходів I–III класів небезпеки. На полігони вивезено 3,19 млн м³ (1,1 млн т) ТПВ. Варто зазначити, що більша частина цих відходів належить населеним пунктам саме Одеської промислово-міської агломерації. До категорії надзвичайно небезпечних належать ртутьвмісні та медичні відходи. Регіональний

досвід показує можливість успішного вирішення проблеми ртутьвмісних відходів і, у першу чергу, люмінесцентних ламп. Так, для впорядкування поводження з відпрацьованими люмінесцентними лампами, що належать до відходів I класу небезпеки з-за вмісту ртуті, на базі підприємств – ПП «Центр екологічної безпеки» та ТОВ «Грін-Порт», ТОВ «НВК Укрекопром» та ТОВ «Утільвторпром» створена система централізованого збирання, зберігання і вивезення на переробку цього небезпечного виду токсичних відходів. Однак, питання про централізоване вивезення ртутьвмісних відходів, яке вирішене у м. Одеса, у містах обласного підпорядкування та в районах області вирішено лише частково. В цілому ж, в Одеській області створені потужності з переробки, оброблення і утилізації небезпечних відходів. Всього в області експлуатуються шість комплексів з термічного знешкодження відходів, у т.ч. два інсинератори (ТОВ «Грін-Порт» та ПП «Центр екологічної безпеки») і одна піролізна установка (ТОВ «РАФ-ПЛЮС»), а також три установки по переробці нафтопродуктів з подальшим виробництвом пічного палива (ТОВ «Еко-Сервіс»). Але існуючих на теперішній час потужностей недостатньо.

У межах Одеської промислово-міської агломерації, де проживає близько половини населення Одеської області, протягом року накопичується майже 1 млн. т ТПВ, а це приблизно 3 м³/рік на кожного мешканця. Зростаючі обсяги утворення ТПВ є однією із складових прогресуючого антропогенного навантаження на довкілля і погіршення його якості. Водночас в Одесі практично не працює система роздільного збору та рециклінгу ТПВ і тому майже весь обсяг утворених ТПВ видалється на полігон «Дальницькі кар'єри», який не відповідає сучасним вимогам до місць захоронення ТПВ. Тільки навесні 2020 року почалась дегазація тіла полігону. Кількість та вартість енергії, що виробляється, не оприлюднена. Площа полігону «Дальницькі кар'єри» становить 96,2 га, рік початку експлуатації – 1974. На цей полігон із території Одеси та прилеглих населених пунктів вивозяться ТПВ та промислові відходи III і IV класів небезпеки, отже, проблема подальшого розміщення відходів вкрай ускладнюється надмірним навантаженням на нього. Щорічно депонується понад 525 тис. тонн відходів. Можливості для створення нових полігонів через несприятливі геолого-гідрогеологічні та інші умови, а також дефіцит земельних ресурсів в прилеглих районах обмежені. Ступінь утилізації окремих компонентів ТПВ незначний, хоча існують потужності для переробки макулатури, відходів пластмас, скла, текстилю та зношених шин. У місті є низка організацій, що займаються утилізацією окремих видів вторинної сировини: «Союз», «ТВ-Серрус» («Екоград») та «Еко-Ренессанс», ТОВ «ЕП «Вторма Одеса». Розроблено низку проєктів зі збирання окремих видів вторинної сировини та небезпечних відхо-

дів – «Місто майбутнього», збір батарейок в мережах супермаркетів АТБ, Watsons, прийом поліетиленових пакетів KIMS, прийом пластику на громадських засадах (наприклад, бар «Волна» приймає HDPE пластик). Також існує мережа прийому традиційної вторсировини – скла, макулатури, пластику. Отже, умови для підвищення ефективності відбору цінних і небезпечних компонентів із потоку ТПВ є, але на сьогодні, незважаючи на ці зусилля, утилізується дуже незначна частка відходів.

Таблиця SWOT-аналізу допомагає структурувати всю отриману інформацію. Таблиця складається з чотирьох полів, в яких послідовно перераховуються сильні сторони, слабкі сторони, можливості і загрози. Для зручності складники матриці SWOT-аналізу відображено у вигляді таблиці 1.

На основі одержаної таблиці будується SWOT-матриця, яка допомагає зробити правильні висновки з проведеного аналізу. Це 4 квадранти з тактичними діями, які допомагають ефективніше використовувати сильні сторони, знизити загрози від зовнішніх факторів і ефективно використовувати можливості (табл. 2): *квадрант SO* (сильні сторони і можливості) показує, які переваги слід використовувати, щоб отримати віддачу; *квадрант WO* (слабкі сторони і можливості) показує, за рахунок яких чинників можна подолати слабкості; *квадрант ST* (сильні сторони і загрози) показує, як переваги можна використовувати для нейтралізації загроз; *квадрант WT* (слабкі сторони і загрози) показує, що потрібно зробити, аби мінімізувати негативні фактори.

Отже, на підставі аналізу сильних і слабких сторін, можливостей і загроз сформований комплекс першочергових факторів, попарний аналіз яких дозволяє визначити основні стратегічні напрями формування системи управління та поводження з твердими побутовими відходами в Одеській області.

З урахуванням значних фінансових витрат, першим кроком до диференціації потоків ТПВ може бути обов'язкове відділення органічних відходів, що легко розкладаються, у момент їх утворення, а також небезпечної складової ТПВ. Органічні відходи, що легко розкладаються, є вторинною сировиною для отримання біогазу і органо-мінерального добрива, а тому при будівництві нових полігонів необхідне планування біохімічної переробки з екологічно чистого потоку органічних відходів. Це дасть змогу одержати екологічно чисте органо-мінеральне добриво та альтернативне джерело енергії.

Необхідно передбачити логістичне обслуговування пунктів невеликими мобільними економічними транспортними засобами. При застосуванні запропонованої схеми збирання необхідно передбачити централізоване перевезення зібраних фракцій відходів в однотипних контейнерах або в окремих транспортних засобах. По мірі накопичення на пункті рециклінгу певної маси зібраних окремо відходів, вони транспортуються на склади міського цен-

Сильні сторони, слабкі сторони, можливості і загрози системи управління та поводження з твердими побутовими відходами в Одеській області

Сильні сторони (S):

- наявність Національної стратегії управління відходами в Україні до 2030 року;
- наявність нормативно-законодавчої бази у сфері управління та поводження з твердими побутовими відходами;
- наявність «Методичних рекомендацій з розроблення регіональних планів управління відходами»;
- наявність програми поводження з твердими побутовими відходами в Одеській області на 2018–2022 роки;
- позитивний досвід ЄС та інших розвинених країн в сфері ефективного управління та поводження з твердими побутовими відходами;
- наявність системи збирання і видалення твердих побутових відходів;
- наявність міських полігонів твердих побутових відходів;
- наявність підприємств з переробки, оброблення і утилізації небезпечної складової твердих побутових відходів;
- започаткування елементів роздільного збирання твердих побутових відходів;
- поступове формування у населення свідомості щодо необхідності відокремлення від загального потоку твердих побутових відходів ресурсоцінних компонентів.

Слабкі сторони (W)

- тенденція до зростання масштабів генерації і накопичення твердих побутових відходів;
- відсутність системного підходу до створення ефективного управління та поводження з твердими побутовими відходами;
- недостатнє фінансування сфери управління та поводження з твердими побутовими відходами;
- низький рівень реалізації попередніх регіональних програм управління та поводження з твердими побутовими відходами;
- низький рівень утилізації ресурсоцінних компонентів твердих побутових відходів;
- відсутність сміттеперевантажувальних станцій і сміттепереробних підприємств;
- несприятливі санітарно-гігієнічні умови на контейнерних майданчиках;
- відсутність системи роздільного збирання твердих побутових відходів;
- відсутність логістичних схем збирання та видалення твердих побутових відходів;
- відсутність системи відокремлення та знищення або утилізації небезпечних складових твердих побутових відходів;
- відсутність достовірної інформації щодо морфологічного складу твердих побутових відходів;
- велика кількість (608) сміттєзвалищ, їх незадовільний стані та їх експлуатація з порушенням природоохоронного законодавства та вимог санітарно-епідеміологічної безпеки;
- відсутність системи відбору біогазу на існуючих «полігонах» твердих побутових відходів;
- наявність несанкціонованих стихійних звалищ твердих побутових відходів;
- низький рівень зацікавленості населення щодо збирання ресурсоцінних компонентів твердих побутових відходів і здачі їх в пункти прийому вторинних ресурсів;
- недостатній рівень культури населення в сфері екологічно небезпечного поводження з твердими побутовими відходами;
- погіршення санітарно-гігієнічних умов мешкання населення в результаті невідокремлення системи поводження з твердими побутовими відходами;
- недостатня активна роль ЗМІ в популяризації можливостей використання ресурсоцінних компонентів твердих побутових відходів серед населення;
- відсутність цілеспрямованої системи підготовки і перепідготовки фахівців в сфері управління та поводження з твердими побутовими відходами.

Можливості (O)

- наукове обґрунтування регіонального плану управління та поводження з твердими побутовими відходами з позицій системного підходу;
- розроблення комплексу заходів щодо мінімізації утворення і накопичення обсягів твердих побутових відходів;
- диференціація потоків твердих побутових відходів з обов'язковим відокремленням органіки, що легко розкладається;
- відокремлення небезпечної складової твердих побутових відходів, її знешкодження або утилізація;
- створення сміттеперевантажувальних станцій і сміттепереробних підприємств;
- створення сучасних міжрайонних (регіональних) полігонів твердих побутових відходів у межах кластерів, виділених після адміністративної реформи;
- створення умов для зацікавленості населення щодо збирання ресурсоцінних компонентів твердих побутових відходів і здачі їх в пункти прийому вторинних ресурсів;
- проведення комплексу інформаційних заходів щодо залучення широких верств населення до поліпшення рівня поводження з твердими побутовими відходами.

Загрози (Т)	
<p>– істотне збільшення обсягів утворення і накопичення твердих побутових відходів (особливо влітку – у період різкого зростання числа рекреантів);</p> <p>– відсутність належного фінансування сфери управління та поводження з твердими побутовими відходами;</p> <p>– невиконання завдань регіональних програм управління та поводження з твердими побутовими відходами;</p> <p>– збільшення частки небезпечної складової твердих побутових відходів (медичних, ртутьвмісних тощо).</p> <p>– обмеженість площ, сприятливих для розміщення сучасних міжрайонних полігонів за фізико-географічними, інженерно-геологічними, гідрогеологічними, техногенними та соціально-економічними показниками;</p> <p>– низька ефективність інформаційних заходів щодо залучення широких верств населення до поліпшення рівня поводження з твердими побутовими відходами.</p>	

Таблиця 2

Матриця SWOT-аналізу

	Можливості (О)	Загрози (Т)
Сильні сторони (S)	<i>Квадрант SO</i> Актуалізація та активізація (у тому числі фінансова) законодавчих норм щодо поводження з ТПВ. Нормативне закріплення вимоги відокремлення органіки, що легко розкладається, у момент її утворення.	<i>Квадрант ST</i> Створення регіональних програм щодо поводження з ТПВ з обов'язковим урахуванням сучасного стану наукових досліджень та розробок. Виведення системи поводження з ТПВ з несанкціонованого руху матеріальних ресурсів. Інформаційне супроводження втілення сучасних методів та способів поводження з ТПВ (у тому числі – диференціації мешканцями легкорозкладаваних компонентів ТПВ у момент їх утворення).
Слабкі сторони (W)	<i>Квадрант WO</i> Реалізація передових методів і способів поводження з ТПВ (диференціація загального потоку ТПВ), яка призведе до зберігання ресурсоцінних властивостей компонентів ТПВ та різкому зменшенню кількості ТПВ, що депонується на полігонах.	<i>Квадрант WT</i> Будівництво сміттесортувальних та сміттепереробних підприємств, діяльність яких дозволить скоротити кількість потрібних полігонів. Будівництво біохімічних підприємств з виробництва біогазу та органо-мінерального добрива. Створення підприємств щодо знешкодження/утилізації/знищення небезпечних компонентів ТПВ. Створення спеціальних полігонів для захоронення промислових відходів, які не підлягають утилізації, та «хвостів», які не підлягають утилізації після знешкодження/знищення небезпечних компонентів ТПВ. Підвищення екологічної свідомості мешканців в питаннях поводження з ТПВ.

тру рециклінгу або безпосередньо на сміттесортувальні/сміттепереробні підприємства чи піддаються процесу промислового знешкодження.

Вважається, що кардинально змінити ситуацію у сфері управління та поводження з ТПВ можливо за допомогою кластерного підходу. Принцип диференціації потоків ТПВ, покладений в основу концепції управління та поводження з ТПВ міських агломерацій, є ключовим і при формуванні структури кластера поводження з ТПВ. Кластер у сфері поводження з ТПВ є багатогалузевим, а тому у ньому повинні бути присутніми об'єкти таких типів [8; 9]: «ядро» – об'єкти, навколо яких групується кластер, що виконують основний вид діяльності по випуску кінцевої продукції; «доповнюючі» – об'єкти, які безпосередньо забезпечують функціонування об'єктів «ядра»; «обслуговуючі» – об'єкти, наявність яких є обов'язковою, але їх діяльність не пов'язана безпосередньо з функціонуванням об'єктів «ядра»; «допоміжні» – об'єкти, наявність яких бажана, але

не обов'язкова для функціонування інших об'єктів кластера.

Висновки. У результаті проведених досліджень проаналізовано сильні і слабкі сторони, можливості і загрози, що дає змогу визначити основні напрями формування системи управління та поводження з ТПВ в Одеській області. Систему управління та поводження з ТПВ в Одеській області потрібно формувати і реалізувати за 4 напрямками: 1) втілення системи поводження з ТПВ в місті (відділення органічної фракції, що легко розкладається та небезпечних відходів, створення пунктів і центру рециклінгу тощо); 2) робота на полігоні (будівництво сміттесортувального підприємства, створення біохімічної переробки – компостування, отримання біогазу); 3) розробка логістичного обслуговування (перехід на малогабаритні сміттєвози – окремі машини для окремих компонентів ТПВ або машини з окремими секціями без підпресування відходів); 4) просвітницька робота з населенням, підготовка кадрів, реклама тощо.

Література

1. Звіт з аналізу існуючого стану системи поводження з твердими побутовими відходами в Одеській області. URL: <http://oblrada.odessa.gov.ua/wp-content/uploads/03-21-VII.pdf> (дата звернення: 21.09.2020 р.).
2. Національна стратегія управління відходами в Україні до 2030 року (схвалено розпорядженням Кабінету Міністрів України від 8 листопада 2017 р. N 820). URL: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/820-2017-p> (дата звернення: 21.09.2020 р.).
3. Сафранов Т.А., Губанова О.Р., Приходько В.Ю. Класифікація твердих муніципальних відходів – передумова формування ефективної системи поводження з їх потоками. *Вісник Одеського державного екологічного університету*. 2014. № 18. С. 30–36.
4. Сафранов Т.А., Губанова Е.Р., Шанина Т.П., Приходько В.Ю. Оптимизация системы управления и обращения с муниципальными отходами в контексте устойчивого развития урбанизированных территорий. *Устойчивое развитие*. 2014. № 16. С. 11–18.
5. Сафранов Т.А., Приходько В.Ю., Шанина Т.П. Проблема розміщення відходів на звалищах та полігонах Одеської області. *Вісник ХНУ імені В.Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2016. Вип. 14. С. 83–90.
6. Сафранов Т.А., Черкез Є.А., Шаталін С.М. Оцінка сприятливості території Одеської області для розміщення полігонів твердих побутових відходів. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2018. № 21. С. 98–109.
7. Safranov T., Shanina T., Prykhodko V., Shynkarenko M. Principles of justification of regional programmes of municipal solid waste treatment. *Environmental problems*. 2018. Vol. 2. No 3. P. 224–229.
8. Сафранов Т.А., Губанова О.Р., Шанина Т.П. Реализация кластерной стратегии в сфере обращения с твердыми бытовыми отходами. *Глобальні та національні проблеми економіки*. 2016. Вип. 10. С. 648–652.
9. Сафранов Т.А., Шанина Т.П., Губанова О.Р., Приходько В.Ю., Філатова О.А. Кластеризація як необхідна умова вирішення проблеми поводження з твердими побутовими відходами. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2017. № 3–4 (28). С. 105–113.

РОЗРОБЛЕННЯ СПОСОБІВ ОЦІНКИ ТА ДОБОРУ ГЕНОТИПІВ ЗЕРНОВИХ КУЛЬТУР НА СТІЙКІСТЬ ДО АБІОТИЧНИХ СТРЕСОВИХ ЧИННИКІВ

Пикало С.В., Демидов О.А., Юрченко Т.В., Гуменюк О.В., Харченко М.В., Рибка К.М.
Миронівський інститут пшениці імені В.М. Ремесла
Національної академії аграрних наук України
с. Центральне, 08853, Миронівський р-н, Київська обл.
pykserg@ukr.net

Вирощування високих урожаїв зернових культур і підвищення їхніх валових зборів – пріоритетний напрямок у розвитку вітчизняного сільськогосподарства. Абіотичні стресори викликають низку молекулярних, фізіологічних і морфологічних змін, які впливають на ріст і продуктивність культурних рослин. Актуальним є створення нових і вдосконалення наявних методів скринінгу генотипів злакових на стійкість до несприятливих чинників довкілля. У представленій роботі розроблено ефективні способи оцінки та добору селекційного матеріалу зернових колосових культур, зокрема пшениці та тритикале, на стійкість до таких абіотичних факторів середовища, як водний дефіцит, засолення, низькі температури, забруднення іонами алюмінію. Створені способи охороняються патентами на корисні моделі. Наведено порівняльну характеристику різних методів, їхні переваги і недоліки в масовому скринінгу зразків на стійкість до екстремальних умов навколишнього середовища. Обґрунтовано доцільність застосування створених фізіологічних і біотехнологічних способів оцінки та добору генотипів зернових культур на адаптивну стійкість. Переваги запропонованих методів над традиційними полягають у можливості об'єктивно аналізувати селекційний матеріал, працювати з великими вибірками генотипів, контролювати умови зовнішнього середовища та проводити оцінку впродовж року. Запропоновані розробки доповнять методологію і сприятимуть створенню нових сортів із цінними практичними властивостями. Представлені дослідження спрямовані на розв'язання проблеми стійкості злакових культур до несприятливих кліматичних факторів, а також орієнтовані на розвиток розуміння реакцій рослин на стрес і впровадження нових методів для вирішення прикладних завдань селекції пшениці та тритикале. Результати досліджень є певним внеском у вивчення як теоретичних, так і практичних аспектів стійкості зернових колосових культур до абіотичних стресових чинників довкілля та можуть застосовуватися як елементи селекційних програм. *Ключові слова:* зернові культури, абіотичні стресори, стійкість, спосіб, оцінка, добір.

Development of methods for assessment and selection of grain crops genotypes for tolerance to abiotic stress factors. Pykalo S., Demydov O., Yurchenko T., Humeniuk O., Kharchenko M., Rybka K.

Cultivation high yields of grain crops and increasing their gross harvests is a priority direction in the development of domestic agriculture. Scientific research showed that abiotic stresses causes making changes in cultivated plants at their physiological, biochemical and molecular level that influence on their growth and productivity. Creation of new and improvement of existing methods for screening cereal genotypes which are tolerant to unfavorable environmental factors is urgent. In the presented work effective methods have been developed for assessing and selecting breeding material of cereal crops, in particular wheat and triticale, for tolerance to such abiotic environmental factors as water deficit, salinity, low temperatures and contamination with aluminum ions. The created methods are protected by patents for utility models. Comparative characteristics of different methods, their advantages and disadvantages in mass screening of samples for tolerance to extreme environmental conditions are presented. The expediency of using the created physiological and biotechnological methods for assessing and selecting genotypes of grain crops for adaptive tolerance was substantiated. The advantages of the proposed methods over the traditional ones are the ability to objectively analyze breeding material, work with large samples of genotypes, control of environmental conditions and conduct an assessment throughout the year. The proposed developments will complement the methodology and will contribute to the creation of new varieties with valuable practical properties. The presented researches are directed on the decision of a problem of tolerance of cereals to adverse climatic factors and are focused on development of understanding plant responses to stress and introducing new methods for the decision of applied problems of wheat and triticale breeding. The research results are a definite contribution to the study of both theoretical and practical aspects of the tolerance of cereal crops to abiotic stress factors of the environment and can be used as elements of breeding programs. *Key words:* cereals, abiotic stressors, tolerance, method, assessment, selection.

Постановка проблеми. Виробництво сільськогосподарської продукції є стратегічною і ефективною галуззю народного господарства України. Основною складовою сільськогосподарського виробництва в Україні традиційно виступає зерновий сектор [1]. Провідну роль у харчовому забезпеченні людства

відіграють зернові злаки, чільне місце з яких посідають пшениця та тритикале. Пшениця займає перше місце в світі за посівними площами (біля 230 млн. га) і валовим збором зерна (понад 766,4 млн. т) [2]. Поширеність цієї культури зумовлена її високою біологічною пластичністю щодо екологічних умов і,

перш за все, високою поживністю зерна, з якого отримують багато харчових продуктів [3]. Пшениця – це культура, що вирощується майже у кожному господарстві, а її експорт приносить нашій країні чималі кошти. Українські аграрії надають перевагу пшениці озимій, оскільки вона швидше звільняє поле і тим самим дає більше часу для підготовки поля під посів наступної культури [4]. Тритикале – порівняно новий вид родини злакових, штучно створений селекціонерами шляхом схрещування пшениці і жита, який поєднує цілий ряд господарсько-біологічних характеристик, властивих вихідним видам [5]. До таких особливостей варто віднести високий потенціал урожайності зерна та зеленої маси, комплексний імунітет до грибних захворювань, високий вміст білка і лізину в зерні, а також основних поживних речовин в зеленій масі [5; 6].

Збільшення урожайності є найбільш важливим критерієм у вирощуванні будь-яких сільськогосподарських культур. Однак сучасна динаміка підвищення врожайності зернових не відповідає необхідним ритмам для задоволення потреб населення [7]. Генетичний потенціал вітчизняних сортів зернових злаків знаходиться в межах 11–14 т/га, проте у виробничих умовах реалізується лише 45 % [8]. Є багато чинників, які не дають змоги повною мірою реалізувати детермінований спадковий потенціал сортів. Реальна врожайність пшениці та тритикале залишається невисокою внаслідок порушення технології вирощування інтенсивних сортів, а також через те, що не всі сорти захищені механізмами гомеостазу [9]. Проходження фаз розвитку, інтенсивність росту та продуктивність рослин цілком залежать від умов навколишнього середовища та оптимального забезпечення необхідними факторами життя [10].

Актуальність дослідження. Зміни клімату все частіше стають основним стримуючим фактором у реалізації генетичного потенціалу високоврожайних сортів зернових культур. Періодичні нищівні кліматичні катаклізми зводять нанівець їх урожаї та роблять непридатними для вирощування цілі аграрні регіони [10]. Загальне забруднення навколишнього середовища, різке загострення екологічної ситуації у світі в результаті антропогенного впливу, глобальне потепління й аридизація клімату зробили проблему адаптації та стійкості однією з головних у біології та фізіології рослин. Глобальне потепління і пов'язана з ним часта повторюваність посух зумовлюють необхідність об'єднання зусиль біотехнологів, генетиків і селекціонерів для створення адаптивних генотипів пшениці та тритикале. Однак адаптація можлива лише тоді, коли рослинний організм здатний проявити стійкість на будь-якому рівні, від клітинного до популяційного, та пристосуватися до нових умов росту і розвитку [11]. Тому створення адаптивних сортів з принципово новими характеристиками, здатних забезпечувати високу і стабільну продуктивність за різних умов довкілля, стійких до

екстремальних умов вирощування – актуальна проблема сучасної селекції [12; 13].

Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями. Представлені матеріали – частина науково-дослідних робіт: «Вивчити генетичні та фізіологічні складники формування адаптивного потенціалу зернових і виділити на цій основі донори морозостійкості та посухостійкості для використання в селекції озимої м'якої пшениці», номер держреєстрації № 0116U004005; «Генетичні засади якісних та кількісних господарсько-цінних ознак, розробка сучасних біотехнологій створення та оцінки вихідного матеріалу і підвищення ефективності методів поліпшення генотипів рослин» («Біотехнологія і генетика в рослинництві»), номер держреєстрації № 0116U004006.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. За даними О.О. Жученка [14], внесок селекції у підвищення урожайності сягає 30–70 %, а з урахуванням глобальних змін клімату роль селекції буде лише зростати. При цьому можливість керування генотиповою мінливістю культурних видів буде ще більш актуальною. Генетичне різноманіття сортів, які відрізняються за напрямом використання, якістю продукції, адаптивністю та іншими цінними господарськими ознаками є одним із головних чинників гарантування продовольчої безпеки і безперервного розвитку сільськогосподарського виробництва [15]. З розвитком сучасної генетики та біотехнології виникають нові та удосконалюються класичні методи селекції, спрямовані на створення сортів з господарсько цінними ознаками [16]. У традиційній технології селекційного процесу зернових колосових культур на сучасному етапі особливої актуальності набуває концентрація, пошук і створення генетично різноманітного вихідного матеріалу [15]. З огляду на економічні та екологічні обмеження, пов'язані зі зменшенням посівних площ та інтенсифікацією сільськогосподарських витрат, генетичне вдосконалення сортів розглядають як найреальніший і найрентабельніший спосіб підвищення врожайності [16]. Генетичне вдосконалення пшениці та тритикале має вирішальне значення через їх безпосередній вплив на економічний розвиток, міжнародну торгівлю зерном та продовольчу безпеку країни, тому актуальність досліджень у вирішенні багатьох генетико-селекційних задач стосовно цих культур зростає і набуває якісно нового характеру [1; 3; 7]. На сьогодні генетико-селекційні дослідження стосовно злакових спрямовані на поглиблення знань щодо стійкості рослин до стресових чинників довкілля та селекції високопродуктивних сортів, адаптованих до певних умов вирощування [8].

Стійкість до абіотичних стресових чинників довкілля для селекційного вдосконалення пшениці та тритикале є вкрай важливим та набуває особливої актуальності, оскільки дозволить розширити

посіви цих культур в районах з несприятливими кліматичними умовами [9; 11; 13]. Для підвищення адаптивності необхідно збагачувати генофонд цих культур різними методами. Тому одним із пріоритетних напрямів генетики, селекції та біотехнології є створення сортів, стійких до несприятливих екологічних чинників довкілля – посухи, екстремальних температур, засолення, забруднення іонами токсичних металів тощо [10; 12; 15]. Проведення досліджень з оцінки генотипів на стійкість до того чи іншого стресу є однією з умов підвищення ефективності селекційного процесу зернових культур [16]. Зважаючи на це, методологічне забезпечення всебічного вивчення стрес-стійкості сільськогосподарських рослин є пріоритетним завданням багатьох селекційних установ України.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Для тестування перспективних зразків злакових культур є багато методів, заснованих на різних принципах дії, і кожен із них має свої переваги і недоліки. Вибір способу значною мірою залежить від ступеню його достовірності, трудомісткості, тривалості оцінки і пропускну здатності. Часто той чи інший спосіб чітко розділяє за стійкістю контрастні види рослин, проте не в змозі диференціювати за групами стійкості різні сорти однієї культури, що знижує його придатність для селекційної практики. Значна частина методів діагностики сортозразків передбачає нанесення певної шкоди рослині, що ускладнює або робить неможливим провести оцінку за іншою не менш важливою ознакою, а також вирощування рослин до отримання нащадків. Переважна їх більшість не є на сьогоднішній день оптимальними, внаслідок чого актуальним є завдання створення нових і вдосконалення вже наявних методів оцінки та добору селекційного матеріалу зернових колосових культур на стійкість до несприятливих чинників довкілля.

Метою роботи є розроблення ефективних способів оцінки та добору селекційного матеріалу пшениці і тритикале на стійкість до абіотичних стресових чинників довкілля – водного дефіциту, засолення, низьких температур, забруднення іонами алюмінію.

Новизна. Розроблено нові способи оцінки та добору генотипів зернових колосових культур на стійкість до абіотичних факторів середовища (водний дефіцит, засолення, низькі температури, забруднення іонами алюмінію), які охороняються патентами на рисні моделі.

Методологічне або загальнонаукове значення. Розроблені ефективні способи оцінки та добору стійких генотипів злакових до дії водного дефіциту, засолення, низьких температур, іонів алюмінію доповнять методологію і сприятимуть створенню нових сортів із цінними практичними властивостями. Представлені дослідження спрямовані на розв'язання проблеми стійкості злакових культур до

несприятливих кліматичних факторів, а також орієнтовані на розвиток розуміння реакцій рослин на стрес і впровадження нових методів для вирішення прикладних завдань селекції пшениці та тритикале.

Виклад основного матеріалу. Як вже зазначалося вище, успіх селекції злакових на стійкість до того чи іншого стресу значною мірою залежить від правильної оцінки цієї ознаки у створюваних сортах. Тому у відділі біотехнології, генетики і фізіології Миронівського інституту пшениці імені В.М. Ремесла НААН (МІП) ми розробили способи оцінки та добору селекційного матеріалу зернових культур (пшениці та тритикале) на стійкість до таких абіотичних стресових чинників, як водний дефіцит, засолення, низькі температури, забруднення іонами алюмінію.

1. Розроблення способу оцінки стійкості генотипів пшениці м'якої озимої до водного дефіциту

Серед природних чинників, що найбільш негативно впливають на всі фізіологічні процеси росту і розвитку рослин і, в кінцевому рахунку, призводять до втрат урожаю, є водний дефіцит, викликаний посухою [17]. Шкідлива дія посухи полягає, в першу чергу, у зневодненні і порушенні метаболічних процесів у рослинах, що призводить до розпаду білків, зміни колоїдно-хімічного стану цитоплазми клітини і, як наслідок, до зниження кількості накопиченої рослинами органічної речовини [18]. Стрес, викликаний посухою, веде до прямих або непрямих пошкоджень рослин, які обумовлені інактивацією ферментів, порушенням біохімічних шляхів, накопиченням токсичних речовин, витоком іонів, дефіцитом живлення та іншими причинами [19]. Очікується, що з прогресуючим глобальним потеплінням клімату періодичність повторення посух за роками буде тільки посилюватися [20].

У селекційній практиці зернових колосових культур на сьогодні широко використовують спосіб оцінки стійкості генотипів до посухи, що заснований на проведенні польових дослідів [21]. Проте польові методи оцінки дуже витратні та часто через обмежену кількість насіння вихідного матеріалу є нездійсненними. Оскільки безпосередня оцінка рівня агрономічної стійкості рослин до посухи є тривалим та трудомістким завданням, в селекційній та інтродукційній практиці широко використовуються непрямі лабораторні методи оцінки біологічної стійкості за фізіологічними, анатомічними, морфологічними та біохімічними показниками [22–24]. Ці підходи полягають у використанні не самої стійкості до нестачі вологи, а будь-якої іншої біологічної властивості, що пов'язана з даною ознакою. На сьогодні існує ціла низка непрямих методів оцінки посухостійкості рослин пшениці. Найбільш використовуваними з них є реєстрація товщини листя і визначення у них відносного вмісту води (RWC) [25–27], визначення інтенсивності транспірації проростків і виносу з транспіраційною вологою мінеральних

іонів [28], вимір електроопору у верхній частині проростків пшениці за допомогою голчастих електродів [29], реєстрація електропровідності листя за здатністю листків виділяти або утримувати різну кількість електролітів [30–32]. До відомих відносяться також методи оцінки посухостійкості за оптичною густиною екстрактів листя, ростою реакцією, ступенем відновлення мітохондріальної активності меристеми пагона після підсушування, величиною енергетичного заряду аденозинфосфатної системи [33; 34]. Відомий спосіб, що заснований на визначенні швидкості гідролізу статолітного крохмалю у клітинах кореневого чохла рослини [35]. Даний показник визначається візуально під мікроскопом і оцінюється в умовних балах. Існують різні методи тестування в лабораторних умовах, проте всі вони базуються на порівнянні біометричних характеристик або біохімічних показників рослин при перенесенні їх в селективні умови [29; 31; 34]. Біохімічний підхід оцінки пшениці на стійкість до нестачі вологи полягає у реєстрації зміни активності різних ферментів (нітратредуктази, пероксидази) [36], вимірі концентрації вільного проліну [37; 38], визначенні вмісту загального білка, гліколіпідів і фосфоліпідів у фракції мембран хлоропластів [39], аналізі накопичення рослинами цукрів [40]. Серед механізмів адаптації рослин до водного дефіциту важливе значення має накопичення сумісних осмолітів, одним з яких є пролін. Відомо, що збільшення вмісту цієї амінокислоти у клітинах рослин сприяє підвищенню стійкості до осмотичного стресу [41]. Тому динаміку змін вмісту проліну у рослинах широко використовують як показник їхньої підвищеної стійкості до водного дефіциту. Одержані у багатьох працях результати опосередковано підтверджують гіпотезу про провідну роль проліну як осмопротектора за водного стресу [37; 41; 42]. Основна перевага біохімічних методів полягає в тому, що їх можна використовувати при оцінці стійкості на різних етапах розвитку рослин, що значно поглиблює уявлення про посухостійкість.

Нині найефективнішими вважаються методи ранньої діагностики на насінні і проростках, оскільки вони дають змогу проводити оцінку впродовж року і аналізувати велику кількість селекційного матеріалу [43; 44].

Одним із методів оцінки посухостійкості сільськогосподарських культур, у тому числі пшениці, є визначення відсотку пророслого насіння на розчинах речовин, що викликають зниження водного потенціалу в клітинах [45]. Встановлено, що висока частка пророслого насіння на субстраті з осмотиком характеризує його здатність проростати в ґрунті при дуже малих запасах вологи [43; 44]. Тому визначення кількості пророслого насіння на розчинах з високим осмотичним тиском, які імітують умови фізіологічної посухи, дає можливість на ранніх етапах онтогенезу оцінити відносну посухостійкість рослин. Як

осмотик, як правило, використовують високомолекулярний поліетиленгліколь або дисахарид сахарозу, однак подібними властивостями характеризується і такий шестиатомний спирт, як низькомолекулярний маніт. Показано [46], що поряд з сахарозою маніт має аналогічну спроможність до моделювання водного стресу, що робить його перспективним для ранньої діагностики посухостійкості сортів пшениці. Тому у відділі біотехнології, генетики і фізіології МПП ми розробили та запатентували спосіб оцінки стійкості генотипів зернових до водного дефіциту, що обумовлений здатністю насіння різних сортів проростати неоднаково проростати на високоосмотичних розчинах [47]. При цьому оцінку окремих генотипів проводять за часткою пророслого насіння на розчинах з додаванням певних концентрацій маніту.

Спосіб включає нижче перераховані процеси. З кожного селекційного зразка відбирали насіння по 100 шт. та поміщали у підготовлені чашки Петрі з двома шарами фільтрувального паперу, які попередньо стерилізували у сушильній шафі протягом 2 год за температури 160 °С. На дно кожної чашки поміщали насіння і знезаражували шляхом обприскування розчином гіпохлориту натрію у співвідношенні 1:3. Через 30 хв заливали 10 мл розчину низькомолекулярного маніту у концентраціях 0,2, 0,4 та 0,6 М і пророщували у термостаті протягом 7 днів за температури 20–21 °С. Селективний розчин готували з використанням дистильованої води й маніту заданої концентрації з подальшим автоклавуванням тривалістю 15 хв. В якості контролю насіння досліджуваних сортів пшениці пророщували на дистильованій воді. Підрахунки наклюненого насіння проводили на 7-у добу. Визначали відсоток схожості сортів на розчинах маніту і їх відношення до схожості в контролі. Оцінку проводили в трьох повторностях. Високий відсоток пророслого насіння характеризує здатність сорту проростати в ґрунті при дуже малих запасах вологи. Слід зазначити, що для достовірної оцінки слід використовувати насіння одного року репродукції та однієї фракції. Даний винахід спрямований на розв'язання проблеми посухостійкості пшениці та сприятиме створенню нових сортів з цінними практичними властивостями.

Застосовуючи запропонований спосіб, нами проведено скринінг сортів пшениці м'якої озимої, створених у різних екологічних зонах, на стійкість до водного дефіциту та виділено джерела посухостійкості [48].

2. Розроблення способу оцінки стійкості до засолення генотипів тритикале озимого

Засолення ґрунтів, що пов'язане з високою концентрацією натрій розчинних солей в орному шарі ґрунту, нині завдає аграрному виробництву непоправної шкоди. Внаслідок безсистемного та безконтрольного проведення меліоративних заходів негативному впливу засолення піддається велика кількість

земель. Як відомо, шкідлива дія засолення має комплексний характер і зумовлена як порушенням осмотичного балансу клітин, так і прямим токсичним впливом на фізіологічні та біохімічні процеси в клітині [49; 50]. Основний напрям розв'язання цієї проблеми – створення сортів із високим генетичним потенціалом продуктивності, які можуть реалізувати його незалежно від лімітів середовища. Отже, отримання нових адаптивних сортів є найбільш надійним вирішенням проблеми підвищення врожайності зернових культур, зокрема тритикале, за умов дії сольового стресу.

Для скринінгу солестійких генотипів існує багато технологій зі схожим принципом роботи. Однак на сьогодні жодна з них не є оптимальною, у зв'язку з чим актуальним залишається створення нових і вдосконалення вже наявних способів оцінки селекційного матеріалу. Нині є метод відбору рослин на солестійкість, заснований на аналізі параметрів врожайності у польових умовах [51]. Однак складність цього методу полягає у просторовій гетерогенності фізичних і хімічних властивостей ґрунту, а також сезонних коливаннях кількості атмосферних опадів. Тому на практиці з цією метою використовуються вегетаційні приміщення з контрольованими умовами вирощування, де в якості основного критерію стійкості рослин використовують накопичення більшої біомаси при сильному засоленні порівняно з контролем [52]. Проте для виявлення реальної солестійкості сортів зернових культур необхідно проводити тривалі експерименти – від двох тижнів до кількох місяців, що є непрактичним для скринінгу великої кількості генотипів або відбору солестійкого потомства. Також як критерій солетолерантності може слугувати відсутність пошкодження листя рослин, що культивуються на засоленому субстраті [53]. Водночас токсичний ефект солей на рослину полягає у їх високій концентрації в цитоплазмі і клітинній стінці. Однак осмотичний ефект солі може призвести до прискореного старіння листя у зв'язку з дефіцитом в них води. Окрім того, можливий також дефіцит одних або надлишок інших іонів, що в кінцевому рахунку призводить до отримання хибних результатів. Відомий також спосіб, який включає визначення солестійкості за схожістю насіння при пророщуванні його на засоленому субстраті [54]. Вважається, що швидкість проростання та схожість насіння за селективних умов залежать не лише від стійкості генотипу, але і значною мірою від стану зародка і насінневих оболонок [55]. Тому, як наслідок, відбір генотипів в умовах стресу лише за енергією проростання насіння не завжди може давати об'єктивний результат. Зважаючи на це, ми розробили спосіб оцінки стійкості генотипів тритикале до засолення, що обумовлений здатністю рослин неоднаково рости на сольових субстратах. Метод відрізняється тим, що оцінку окремих зразків проводять за зміною довжин пагонів та головних коренів 10-добо-

вих проростків на штучних субстратах з додаванням певних концентрацій хлориду натрію (NaCl) [56].

Запропонований спосіб включає нижче перераховані процеси. Заздалегідь відібране і відсортоване насіння піддавали знезараженню 1 % розчином перманганату калію. По 20 насінин кожного зразка висівали у пластикові горщики з піском та середовищем Хогланда-Арнона [57] з додаванням NaCl концентрацією 1,5 %. Горщики поміщали в термостат і витримували при температурі 24 °С, відносній вологості повітря 70 %, освітленні 3–4 клк і 16-годинному фотоперіоді протягом 10 діб. За контроль прийняте середовище без NaCl. Через 10 діб культивування у стадії проростків визначали довжину пагона та головного кореня (середнє від загальної кількості). Вимірювання проводили за допомогою лінійки з точністю до 1 мм. Дослід проводили в трьох повторностях. Солестійкість кожного окремого генотипу тритикале оцінювали за морфометричними показниками проростків, що культивувалися на субстраті з хлоридом натрію. При цьому різна реакція генотипів на сольовий стрес виявлялася неоднаковою довжиною пагонів та головних коренів за дії стресового чинника.

У проведених дослідженнях [58; 59] нами показано, що зміна довжин пагонів та головних коренів на початкових фазах розвитку (10-добові рослини) під впливом хлориду натрію достовірно відображає ступінь солестійкості генотипів тритикале озимого.

3. Розроблення способу добору морозостійкого селекційного матеріалу пшениці м'якої озимої

Морозостійкість є однією з необхідних складових адаптивності сортів пшениці озимої [9; 60]. Під час створення сортів цієї культури однією з найважливіших властивостей рослин, що потребує уваги на всіх етапах селекційної роботи, є здатність протистояти несприятливим умовам зимівлі, зокрема стійкість до низької температури та до її коливань протягом зимового періоду [12; 61]. Тому в селекції пшениці озимої широко використовуються методи оцінювання за морозостійкістю селекційного матеріалу. Найбільш широко використовується спосіб оцінки за морозостійкістю рослин у висівних ящиках [62]. Ящики розміром 30×40 см і глибиною 12–15 см заповнюють звичайним просіяним ґрунтом на 3–4 см нижче верхнього краю. Дослідний матеріал висівають у ящику в рядки через 3–4 см по 20–25 насінин в кожному і насипають зверху ґрунту на 3 см. Весь період осені і початку зими рослини перебувають у природних умовах, де проходять першу та другу фазу загартування. Після загартування ящики транспортують із вегетаційного майданчика і поміщають в низькотемпературні камери (КНТ – 1М), де проводять проморожування дослідних зразків. Оцінку за морозостійкістю проводять через 15–20 діб після проморожування рослин у камерах. Проте недоліками цього способу є мала пропускна здатність, трудомісткість, необхідність використання значної

площі штучного клімату, а також те, що рослини, які вижили при проморожуванні не зберігаються для подальшого вирощування, тобто метод слугує лише для оцінки рослин за морозостійкістю, а не для добору кращих з них за вказаною ознакою.

Зважаючи на вищезазначене, перед нами постало завдання створити спосіб, який дозволить зручно, швидко і без великих енерговитрат відібрати з гібридних популяцій пшениці м'якої озимої морозостійкий селекційний матеріал. Тому ми розробили та запатентували спосіб добору морозостійкого селекційного матеріалу пшениці м'якої озимої у гібридних поколіннях, що обумовлений дією стресового низькотемпературного чинника, спрямованого проти виживання нестійких форм [63]. Водночас добори генотипів проводять за проморожування проростків при дії підібраних диференціюючих температур протягом підбраного часового проміжку з наступним дорощуванням у відкритому ґрунті.

Спосіб включає нижче перераховані процеси. З кожного селекційного зразка відбирали 200 насінин, які пророщували протягом 48 год у чашках Петрі на фільтрувальному папері у термостаті за температури 25 °С. Зернівки, що проросли, вміщували у спеціальні марлеві мішечки, які склали у скляний ексікатор. Насіння з проростками приблизно однакового розміру 3–5 мм проморожували за схемою: перша фаза загартування за температури +1 °С протягом 8 діб, друга фаза загартування – 3 доби за температури -4 °С, надалі – зниження до наміченої температури проморожування по 2 °С на годину. Оптимальною для диференціації проростків за морозостійкістю є температура проморожування від -11,5 до -12,5 °С. Для загартування та проморожування проростків пшениці озимої використовували спеціально пристосовані камери ЛВН-200 Г. Після проморожування температуру у камері так само поступово підвищували. Проростки розкладали у лотках на вологому фільтрувальному папері. Для загальної оцінки гібридної комбінації за морозостійкістю через 5–6 діб проводили підрахунок проростків, що вижили після проморожування. Живі проростки кожного зразка пшениці розкладали, скручували у паперові рулони і поміщали в камеру, де вони проходили яровізацію терміном 50 діб за температурного режиму +1 °С. Навесні проростки у рулонах висаджували у відкритий ґрунт, контролюючи вологозабезпечення поливом. Графік проморожування при доборі морозостійких рослин повинен бути скоригований таким чином, щоб висаджування проростків у полі проводилося на початку квітня за сприятливих погодних умов.

Результати досліджень засвідчили, що проморожування рослин у фазі проростків забезпечує зменшення трудомісткості процесу, дозволяє провести одночасно проморожування значної кількості селекційного матеріалу та забезпечує дорощування морозостійких рослин у польових умовах [30].

4. Розроблення способу добору *in vitro* стійких до іонів алюмінію генотипів тритикале озимого

Більше ніж половина ґрунтів, що використовуються у світовому землеробстві, характеризується підвищеною кислотністю, негативний вплив якої на рослини в багатьох випадках підсилюється через наявність рухомих іонів алюмінію [64]. Токсичні іони алюмінію впливають на процеси росту та продуктивність на всіх фазах онтогенезу рослин злакових, але в ювенільний період більший вплив мають на ступінь розвитку коріння, ніж паростку [65]. Відомо, що при вмісті рухомого алюмінію в дозі 3–4 мг/100 г ґрунту ріст рослин пригнічується, а за концентрації 7–8 мг/100 г ґрунту вони гинуть [66]. Тому створення генотипів рослин, здатних протидіяти токсичному впливу іонів алюмінію без зниження урожайності є єдиним можливим вирішенням проблеми вирощування зернових за умов кислих ґрунтів.

Оцінка вихідного матеріалу в селекції на алюмініюстійкість потребує застосування сучасних і ефективних методів. Для ідентифікації стійких рослин нині використовуються переважно вегетаційні та лабораторні методи, за використання яких зазвичай оцінюється ступінь пригнічення росту коренів або накопичення в них алюмінію [67]. Рослини вирощують у посудинах з кислим ґрунтом протягом місяця або в польових умовах впродовж вегетаційного періоду, після чого порівнюються суха маса кореня, пагона і вміст алюмінію у тканинах рослини у дослідному варіанті і контролі (при нетоксичному рівні рН). Проте подібний метод може бути занадто чутливим для нестійких форм. Окрім того, він вимагає значних витрат часу, оскільки передбачає постійний контроль вмісту алюмінію, що надходить в тканини рослин.

Альтернативою виміру ростових параметрів за стресових умов є метод фарбування коренів гематоксиліном, що служить індикатором споживання алюмінію чутливими рослинами [68]. При цьому збільшення інтенсивності фарбування і відповідно підвищений рівень поглинання алюмінію відображають знижену стійкість рослин. Однак цей метод дозволяє швидше якісно, ніж кількісно оцінити вміст алюмінію в коренях. Недоліком методу є також те, що іноді фарбування відбувається навіть за відсутності алюмінію або не відбувається зовсім, незважаючи на його високу концентрацію.

Існує лабораторна оцінка проростків тритикале до токсичної дії алюмінію за відростанням коренів в період репарації з використанням хлориду алюмінію 6-водневого в якості стрес-чинника [69; 70]. Однак недоліком даного методу є те, що рослини з відносно низькою швидкістю росту можуть здаватися більш стійкими, ніж вони є насправді, оскільки ступінь пригнічення швидкості росту кореня у них менший, ніж у рослин з більш активним ростом. Цей спосіб не дозволяє також відокремити інгібування росту коренів внаслідок зниження рівня рН від інду-

кованого власне токсичною дією алюмінію. Тому в результаті багато рослин, чутливих до кислого середовища, але толерантних до алюмінію, можуть бути оцінені як нестійкі до нього.

Як відомо, ізольовані рослинні клітини акумулюють алюміній набагато швидше і більш чутливі до стресу, ніж клітини в складі організму [71]. Тому для оцінки алюмостійкості рослин зернових досить актуальними є біотехнологічні підходи з використанням культури тканин *in vitro* [72]. Ці підходи застосовуються для скринінгу стійких генотипів, створення та ідентифікації соматональних варіантів з підвищеною стійкістю, а також для вивчення реакції клітин на токсичність іонів алюмінію. При цьому стійкі форми можна ідентифікувати шляхом порівняння росту калюсів на кислому середовищі за присутності і відсутності іонів алюмінію. Використання тканинних і клітинних культур дає можливість ефективно прискорити селекційний процес і у багатьох країнах світу вважається важливим доповненням до класичних методів селекції сільськогосподарських рослин. Тому ми розробили та запатентували спосіб добору *in vitro* стійких до іонів алюмінію генотипів тритикале озимого, що обумовлений токсичною дією стресового чинника, спрямованого проти виживання нестійких форм [73]. Новим є те, що відбори генотипів за стійкістю до іонів алюмінію проводять на калюсах, що культивуються на штучному живильному середовищі з додаванням різних концентрацій етилендіамінетраацетату алюмінію (Al-ЕДТА), за рівнем їх виживання в селективних умовах, приростом сирі маси та частотою регенерації з них пагонів. Суть методу полягає в тому, що він базується на клітинних технологіях *in vitro* і дає змогу значно прискорити та спростити відбір стійких до іонів алюмінію генотипів тритикале.

Запропонований спосіб включає нижче перераховані процеси. З кожного селекційного зразка в полі зрізали колосся, пилок у якого перебував в стадії ранньої чи середньої одноядерної мікроспори. Потім проводили холодovu обробку пиляків, витримуючи зрізане колосся у камері при температурі 3–5 °С, без освітлення, впродовж 6–14 днів. Після цього матеріал стерилізували 0,25 % гіпохлоритом натрію впродовж 7–10 хв з наступним промиванням стерильною соляною кислотою протягом 10 хв, потім тричі промивали стерильною дистильованою водою. Для індукції ембріодогенезу ізольовані мікроспори культивували в темряві при 27 °С у флаконах ємністю 10 мл з 1,5 мл живильного середовища 190-2 [74] впродовж 8 тижнів. Утворені ембріоди пересаджували на селективні середовища 190-2 з додаванням Al-ЕДТА у концентраціях 0,4; 1,2 та 2 мМ. За контроль прийняте середовище без Al-ЕДТА.

Через 4 тижні культивування підраховували кількість живих ембріодів та визначали їх сиру масу. Для

індукції морфогенезу ембріоди пересаджували на модифіковане середовище для регенерації Мурасіге-Скуга [75] без вмісту фітогормонів. Отримані пагони в міру розвитку переносили на безгормональне середовище Мурасіге-Скуга з половинним вмістом макросолей для укорінення. Для подвоєння хромосом укорінені рослини після тридобового витримування в камері штучного клімату при температурі 4 °С обробляли колхіцином за загальноприйнятою методикою. Далі рослини-регенеранти пересаджували у горщики зі спеціально підбраною ґрунтовою сумішшю і поміщали у вологу камеру на 7-14 дб, після чого їх переносили у ґрунт. Алюмостійкість кожного окремого генотипу визначали за рівнем виживання ембріодів за селективних умов, приростом їх сирі маси та частотою регенерації з них пагонів. При цьому різна реакція генотипів на токсичну дію іонів алюмінію виявлялася неоднаковим приростом сирі маси ембріодів та різним морфогенетичним потенціалом за дії стресового чинника.

Переваги запропонованого методу над традиційними полягають у економії місця та можливості працювати з великими вибірками генотипів, більшій швидкості скринінгу селекційного матеріалу, а також можливості контролювати умови зовнішнього середовища. Використання розробленого способу сприяє в короткі терміни відібрати значну кількість генотипів, стійких до забруднення іонами алюмінію, і, як наслідок, забезпечує скорочення селекційного процесу тритикале.

Головні висновки. Отже, результатом проведених досліджень є комплекс розроблених та запатентованих способів оцінки та добору генотипів зернових колосових культур на стійкість до абіотичних стресових чинників довкілля. Наведено порівняльну характеристику різних методів, їхні переваги і недоліки в масовій оцінці зразків зернових колосових культур на стійкість до екстремальних умов навколишнього середовища. Обґрунтовано доцільність застосування розроблених фізіологічних і біотехнологічних способів оцінки та добору генотипів злакових на адаптивну стійкість. Переваги запропонованих методів над традиційними полягають у можливості об'єктивно аналізувати селекційний матеріал, працювати з великими вибірками генотипів, більшій швидкості скринінгу зразків, контролювати умови зовнішнього середовища та проводити оцінку впродовж року.

Перспективи використання результатів дослідження. Отримані результати є певним внеском у вивчення як теоретичних, так і практичних аспектів стійкості зернових колосових культур до абіотичних факторів середовища та можуть застосовуватися як елементи селекційних програм. Використання розроблених методів у селекції пшениці та тритикале сприятиме створенню нових сортів, що мають цінні практичні властивості.

Література

1. Ткачук В.І. Інновації як фактор підвищення ефективності виробництва зерна. *Ефективна економіка*. 2014. № 2. С. 1–3
2. FAO. Crop Prospects and Food Situation – Quarterly Global Report. № 4. December 2019. Rome. 46 p. <http://www.fao.org/3/ca7236en/ca7236en.pdf>
3. Черенков А.В., Гасанова І.І., Солодушко М.М. Пшениця озима – розвиток та селекція культури в історичному аспекті. *Бюлетень Інституту сільськогосподарства степової зони*. 2014. № 6. С. 3–6.
4. Жемела Г.П., Кузнецова О.А. Вплив сортових властивостей на продуктивність та якість зерна пшениці м'якої озимої. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. 2012. № 3. С. 23–25.
5. Oettler G. The fortune of a botanical curiosity – Triticale: past, present and future. *Journal of Agricultural Science*. 2005. Vol. 143. № 5. P. 329–346.
6. Mohammad F., Ahmad I., Khan N. U., Maqbool K., Naz A., Shaheen S., Ali K. Comparative study of morphological traits in wheat and triticale. *Pakistan Journal of Botany*. 2011. Vol. 43. P. 165–170.
7. 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.
8. 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.
9. Пірич А.В. Морозостійкість нових сортів пшениці м'якої озимої миронівської селекції. *Миронівський вісник*. 2018. Вип. 7. С. 85–92.
10. Лихочвор В.В., Петриненко В.Ф., Іващук П.В. *Зерновиробництво*. Львів: НВФ «Українські технології». 2008. 624 с.
11. Рибалка О.І. Геноміка, транскриптоміка, протеоміка і біоінформатика на службі сучасної селекції пшениці. *Збірник наукових праць Селекційно-генетичного інституту – Національного центру насіннєзнавства та сортівивчення*. 2013. Вип. 21 (61). С. 18–38.
12. Бацманова Л.М., Грудіна Н.С., Стороженко В.О., Таран Н.Ю., Мусієнко М.М. Адаптивні реакції рослин озимої пшениці різних екотипів на дію пероксиду водню. *Фізіологія і біохімія культурних рослин*. 2010. Т. 42. № 2. С. 163–168.
13. Моргун В.В., Логвиненко В.Ф. Селекція сортів озимої пшениці на високу зимо- та морозостійкість. *Фізіологія рослин в Україні на межі тисячоліть*. Київ, 2001. Т. 2. С. 204–211.
14. Базалій В.В., Ларченко О.В., Лавриненко Ю.О., Базалій Г.Г. Адаптивний потенціал сортів пшениці м'якої озимої залежно від умов вирощування. *Фактори експериментальної еволюції організмів*. 2009. Т. 6. С. 272–276.
15. Жученко А.А. Возможности создания сортов и гибридов растений с учетом изменения климата. Стратегия адаптивной селекции полевых культур в связи с глобальным изменением климата: Сб. научн. трудов по материалам междунар. научно-практ. конф. (г. Саратов, 16–18 июня 2004 г.). Саратов, 2004. С. 10–16.
16. Дубовик Н.С., Кириленко В.В., Дергачов О.Л. Вихідний матеріал для селекції пшениці м'якої озимої за пластичністю та стабільністю. *Вісник ЦНЗ АПВ Харківської області*. 2015. Вип. 18. С. 132–138
17. Моргун В.В., Швартау В.В., Кирилий Д.А. Физиологические основы получения высоких урожаев пшеницы. *Физиология и биохимия культурных растений*. 2008. Т. 40. № 6. С. 463–479.
18. Blum A. Drought resistance, water-use efficiency, and yield potential – are they compatible, dissonant, or mutually exclusive? *Australian Journal of Agricultural Research*. 2005. Vol. 56. № 11. P. 1159–1168.
19. Raveena, Bharti R., Chaudhary N. Drought resistance in wheat (*Triticum aestivum* L.): a review. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*. 2019. Vol. 8. № 9. P. 1780–1792.
20. Mwadzingeni L., Shimelis H., Dube E. et al. Breeding wheat for drought tolerance: Progress and technologies. *Journal of Integrative Agriculture*. 2016. Vol. 15, Iss. 5. P. 935–943.
21. Makar O.O., Patsula O.I., Kavulych Y.Z., Batrashkina T.I., Bunio L.V., Kozlovskyy V.I., Vatamaniuk O., Terek O.O., Romanyuk N.D. Excised leaf water status as a measure of drought resistance of Ukrainian spring wheat. *Studia Biologica*. 2019. Vol. 13, Iss. 2. P. 41–54.
22. Методика державного сортопробування сільськогосподарських культур / за ред. В. В. Волкодава. 2000. К.: АЛЕФА, С. 10–50.
23. Корхова М.М., Уліч Л.І. Вивчення посухостійкості сортів озимої пшениці порівняльним експрес-методом. *Агробіологія*. 2010. Вип. 2 (69). С. 113–115.
24. Chaichi M., Sanjarian F., Razavi K., Gonzalez-Hernandez J.L. Phenotypic diversity among Iranian bread wheat landraces, as a screening tool for drought tolerance. *Acta Physiologiae Plantarum*. 2019. Vol. 41. № 6. P. 1–15.
25. Yadav A.K., Carroll A.J., Estavillo G. M. Rebetzke G.J., Pogson B.J. Wheat drought tolerance in the field is predicted by amino acid responses to glasshouse-imposed drought. *Journal of Experimental Botany*. 2019. Vol. 70. № 18. P. 4931–4948.
26. Catsky J. Water saturation deficit (relative water content). *Methods of Studying Plant Water Relations* / Ed. N. Slavik. Springer-Verlag, 1974. P. 136–156.
27. Chandra D., Islam M.A. Genetic variation and heritability of excised-leaf water loss and its relationship with yield and yield components of F5 bulks in five wheat crosses. *Journal of Biological Sciences*. 2003. Vol. 3. № 11. P. 1032–1039.
28. El-Hendawy S.E., Al-Suhaibani N.A., Elsayed S., Hassan W.M., Dewir Y.H., Refay Y., Abdella K.A. Potential of the existing and novel spectral reflectance indices for estimating the leaf water status and grain yield of spring wheat exposed to different irrigation rates. *Agricultural Water Management*. 2019. Vol. 217. P. 356–373.
29. Моргун В.В., Стасик О.О., Кірізій Д.А., Прядкіна Г.О. Зв'язок реакції фотосинтетичних показників і зернової продуктивності на ґрунтову посуху в контрастних за стійкістю сортів озимої пшениці. *Фізіологія рослин і генетика*. 2016. Т. 48. № 5. С. 371–381.

30. Ляшок А.К., Мусич В.Н. Способы отбора устойчивых озимых и яровых растений из ярово-озимых гибридов в фитотроне. Системы интенсивного культивирования растений: сб. науч. тр. Ленинград, 1987. С. 125–129.
31. Булавка Н.В., Юрченко Т.В., Кучеренко О.М., Пірич А.В. Сорти пшениці м'якої озимої, стійкі до впливу негативних чинників довкілля. *Сортовивчення та охорона прав на сорти рослин*. 2018. Т. 14. № 3. С. 255–261.
32. Кожушко Н.Н. Выход электролитов как критерий оценки засухоустойчивости и особенности его использования для зерновых культур. Методы оценки устойчивости растений к неблагоприятным условиям среды / под ред. Г. В. Удовенко. Ленинград: Колос, 1976. С. 32–42.
33. Никитин В.А. Быстрый способ определения электропроводности растительной ткани. *Физиология растений*. 1964. Т. 13. № 2. С. 373–376.
34. Григорюк И.А., Ткачев В.И., Савинская С.В., Мусиенко Н.Н. Современные методы исследования и оценки засухо- и жароустойчивости растений. Київ: Науковий світ, 2003. 139 с.
35. Дорофеев В.Ф., Руденко М.И., Удачин Р.А. Засухоустойчивые пшеницы (методические указания) / под ред. В.Ф. Дорофеева. Ленинград: ВИР, 1974. 186 с.
36. Генкель П.А., Баданова К.А., Левина В.В. О новом лабораторном способе диагностики жаро- и засухоустойчивости для селекции. *Физиология растений*. 1970. Т. 17. № 2. С. 431–437.
37. Маменко Т.П., Ярошенко О.А. Зміни активності антиоксидантних ферментів у листках озимої пшениці, індуковані саліциловою кислотою в умовах посухи. *Физиология и биохимия культурных растений*. 2010. Т. 42. № 6. С. 513–521.
38. Андрущенко В.К., Саянова В.В., Жученко А.А., Дьяченко Н.И., Чиликина Л.А., Дроздов В.В., Корочкина С.К., Череп Г.И., Медведев В.В., Нютин Ю.И. Модификация метода определения пролина для выявления засухоустойчивых форм рода *Lycopersicon* Tournef. *Известия Академии наук Молдавской ССР. Серия биологических и химических наук*. 1981. Т. 4. С. 55–60.
39. Sattar S., Afzal R., Bashir I., Nawaz B., Shahid A. Biochemical, molecular and morpho-physiological attributes of wheat to upgrade grain production and compete with water stress. *International Journal of Innovative Approaches in Agricultural Research*. 2019. Vol. 3. № 3. P. 510–528.
40. Кобилецька М., Рибак О., Телегій М. Активовані саліцилатом зміни інтенсивності пероксидації ліпідів у рослинах пшениці та кукурудзи за умов посухи. *Studia Biologica*. 2017. Т. 11. № 3-4. С. 62–63.
41. Абдуллаев А.А., Джумаев Б.Б., Эргашев А., Сабоиев И.А., Каримов Х.Х. Влияние засухи на фотосинтетические параметры флаговых листьев различных сортов пшеницы. *Известия Академии наук Республики Таджикистан. Отделение биологических и медицинских наук*. 2010. № 4 (173). С. 46–53.
42. Колупаев Ю.Е. Вайнер А.А., Ястреб Т.О. Проллин: физиологические функции и регуляция содержания в растениях в стрессовых условиях. *Вісник Харківського національного аграрного університету. Серія Біологія*. 2014. Т. 2. № 32. С. 6–22.
43. Маленька У., Кобилецька М., Терек О. Вплив саліцилової кислоти на вміст вільних амінокислот і проліну в рослин пшениці та кукурудзи за умов посухи. *Studia Biologica*. 2014. Т. 8. № 2. С. 123–132.
44. Бычкова О.В., Хлебова Л.П. Физиологическая оценка засухоустойчивости яровой твердой пшеницы. *Acta Biologica Sibirica*. 2015. Т. 1. № 1-2. С. 107–116.
45. Варавкин В.А., Таран Н.Ю. Диагностика засухоустойчивости сортов пшеницы разной селекции по осморегуляторным свойствам семян. *ScienceRise*. 2014. Т. 3. № 1(3). С. 18–22.
46. Олейникова Т.В., Осипов Ю.Ф. Определение засухоустойчивости сортов пшеницы и ячменя, линий и гибридов кукурузы по прорастанию семян на растворах сахарозы с высоким осмотическим давлением. Методы оценки устойчивости растений к неблагоприятным условиям среды / под ред. Г.В. Удовенко. Л.: Колос, 1976. С. 23–32.
47. Прокопів Н.І., Чугункова Т.В., Хоменко С.О. Оцінка посухостійкості сортів пшениці м'якої озимої різного еколого-географічного походження за умов осмотичного стресу. *Наукові доповіді НУБіП України*. 2019. № 3(79). URL: <http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Dopovidi/article/view/12692>
48. Спосіб оцінки генотипів пшениці м'якої озимої до дії водного дефіциту: пат. 132899 Україна: МПКА01Н 1/04. No 201811089; заявл. 09.11.2018; опубл. 11.03.2019, Бюл. № 5. 4 с.
49. Пикало С.В., Юрченко Т.В., Харченко М.В. Скринінг сортів пшениці (*Triticum aestivum* L.) різного еколого-географічного походження на посухостійкість. *Екологічні науки*. № 4 (27). С. 77–82.
50. Krasensky J., Jonak C. Drought, salt, and temperature stress-induced metabolic rearrangements and regulatory networks. *Journal of Experimental Botany*. 2012. Vol. 63. № 4. P. 1593–1608.
51. Bartels D., Sunkar R. Drought and salt tolerance in plants. *Critical Reviews in Plant Sciences*. 2005. Vol. 24. № 1. P. 23–58.
52. Richards R.A., Dennett C.W., Qualset C.O., Epstein E., Norlyn J.D., Winslow M.D. Variation in yield of grain and biomass in wheat, barley, and triticale in a salt-affected field. *Field Crops Res.* 1987. Vol. 15. № 3–4. P. 277–287.
53. Семущина Л.А., Синельникова В.Н. Методические указания при использовании вегетационных методов при изучении солеустойчивости однолетних сельскохозяйственных растений. Ленинград: Всесоюзный НИИ растениеводства, 1977. 20 с.
54. Munns R., James R. A. Screening methods for salinity tolerance: a case study with tetraploid wheat. *Plant and Soil*. 2003. Vol. 253. № 1. P. 201–218.
55. Диагностика устойчивости растений к стрессовым воздействиям (методическое руководство) / Под ред. Г.В. Удовенко. Л.: ВИР, 1988. 228 с.
56. Cakmak T., Dumlupinar R., Erdal S. Acceleration of germination and early growth of wheat and bean seedlings grown under various magnetic field and osmotic conditions. *Bioelectromagnetics*. 2010. Vol. 31. № 2. P. 120–129.
57. Спосіб оцінки стійкості до засолення генотипів тритикале озимого: пат. 140534 Україна: МПК А01Н 1/04, А01Н 6/00. No 201905097; заявл. 14.05.2019; опубл. 10.03.2020, Бюл. № 5. 4 с.
58. Hoagland D.R., Arnon D.I. The water-culture method for growing plants without soil. *California Agricultural Experiment Station Circulation*. 1938. Vol. 347. 39 p.

59. Пикало С.В. Солестійкість рослин R₁ тритикале, отриманих шляхом клітинної селекції. *Миронівський вісник*. 2017. № 5. С. 82–91.
60. Пикало С.В. Дубровна О.В. Стійкість до абіотичних стресорів рослин R₁ тритикале, отриманих шляхом клітинної селекції. *Вісник Харківського національного університету. Серія Біологія*. 2015. Вип. 3(36). С. 76–82.
61. Польовий А.М., Блищик Д.В., Феоктістов П.О. Динамічна модель формування зимостійкості рослинами озимої пшениці на території Південного Степу України. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2014. № 14. С. 105–111.
62. Ионова Е.В., Иванисов М.М. Морозостойкость озимой пшеницы. *Зерновое хозяйство России*. 2014. № 4. С. 36–40.
63. Пшеница озима. Метод визначення морозостійкості сортів: ДСТУ 4749:2007. Київ: Держспоживстандарт України, 2008. 8 с.
64. Спосіб добору морозостійкого селекційного матеріалу пшениці м'якої озимої: пат. 128674 Україна: МПК А01Н 1/00, А01Н 3/00. № 201711023; заявл. 13.11.2017; опубл. 10.10.2018, Бюл. № 19. 4 с.
65. Barcelo J., Poschenrieder C. Fast root growth, responses root exudates, and internal detoxification as clues to the mechanisms of aluminium toxicity and resistance: a review. *Environmental and Experimental Botany*. 2002. Vol. 48. № 1. P. 75–92.
66. Dinev N., Stancheva I. Effect of aluminum on the growth of wheat, rye, and triticale. *Journal of Plant Nutrition*. 1993. Vol. 16. № 3. P. 461–469.
67. Zhang X.G., Jessop R.S. Differential responses to selection for aluminium stress tolerance in triticale. *Aust. J. Agric. Res.* 2002. Vol. 53. № 12. P. 1295–1303.
68. Samac D.A., Tesfaye M. Plant improvement for tolerance to aluminum in acid soils – a review. *Plant Cell Tiss. Organ Cult.* 2003. Vol. 75. № 3. P. 189–207.
69. Bona L., Carver B.F. A proposed scale for quantifying aluminum tolerance levels in wheat and barley detected by hematoxylin staining. *Cereal Research Communications*. 1998. Vol. 26. № 1. P. 97–99.
70. Morath D., Oettler G., Melchinger A. E. Screening methods for aluminium tolerance in seedlings of triticale. In: *Triticale: Today and Tomorrow. Developments in Plant Breeding*. Guedes-Pinto H., Darvey N., Carnide V. P. (eds.). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. 1996. Vol 5. P. 453–459.
71. Колесникова Н.Н. Оценка яровой тритикале на устойчивость к токсичности алюминия. Клеточная биология и биотехнология растений : тез. док. Междунар. науч.-практ. конф. (г. Минск, 13–15 февраля 2013 г.). Минск, 2013. С. 98.
72. Conner A.J., Meredith C.P. Large scale selection of aluminum-resistant mutants from plant cell culture: expression and inheritance in seedlings. *Theoretical and Applied Genetics*. 1985. Vol. 71. № 2. P. 159–165.
73. Gaus C.S., Oettler G., Hesemann C.-U. Response of mature triticale embryos to aluminium-toxic callus induction media. In: *Triticale: Today and Tomorrow. Developments in Plant Breeding*. Guedes-Pinto H., Darvey N., Carnide V. P. (eds.). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. 1996. Vol 5. P. 365–371.
74. Спосіб добору *in vitro* стійких до іонів алюмінію генотипів тритикале озимого: пат. 136957 Україна: МПК А01Н 1/04. № 201901582; заявл. 18.02.2019; опубл. 25.09.2019, Бюл. № 18. 4 с.
75. Zhuang J.J., Xu J. Increasing differentiation frequencies in wheat pollen callus. In: *Cell and Tissue Culture Techniques for Cereal Crop Improvement*. Hu H., Vega M. R. (eds). 1983. Beijing: Science Press. P. 431.
76. Murashige T., Skoog F. A revised medium for rapid growth and bioassay with tobacco tissue cultures. *Physiologia Plantarum*. 1962. Vol. 15. № 3. P. 473–497.

РИЗИК РОЗВИТКУ ЗЛОЯКІСНИХ НОВОУТВОРЕНЬ У НАСЕЛЕННЯ ЕКОЛОГО-НЕБЕЗПЕЧНОГО РЕГІОНУ

Салій І.В.¹, Павленко О.І.², Орехова О.В.²

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

²Український науково-дослідний інститут промислової медицини
вул. Виноградова, 40, 50096, м. Кривий Ріг
deahoronapraci@gmail.com, ndiprommed@gmail.com

Установлення причинно-наслідкових зв'язків розвитку злоякісних новоутворень з професійними й екологічними чинниками є пріоритетним науковим напрямом профілактичної медицини. Оцінювання ризику здоров'я завжди має на меті визначити кількісні його критерії. З урахуванням поліетіологічності й мультифакторності захворювань населення дуже важливою є інтеграція показників ризику з різними його наслідками в систему моніторингу умов праці та екологічного моніторингу на різних етапах керування ризиками.

Досліджено ризик розвитку злоякісних новоутворень у різних вікових групах мешканців еколого-небезпечного регіону з подвійним навантаженням на стан здоров'я шкідливих умов праці й несприятливих екологічних чинників. Установлено, що ймовірність захворювання на злоякісні новоутворення мешканців м. Кривий Ріг становить 0,05935, що порівняно з аналогічним показником у Дніпропетровській і Чернівецькій областях перевищує в 15,71 і 23,62 рази відповідно. Додатковий (атрибутивний) ризик, спричинений забрудненням навколишнього середовища, для мешканців м. Кривий Ріг становить 0,05683, а Дніпропетровської області – 0,001264, що в 44,96 рази нижче. Найбільш вразливими від стану навколишнього середовища та впливу екологічних чинників є дитяче населення й підлітки. Так, від 62,1% до 92,0% випадків злоякісних новоутворень серед дітей віком 0–14 років спричинені канцерогенними речовинами в навколишньому середовищі, а серед підлітків 15–17 років – від 73,7% до 98,3%. Показник групового екологічного ризику виникнення злоякісних новоутворень серед дітей коливається від 5,9 до 30,2. Тобто в 101 дитини міста Кривий Ріг, у яких виявлено злоякісне новоутворення, основною з причин його виникнення є екологічний фактор, а серед підлітків – 1,9–41,3. Результати досліджень дають підстави для оцінювання стану здоров'я населення екологічно небезпечного регіону, розробки та впровадження дієвої системи керування екологічним ризиком і для економічних розрахунків необхідного відшкодування чи «компенсації» витрат на лікування й профілактику захворювань, що спричинені впливом екологічних чинників.

Ключові слова: злоякісні новоутворення, екологічно небезпечний регіон, екологічний ризик, керування ризиком.

Risk of development of malignant neoplasms in the population of the ecological and dangerous region. Saliy I., Pavlenko O., Oriekhova O.

Establishing causal links between the development of malignant neoplasm's and occupational and environmental factors is a priority scientific area of preventive medicine. Health risk assessment always aims to quantify its criteria. Given the polyetiology and multifactorial diseases of the population, it is very important to integrate risk indicators with different consequences into the system of monitoring working conditions and ecological monitoring on the different stages of management risks.

The risk of developing of malignant neoplasms was determined in different age groups of residents of ecologically dangerous region with double burden on health by harmful working conditions and adverse ecological factors and it is established that the probability of getting sick malignant neoplasms for residents of Kryvyi Rih is 0.05935, which in comparison with the similar indicator for inhabitants of the Dnepropetrovsk and Chernivtsi regions exceeds 15.71–23.62 times accordingly.

Additional (attributive risk) caused by environmental pollution for residents of Kryvyi Rih is 0.05683, while this indicant for residents of Dnipropetrovsk region is 0.001264, which is 44.96 times lower.

The most vulnerable to the state of the environment and the impact of ecological factors are children and teenagers.

Thus, from 62.1% to 92.0% of cases of malignant neoplasms among children aged 0–14 years are caused by carcinogenic substances which are in the environment, and among teenagers aged 15–17 years – from 73.7 to 98.3%.

The group ecological risk of emergence of malignant neoplasms among children ranges from 5.9 to 30.2.

That is, in 101 children of the city of Kryvyi Rih, in which a malignant neoplasm was found, the main cause will be the ecological factor. The group ecological risk of emergence of malignant neoplasms among teenagers is 1.9–41.3.

The conducted research provides grounds for assessing the health of the population of the ecologically dangerous region, development and implementation of an effective ecological risk management system and for economic calculations of the necessary compensation, “compensation” and costs for treatment and prevention of diseases caused by the influence of ecological factors.

Key words: malignant neoplasms, ecologically dangerous region, ecological risk, risk management.

Постановка проблеми. Вплив промислових підприємств на довкілля в еколого-небезпечних регіонах відображається на погіршенні стану здоров'я серед населення та працівників промислових підприємств. Високі рівні захворюваності на злоякісні новоутворення потребують невідкладної розробки

й упровадження ефективних моделей оцінювання та керування екологічним і професійним ризиками.

Актуальність дослідження. Дослідження причинно-наслідкових зв'язків розвитку злоякісних новоутворень з професійними й екологічними чинниками є пріоритетним науковим напрямом профілактичної медицини. З урахуванням поліетіологічності й мультифакторності захворювань населення дуже важливою є інтеграція показників ризику з різними його наслідками (екологозалежна, загальносоматична, професійна, виробничозумовлена, генетична тощо) у систему моніторингу умов праці й екологічного моніторингу на різних етапах керування ризиками. Тому оцінювання ризику здоров'я завжди має на меті визначити кількісні його критерії, що дає можливість використовувати його не тільки для оцінювання стану здоров'я популяції, а й для економічних розрахунків необхідного відшкодування або «компенсації» втраченого здоров'я працівником, коли виникає питання співвідношення «витрати-вигода».

Дослідження проведено в межах виконання етапу «Оцінювання санітарно-гігієнічних показників навколишнього середовища з огляду його впливу на здоров'я працівників гірничо-металургійних підприємств та жителів регіону» НДР «Розроблення екологічно прийнятних технологій поводження з відходами гірничорудної та металургійної промисловості» за номером Державної реєстрації 0120U101148.

Дослідження та публікації. Злоякісні новоутворення разом із хворобами серцево-судинної системи визначають рівень здоров'я нації, оскільки рак є однією з основних причин смертності й інвалідизації населення (12% випадків), за деякими авторами, 15% у структурі смертності та 26% у структурі інвалідизації населення. Це особи репродуктивного і працездатного віку (питома вага онкологічної патології серед причин смертності в осіб працездатного віку становить 14% у чоловіків і 29% у жінок) [1; 2; 3; 4].

Високий рівень захворюваності на злоякісні новоутворення населення України та висока частка цієї патології в структурі смертності населення вимагає нових підходів до розробки способів і методів профілактики (вивчення відомих і недостатньо відомих канцерогенів та онкогенних факторів довкілля [5; 6; 7]), ранньої діагностики та ефективного лікування. При цьому необхідно враховувати всі детермінанти, у тому числі шкідливі виробничі фактори й несприятливу екологічну ситуацію, які сприяють виникненню злоякісних новоутворень, і способи їх усунення [3].

Проведено визначення ризику розвитку злоякісних новоутворень у різних вікових групах мешканців еколого-небезпечного регіону з подвійним навантаженням на стан здоров'я шкідливими умовами праці та несприятливими екологічними чинниками.

Захворюваність на злоякісні новоутворення населення м. Кривий Ріг вивчали шляхом ретроспектив-

ного епідеміологічного аналізу статистичних звітів лікувально-профілактичних закладів м. Кривий Ріг (форма № 12, затверджена Наказом МОЗ України від 10.07.2007 № 378 (зі змінами й доповненнями, унесені Наказом МОЗ від 17.06.2013 № 511)). Аналіз демографічних показників мешканців м. Кривий Ріг за 2005–2019 рр. зроблено за інформацією Виконавчого комітету Криворізької міської ради (Лист від 11.06.2020 № 9/19/1275). До основної групи зараховано населення м. Кривий Ріг, а контрольної групи – Тернопільської та Чернівецької областей. Оцінювання ризику проводили за міжнародною методикою, відповідно до якої визначали: AR – абсолютний (атрибутивний) ризик, RR – відносний ризик, EF – етіологічна доля дії екологічного фактору, імовірність захворюти (будучи здоровим) і показник α , зумовлений станом довкілля в певний проміжок часу. Статичну обробку отриманих результатів зроблено за стандартним пакетом програм.

Виклад основного матеріалу. На основі аналізу рівня поширеності й захворюваності на злоякісні новоутворення населення м. Кривий Ріг різного вікового складу в окремих адміністративних районах визначено показник групового екологічного ризику. Установлено, що він найнижчий у Покровському районі, який прийнято за контрольну групу для встановлення причинно-наслідкового зв'язку захворюваності з впливом екологічних чинників. Для розрахунку атрибутивного ризику використовували найбільш високі рівні захворюваності.

Груповий атрибутивний ризик, викликаний дією екологічних чинників, наведено в таблиці 1.

За результатами дослідження, виявлено, що найбільш вразливими до стану навколишнього середовища та впливу екологічних чинників є дитяче населення й підлітки. Так, від 62,1% у Металургійному районі до 92,0% випадків злоякісних новоутворень серед дітей віком 0–14 років у Тернівському районі спричинені канцерогенними речовинами навколишнього середовища. Показник групового екологічного ризику виникнення злоякісних новоутворень серед дітей найнижчий у Металургійному районі (5,9), а найвищий – у Тернівському (30,2). Тобто в 101 дитини міста Кривий Ріг, у яких виявили злоякісне новоутворення, основною причиною може бути екологічний фактор.

Серед підлітків віком 15–17 років від 73,7% випадків у Саксаганському районі до 98,3% випадків злоякісних новоутворень в Інгулецькому районі спричинені канцерогенними речовинами навколишнього середовища. Показник групового екологічного ризику виникнення злоякісних новоутворень серед підлітків найнижчий у Саксаганському районі (1,9), а найвищий – в Інгулецькому (41,3).

Серед дорослого населення від 24,7% випадків у Довгинцівському районі до 52,7% випадків в Інгулецькому зумовлені дією забруднення атмосферного повітря канцерогенно небезпечними факто-

Таблиця 1

**Ризик виникнення злякисних новоутворень у населення м. Кривий Ріг,
викликаний дією дії екологічних чинників ($p \leq 0,05$)**

Райони м. Кривий Ріг	Діти 0–14 років		Підлітки 15–17 років		Дорослі 18 років і старші	
	AR* 10 000	Випадки новоутворень С00-D48	AR* 10 000	Випадки новоутворень С00-D48	AR* 10 000	Випадки новоутворень С00-D48
Центрально-міський	9,9	79,2%	39,5	98,2%	53,6	27,5%
Інгулецький	26,4	91%	41,3	98,3%	156,8	52,7%
Металургійний	5,9	62,1%	13,6	95,1%	0,0	0,0
Довгинцівський	6,8	72,3%	11,8	95,0%	46,4	24,7%
Саксаганський	6,4	71,1%	1,9	73,7%	155,8	52,6%
Тернівський	30,2	92,0%	6,3	90,0%	111,8	44,2%

Таблиця 2

**Ризик виникнення злякисних новоутворень у населення м. Кривий Ріг
від екологічних чинників ($p \leq 0,05$)**

Райони м. Кривий Ріг	Полтавська та Чернігівська області		Тернопільська та Чернівецька області	
	AR*10000	Випадки новоутворень С00-D48	AR*10000	Випадки новоутворень С00-D48
Центрально-міський	157,5	63,6%	187,5	75,7%
Інгулецький	278,0	75,5%	308,0	83,7%
Металургійний	153,8	63,0%	183,8	75,4%
Довгинцівський	119,5	57,0%	149,5	71,4%
Саксаганський	219,6	70,9%	249,6	80,6%
Тернівський	202,8	69,2%	232,8	79,5%
Покровський	54,5	37,7%	84,5	58,5%

рами, серед дорослого населення цей показник становить від 46,4 до 156,8 відповідно.

Найнижчий ризик виникнення злякисних новоутворень має місце в Покровському районі, який умовно прийнято за контрольну групу серед районів міста, але рівні шкідливих хімічних речовин атмосферного повітря тут перевищують аналогічні показники в інших областях України (Тернопільська та Чернівецька області), у найближчих за географічним розташуванням Полтавській і Чернігівській областях, де ризик виникнення захворювань населення на злякисні новоутворення С00-D48 у першій групі становить 0,006, а в другій – 0,009. Отже, для виключення впливу інших факторів і встановлення їх об'єктивного причинно-наслідкового зв'язку з екологічними чинниками порівняно випадки новоутворень з причин забруднення навколишнього середовища в окремих районах міста відносно інших областей України (таблиця 2).

Під час порівняння випадків новоутворень, що спричинені екологічними чинниками, установлено, що в екологічно «благополучному» Покровському районі м. Кривий Ріг 37,7% випадків новоутворень зумовлено екологічними чинниками, а додатковий ризик становить 54,5, що порівняно з Тернопільською та Чернівецькою областями становить 58,5%, додатковий ризик – 84,5 відповідно.

Відповідно й в інших районах м. Кривий Ріг значно зросла кількість випадків злякисних новоутворень,

виникнення яких зумовлено екологічними чинниками, від 57% серед населення в Довгинцівському районі до 75,5% в Інгулецькому районі, порівняно з Тернопільською та Чернівецькою областями від 71,4% до 83,7% відповідно, що, у свою чергу, призвело й до збільшення додаткового ризику розвитку злякисних новоутворень порівняно з екологічно благополучними регіонами України.

Отже, високий ризик розвитку злякисних новоутворень у населення м. Кривий Ріг і значний відсоток новоутворень дає змогу припустити, що екологічні чинники відіграють провідну роль у їх виникненні.

У процесі досліджень розраховано показники ризику розвитку злякисних новоутворень у населення м. Кривий Ріг і порівняно їх з аналогічними показниками в населення Дніпропетровської та Чернівецької областей (таблиця 3).

Аналіз показників ризику в населення м. Кривий Ріг показав, що ймовірність захворіти на злякисні новоутворення для мешканців м. Кривий Ріг становить 0,05935, що порівняно з аналогічним показником для мешканців Дніпропетровської та Чернівецької областей перевищує в 15,71–23,62 раза відповідно. Додатковий (атрибутивний) ризик, спричинений забрудненням навколишнього середовища, становить для мешканців м. Кривий Ріг 0,05683, тоді як цей показник для мешканців Дніпропетровської області становить 0,001264, що в 44,96 раза нижче.

Захворюваність населення на злоякісні новоутворення в досліджуваних регіонах

Показники	Регіон дослідження		
	Чернівецька область	Дніпропетровська область	м. Кривий Ріг
Імовірність захворіти на злоякісне новоутворення, p	0,002512	0,003776	0,05935
Атрибутивний ризик (додатковий ризик спричинений забрудненням), AR	-	0,001264	0,05683
Етіологічна частка забруднення у виникненні злоякісних новоутворень, EF	-	33,5 %	95,7%
Шанс знайти фактор ризику в мешканців регіону	-	0,004	0,063
Відношення шансів, (OR±m)	-	1,505±0,023	25,054±0,022
Довірчий інтервал, CI 95%	-	1,439–1,574	24,012–26,141

Етіологічна частка забруднення навколишнього середовища у виникненні злоякісних новоутворень у населення м. Кривий Ріг становить 95,7%, а в населення області – 33,5%. Отже, щорічно від забруднення навколишнього середовища може захворіти 4048 мешканців Дніпропетровської області, а в м. Кривий Ріг щорічно піддаються ризику розвитку злоякісних новоутворень 38012 мешканців, що в 9,3 раза вище, ніж загалом по області.

Тобто ризик розвитку злоякісних новоутворень у населення м. Кривий Ріг становить 25,054±0,022 при CI 95% (24,012–26,141), а для мешканців області – 1,505±0,023 при CI 95% (1,439–1,574).

Такий стан довкілля призводить до скорочення середньої тривалості життя населення м. Кривий Ріг і Дніпропетровської області, що підтверджується демографічними розрахунками, які свідчать, що очікувана тривалість життя в Чернівецькій області становить 68,93 року, а в Дніпропетровській – 65,08 року.

Головні висновки. Імовірність захворіти на злоякісні новоутворення для мешканців м. Кривий Ріг становить 0,05935, що перевищує аналогічний показник Дніпропетровської та Чернівецької областей у 15,71 і 23,62 раза відповідно. Додатковий (атрибутивний) ризик, спричинений забрудненням

навколишнього середовища, становить для мешканців м. Кривий Ріг 0,05683, тоді як цей показник для Дніпропетровської області становить 0,001264, що в 44,96 раза нижче.

Найбільш вразливими до стану навколишнього середовища та впливу екологічних чинників є дитяче населення й підлітки. Так, від 62,1% до 92,0% випадків злоякісних новоутворень серед дітей віком 0–14 років спричинені канцерогенними речовинами навколишнього середовища, а серед підлітків 15–17 років – від 73,7% до 98,3%. Груповий екологічний ризик виникнення злоякісних новоутворень серед дітей коливається від 5,9 до 30,2. Тобто в 101 дитини міста Кривий Ріг, у яких виявили злоякісне новоутворення, основною причиною виникнення може бути екологічний фактор. Показник групового екологічного ризику виникнення злоякісних новоутворень серед підлітків становить 1,9–41,3.

Проведені дослідження дають підстави для оцінювання стану здоров'я населення еколого-небезпечного регіону, розробки й упровадження дієвої системи керування екологічним ризиком і для економічних розрахунків необхідного відшкодування, «компенсації» та витрат на лікування й профілактику захворювань, спричинених впливом екологічних чинників.

Література

- Новіцька К.В. Онкологічні захворювання населення Кіровоградської області: масштаби, тенденції, чинники. *Часопис картографії*: збірник наукових праць. Київ, 2016. Вип. 3 (15). Ч. 2. С. 102–112.
- Сердюк М.Ю. Перспективи впровадження страхової медицини як боротьба з онкологічною захворюваністю в Україні. *Теорія та практика державного управління і місцевого самоврядування*. 2017. № 1. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/Tpdu_2017_1_24 (дата звернення: 30.06.2020).
- Романів М.П. Медико-статистична оцінка статевовікової структури захворюваності та смертності від онкологічних захворювань в Україні. *Вісник наукових досліджень*. 2017. № 1. С. 85–90.
- Бюлетень національного канцер-реєстру України «Рак в Україні, 2016–2017. Захворюваність, смертність, показники діяльності онкологічної служби». Київ, 2018. № 19. 146 с.
- Chang C.H., Liu C.S., Liyetal H.J. Association between levels of urinary heavy metals and increased risk of urothelial carcinoma. *Int. J. Urol.* 2015. № 23 (3). P. 233–239.
- Recurrent urinary tract infection and risk of bladder cancer in the Nijmegen bladder cancer study / S.H. Vermeulen et al. *Br. J. Cancer*. 2015. V. 112 (3). P. 594–600.
- Прокопов В.О., Липовецька О.Б. Вплив хлороформу питної води на онкологічну захворюваність населення Кіровоградщини. *Довкілля та здоров'я*. 2019. № 3. С. 42–46.

ДОСЛІДЖЕННЯ ВПЛИВУ ГУМІНОВИХ КИСЛОТ НА ЗАКРІПЛЕННЯ ПИЛЮЧИХ ПОВЕРХОНЬ

Яковенко Л.О.¹, Засельський В.Й.², Кормер М.В.², Сагалай Д.В.², Бобров М.Д.²

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

²Технологічний інститут
Державного університету економіки і технологій
вул. Степана Тільги, 5, 50006, м. Кривий Ріг, Дніпропетровська обл.
deaohoronapraci@gmail.com, kminmetau@gmail.com

Сьогодні у хвостосховищах гірничо-збагачувальних комбінатів Кривбасу накопичено понад 3 млрд. т шламів, що займають сумарну площу понад 5000 га. Наявні технології складування відходів збагачення, а також специфічні умови експлуатації хвостосховищ створюють реальну небезпеку забруднення атмосфери пилом.

З часом зневоднення хвостів призводить до їх пересихання й під впливом вітряної ерозії мікрочастинки переносяться на значні відстані, забруднюючи житлові масиви, сільськогосподарські угіддя, повітря та водойми. Питанням боротьби з пиловиділенням присвячено багато різноманітних робіт, що засвідчують: синтетичні латекси – найбільш ефективний продукт для захисту навколишнього природного середовища від забруднення. Проте стримуючим фактором їх використання є висока собівартість.

Розглянуто питання щодо використання для пилоподавлення мікрочастинок хвостосховищ вуглепального реагенту – ВЛР, який можна виготовити на основі бурого вугілля. Його достатньо в Україні, він має незначну вартість. Мета роботи – вивчення механізму фізико-хімічної взаємодії гумінових кислот і пилових частинок, а також здатності мінерального субстрату визначення оптимальної кількості зв'язуючої речовини, яка під час висихання утворювала б міцне покриття. Надано визначення механічної міцності покриттів залежно від концентрацій вуглепального реагенту й витрат на його закріплення. Оцінювання механічної міцності здійснювали приладом, основним елементом якого була голка-штир діаметром 3 мм за методикою. Проведені дослідження свідчать, що водні розчини ВЛР утворюють на пилячих поверхнях механічно міцні захисні покриття, які запобігають винесенню пилу з поверхонь та ефективно протистоять водній ерозії. Для закріплення поверхонь доцільно застосовувати водні розчини ВЛР концентрацією 10 мас. %, оскільки вони за умови витрати розчину 5 л/м² забезпечують міцність пилючого покриття понад 1,5 МПа, що буде достатньо для запобігання винесенню пилу з поверхонь. *Ключові слова:* гумінові кислоти, субстрат, виділення пилу, хвости, дисперсні частинки, концентрація розчину ВЛР.

Study of the influence of humic acids on the fixing of dust surfaces. Zasel'skiy V., Yakovenko L., Kormer M., Sahalai D., Bobrov M.

Today, more than 3 billion tons have been accumulated in the tailings of the Kryvbas mining and processing plants. Sludge, occupying a total area of over 5,000 hectares. Existing technologies for storage of beneficiation waste, as well as specific operating conditions of tailings poses create a real danger of dust pollution. Over time, dehydration of the tailings leads to their drying and under the influence of wind erosion microparticles are transported over long distances, polluting residential areas, agricultural land, air and water. Many different works have been devoted to the issue of dust control: synthetic latexes are the most effective product for protecting the environment from pollution. However, the restraining factor in their use is the high cost.

Purpose – to study the mechanism of physical-chemical interactions of humic acids and dust particles as well as the ability of mineral substrate determine the optimal amount of binder, which is formed during the drying by tough coating. The mechanical strength of coatings was determined depending on the concentrations of carbon alkali reagent and its costs for fixing. Evaluation of mechanical strength was carried out with a device, the main element of which was a needle-pin with a diameter of 3 mm according to the method. Studies show that aqueous solutions of VLR form on dusty surfaces mechanically strong protective coatings that prevent the removal of dust from surfaces and effectively resist water erosion. For fixing of surfaces it is expedient to apply aqueous solutions of VLR with a concentration of 10 wt. %, because they, provided the consumption of a solution of 5 l/m² provide the strength of the dust coating over 1.5 MPa, which will be sufficient to prevent the removal of dust from the surfaces. *Key words:* humic acids, substrate, dust release, tailings, dispersed particles, VLR solution concentration.

Постановка проблеми й актуальність дослідження. Нині, за даними робіт [1; 2], у хвостосховищах усіх гірничо-збагачувальних комбінатів Кривого Рогу накопичено понад 3 млрд т. шламів, що займають сумарну площу понад 5000 га. По закінченні наливу і складування пульпи на окремих ділянках хвостосховищ утворюються зневоднені площі («пляжі») – слабконахильна площину

в бік ставка-відстійника, а так само зовнішні укоси дамб, які при пересиханні є джерелом пилоутворення. Зневодненням і просушуванням хвостів є піщаний матеріал, між частинками якого немає стійких зв'язків. Їх фракційний склад знаходиться в діапазоні від 0 до 30 мкм, який під впливом вітряної ерозії пилить і забруднює прилеглі території, а також атмосферу.

Питоме пиловиділення ω ($\text{мг/с}\cdot\text{м}^2$) з пилючих поверхонь можна визначити за формулою [3]:

$$\omega = aV^b, \quad (1)$$

де a , b – емпіричні коефіцієнти, що залежать від типу порід; для дрібнодисперсних скельних порід – $a = 0,00087$, $b = 4,19$; V – швидкість вітрового потоку, м/с .

Середньорічна швидкість вітру в Кривому Розі, згідно з кліматичним атласом, наведеним на рисунку 1, становить 5 м/с . Тоді розрахунки за формулою (1) показують, що інтенсивність пиловиділення при $V = 5 \text{ м/с}$ становлять у середньому $\omega = 5 \text{ мг/с}\cdot\text{м}^2$, а маса пилу, що здіймалася в атмосферу з 1 м^2 , становитиме – $0,432 \text{ кг/добу}$, або винесеться за рік з одного гектара в розмірі 230 т .

Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження виконано в рамках НДР «Розроблення екологічно прийнятних технологій поводження з відходами гірничорудної та металургійної промисловості» за номером Державної реєстрації 0120U101148.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Пил, здіймаючись із поверхні, поширюється в атмосферне повітря на великі відстані, забруднюючи житлові масиви, сільськогосподарські угіддя, водойми. Отже, необхідна розробка спеціальних способів і засобів для закріплення поверхонь, що пилять. Питанням боротьби з пилом присвячено багато різноманітних робіт [3; 4; 5]. Вони засвідчують, що синтетичні латекси – найбільш ефективний продукт для захисту навколишнього середовища від забруднення. Проте, по-перше, потужні заводи з їх виробництва знаходяться за межами України, по-друге, вони коштують недешево, що є стримуючим фактором широ-

кого їх використання для пилоподавлення піщаного матеріалу хвостосховищ. У роботі [6] зазначається можливість використання вуглежужного реагенту (далі – ВЛР). Однак питання його пилов'язуючої здатності й пилоподавляючих властивостей маловивчені та потребують подальших досліджень.

Мета роботи – вивчити механізм фізико-хімічної взаємодії гумінових кислот і пилових частинок, а також здатність мінерального субстрату на визначення оптимальної кількості зв'язуючої речовини, яка під час висихання утворювала б міцне покриття.

Виклад основного матеріалу. Хвости – це подрібнені кварцити, близькі за своїми властивостями до природних пісків, з умістом в основному діоксиду кремнію.

На рисунку 2 – фото висушеного субстрату, зроблене з мікроскопу МБС-1, з якого видно, що поверхня частинок досить шорстка. Під час збагачення розмір фракцій досягає 20 мкм , які досить легко піднімаються в атмосферу.

Для визначення механізму фізико-хімічної взаємодії гумінових кислот і пилових частинок гірничих порід необхідно знати структурну формулу гумінових кислот. Проте сьогодні структурна формула гумінової кислоти не виведена через досить складну її будову.

Склад хімічних елементів гумінових кислот, що наявні в продуктах природного походження, наведені в таблиці 1.

Саме наявність у гумінових кислотах таких функціональних груп, як OH , COOH , можливо, аміногрупа й азот, зумовлюють здатність гумінових кислот взаємодіяти з поверхнею пилових частинок порід, у складі яких – оксиди металів (FeO , Fe_2O_3 , SiO_2 , CaO , MgO , TiO_2).

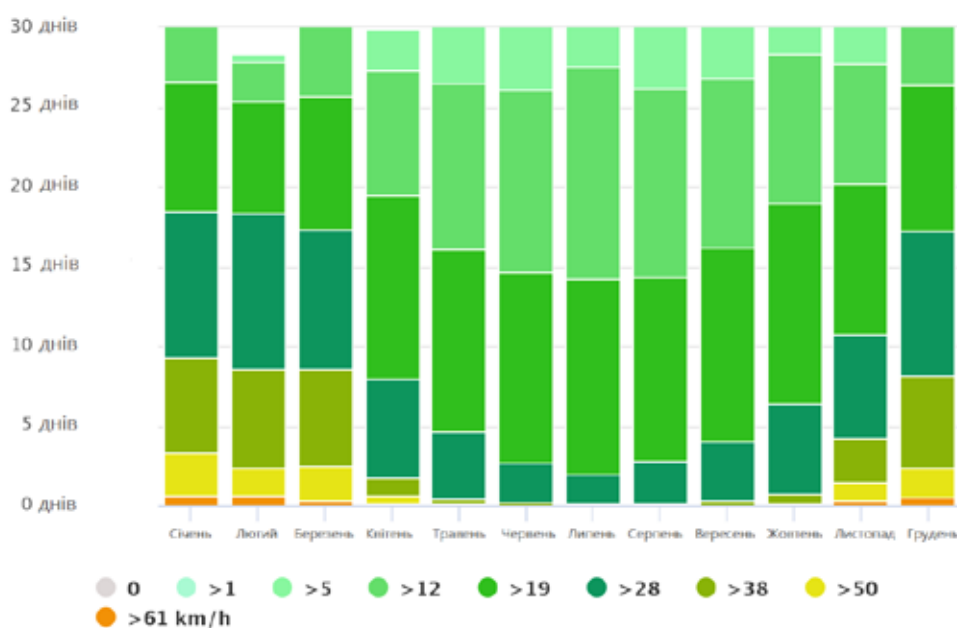


Рис. 1. Щомісячна швидкість вітру в м. Кривий Ріг за 2019 рік

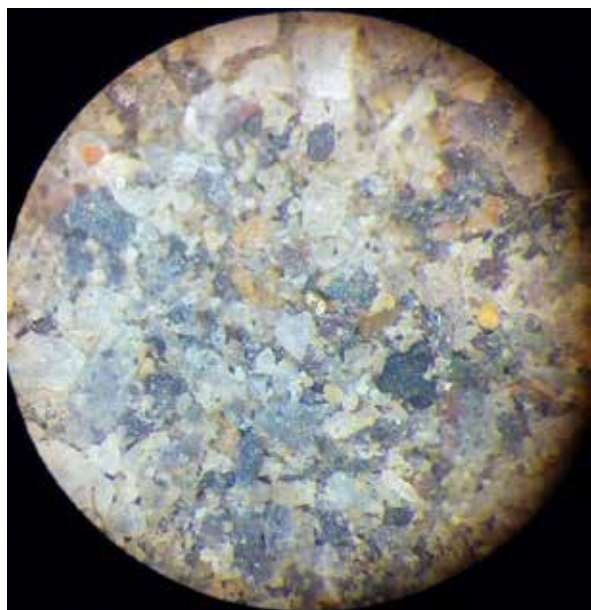
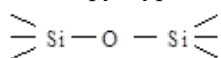
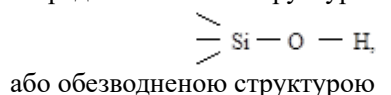


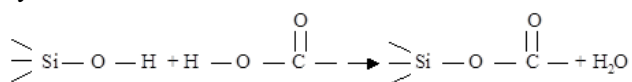
Рис. 2. Висушений субстрат

Досліджуємо механізм взаємодії гумінових кислот з породними частинками на прикладі SiO₂.

Поверхня силікагелю в пилових частинках може бути представлена або структурами



Фізико-хімічна взаємодія між карбоксильною групою гумінової кислоти та групою SiOH може відбуватися за такою схемою:



На поверхні пиловидних частинок також може відбуватися сорбція неіонних органічних сполук під час утворення ними міцел у водному розчині.

Міцели органічних сполук, прагнучи відокремитися з водного середовища, можуть закріплюватися полярними ділянками на поверхні пилових частинок, що перешкоджає їх викиду в атмосферу. На рисунку 3 представлена схема розташування гумінових кислот на силікаті.

Розглядаються й інші механізми взаємодії гумінових кислот із пиловими частинками порід. Так, із катіонами важких металів гумінові кислоти можуть

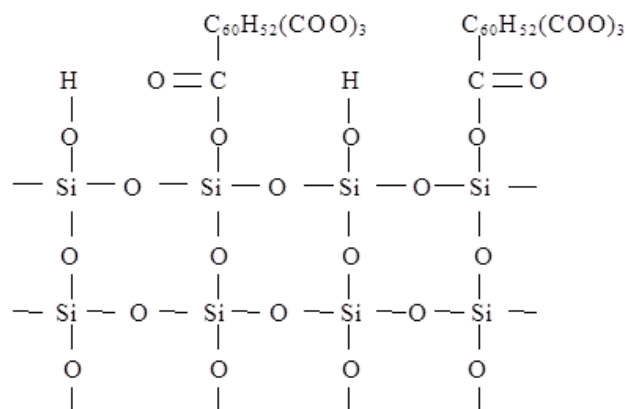


Рис. 3. Схема розташування гумінових кислот на силікаті

утворювати малорозчинні солі. Наприклад, розчинність гумату кальцію становить 1 г на 2000 г води. Можливе також утворення малорозчинних комплексних сполук гумінових кислот з алюмінієм і залізом, що входять у незначній кількості до складу шламів.

Усі органічні кислоти здатні взаємодіяти з твердими частинками порід у результаті протікання між ними реакції поліконденсації.

На рис. 4 наведений мінеральний субстрат, оброблений розчином ВЛР. Покриття, що утворилося після обробки мінерального субстрату вуглежним реагентом, як полідисперсна система має мінеральну, органічну, водну та газову підсистеми. Мінеральна система виконує роль каркасу покриття й разом з адгезійними властивостями органічної частини забезпечує механічну міцність. Водна підсистема складається з капілярної та гігроскопічної вологи, разом із газовою визначають теплофізичні характеристики покриття. У свою чергу, мінеральна та органічна підсистеми виконують структуроутворюючу функцію. Саме такі властивості й визначають експлуатаційні характеристики покриття, а саме: механічну міцність, стійкість до температурних коливань, газо- та водонепроникність, здатність локалізувати забруднення.

У подальшому проведено визначення механічної міцності покриттів залежно від концентрацій вуглежного реагенту й витрат його на закріплення. Оцінювання механічної міцності здійснювали приладом, основним елементом якого була голка-штир діаметром 3 мм за методикою [7].

Під голкою на майданчику встановлювали в б'юксах випробовувані породи, закріплені ВЛР. Інша частина голки зміцнювалася на верхньому май-

Таблиця 1

Склад хімічних елементів гумінових кислот

Природний продукт	Уміст гумінових кислот, %	Склад хімічних елементів гумінових кислот, %				
		С	Н	Н	COOH-	OH-
Буре вугілля	35,0–70,0	62,0–69,0	4,5–5,5	0,5–1,5	7,5–18,0	6,6–9,5
Торф	10,0–30,0	54,0–60,0	4,0–6,0	1,5–3,5	8,0–12,5	7,0–10,5
Лігніти (кам'яне вугілля)	17,0–70,0	62,0–67,0	4,9–6,0	-	7,0–9,0	7,0–9,0

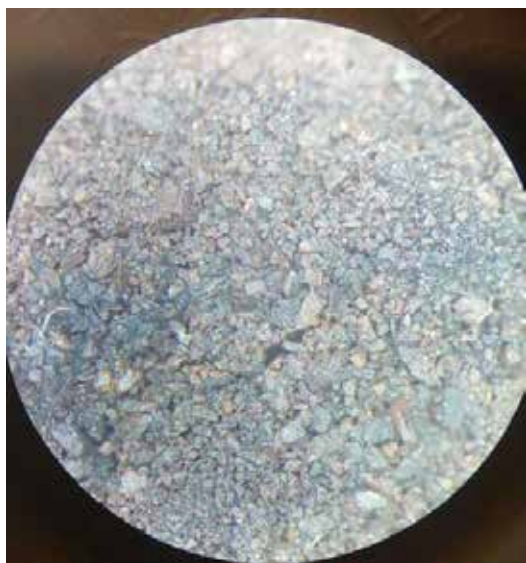


Рис. 4. Мінеральний субстрат, оброблений розчином ВЛР

данчику, на яку встановлювали посудину з водою. Здійснюючи дозовану заливку води в посудину, візуально визначали момент руйнування кірки закріпленої поверхні. Межа міцності на руйнування закріпленої поверхні визначали з виразу (МПа):

$$P = \frac{P_H}{0,785 \cdot d^2}, \quad (4)$$

де P_H – маса води, при якій сталося руйнування поверхні покриття, кг; d – діаметр голки, см.

Закріплені зразки поверхонь занурювали у воду на 24 години, потім виймали з води, висушували при температурі 300 °С і знову визначали їх механічну міцність. Результати досліджень представлені на графіку (рис. 5):

Результати досліджень засвідчують, що водні розчини ВЛР утворюють на пилючих поверхнях механічно міцні захисні покриття, що запобігають винесенню пилу з поверхонь та ефективно протистоять водній ерозії. Наведена залежність (рис. 5) свідчить: за концентрації розчину 5% і його витраті 5 л/м² міцність покриття – приблизно 1,2 МПа.

Отже, з економічного й технічного критеріїв для закріплення поверхонь доцільно застосовувати водні

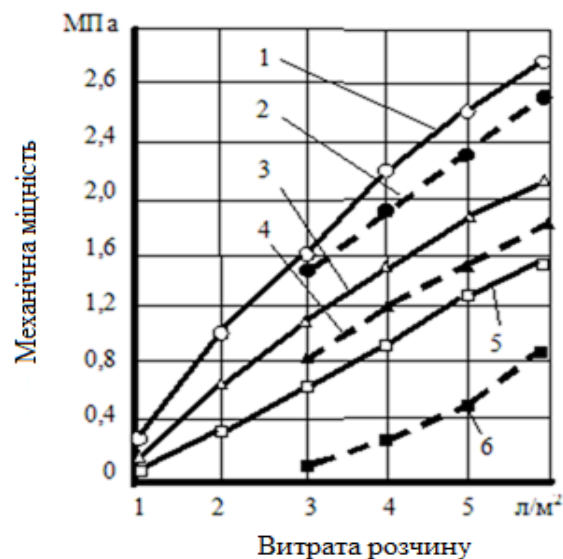


Рис. 5. Графік залежності механічної міцності покриттів, утворених вуглелужним реагентом, від його витрати й концентрації:

1 – концентрація розчину – 20%; 2 – концентрація розчину (після перебування у воді) – 20%; 3 – концентрація розчину – 10%; 4 – концентрація розчину (після перебування у воді) – 10%; 5 – концентрація розчину – 5%; 6 – концентрація розчину (після перебування у воді) – 5%

розчини ВЛР концентрацією 10 мас. %, оскільки вони за умови витрати розчину 5 л/м² забезпечують міцність покриття пилу понад 1,5 МПа, що буде достатньо для запобігання винесенню пилу з поверхонь.

Головні висновки. Дослідження засвідчують: вуглелужний реагент у взаємодії з дисперсними частинками мінерального субстрату здатний закріплювати поверхневий шар, отже, зупиняти повітряну ерозію субстрату. У роботі розглянуто механізм фізико-хімічної взаємодії гумінових кислот і пилових частинок, а також здатність мінерального субстрату визначати раціональну кількість зв'язуючої речовини, яка під час висихання утворювала б міцне покриття. Так, за концентрації розчину ВЛР 10% і його витраті 5 л/м² міцність покриття становить більше ніж 1,5 МПа.

Література

1. Вилкул Ю.Г., Азарян А.А., Колосов В.А. Переработка и комплексное использование минерального сырья техногенных месторождений. *Гірничий Вісник Криворізького національного університету*. 2013. № 96. С. 3–10.
2. Переработка железосодержащих шламовых отходов горнодобывающей и металлургической промышленности. Переработка шламовых отходов обогащения железной руды / А.Д. Учитель, В.П. Соколова, Н.В. Сусли, Н.А. Дац. *Металлургическая и горнорудная промышленность*. 2018. № 1. С. 32–37.
3. Тыщук В.Ю. Борьба с пылью на отвалах железорудных карьеров с применением латексов : автореф. дисс. ... канд. техн. наук : 05.26.02. Кривой Рог, 1989. 21 с.
4. Состав для связывания пыли : авт. свид. СРСР. № SU 1767195. Бюл. № 37 (71). 3 с.
5. Подображин С.Н. Научное обоснование и разработка методологии снижения пылевыведения при добыче угля : автореф. дисс. ... докт. техн. наук : 25.00.20. Москва, 2013. 42 с.
6. Тыщук В.Ю., Ковальова І.Б. Способи пилоподавлення при підготовці вугілля до коксування. *Збірник наукових праць Національного гірничого університету*. 2017. № 52. С. 376–382.
7. Ревут І.Б., Масленкова Г.Л., Романов І.А. Химические способы воздействия на испарение и эрозию почвы. Ленинград : Гидрометеоздат, 1973. 151 с.

ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ

Андрійчук Тамара В'ячеславівна (Житомир) – кандидат біологічних наук, старший викладач кафедри екології та географії, Житомирський державний університет імені Івана Франка.

Аргіров Денис Георгійович (Одеса) – магістрант II курсу факультету магістерської підготовки, Одеський державний екологічний університет.

Барбашев Сергій Вікторович (Одеса) – доктор технічних наук, професор кафедри атомних електричних станцій, Одеський національний політехнічний університет.

Біда Петро Іванович (Рівне) – кандидат технічних наук, викладач, ВСП «Рівненський коледж Національного університету біоресурсів і природокористування України».

Бобров Максим Дмитрович (Кривий Ріг) – студент, Технологічний інститут Державного університету економіки і технологій, кафедра Хімічних технологій та інженерії.

Бондар Олександр Іванович (Київ) – доктор біологічних наук, професор, член-кореспондент Національної академії аграрних наук України, ректор, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Василенко Ольга Миколаївна (Житомир) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри екології та географії, Житомирський державний університет імені Івана Франка.

Васютинська Катерина Анатоліївна (Одеса) – кандидат хімічних наук, доцент кафедри прикладної екології та гідрогазодинаміки, Одеський національний політехнічний університет.

Власенко Руслана Петрівна (Житомир) – доцент кафедри екології та географії, Житомирський державний університет імені Івана Франка.

Гарбар Діана Анатоліївна (Житомир) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри екології та географії, Житомирський державний університет імені Івана Франка.

Гарбар Олександр Васильович (Житомир) – доктор біологічних наук, професор кафедри екології та географії, Житомирський державний університет імені Івана Франка.

Глібовицька Наталія Ігорівна (Івано-Франківськ) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри екології, Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу.

Гончар Ганна Юріївна (Київ) – молодший науковий співробітник відділу екологічного моніторингу, ДУ «Інститут еволюційної екології Національної академії наук України».

Горбенко Олександр Вікторович (Одеса) – магістрант кафедри екології та охорони довкілля, Одеський державний екологічний університет.

Гуменюк Олександр Володимирович (Центральне, Київська область) – кандидат сільськогосподарських наук, завідувач лабораторії селекції озимої пшениці, Миронівський інститут пшениці імені В.М. Ремесла Національної академії аграрних наук України.

Демидов Олександр Анатолійович (Центральне, Київська область) – доктор сільськогосподарських наук, професор, член-кореспондент НААН, директор, Миронівський інститут пшениці імені В.М. Ремесла Національної академії аграрних наук України.

Демчук Наталія Станіславівна (Житомир) – кандидат біологічних наук, старший викладач кафедри екології та географії, Житомирський державний університет імені Івана Франка.

Жаврида Дар'я Євгеніївна (Обухів) – аспірантка, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління, голова БО «БФ еколого-рекреаційного та спортивного розвитку».

Загоруй Людмила Петрівна (Біла Церква) – кандидат ветеринарних наук, доцент кафедри харчових технологій і технологій переробки продукції тваринництва, Біолого-технологічний факультет, Білоцерківський національний аграрний університет.

Засельський Володимир Йосипович (Кривий Ріг) – доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри Інжинірингу з галузевого машинобудування, Технологічний інститут Державного університету економіки і технологій.

Іваненко Ігор Борисович (Київ) – кандидат хімічних наук, проректор з інноваційного та технологічного розвитку, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Ілленко Володимир Віталійович (Київ) – кандидат біологічних наук, старший викладач кафедри радіо-біології та радіоекології, Національний університет біоресурсів і природокористування України.

Ісаченко Олена Миколаївна (Київ) – завідувач відділення екології та аграрних наук, Київська Мала академія наук України.

Іщук Галина Петрівна (Умань) – кандидат сільськогосподарських наук, доцент, доцент кафедри лісового господарства, Уманський національний університет садівництва.

Ищук Любов Петрівна (Біла Церква) – доктор біологічних наук, доцент, доцент кафедри садово-паркового господарства, Білоцерківський національний аграрний університет.

Калініна Галина Петрівна (Біла Церква) – кандидат технічних наук, доцент кафедри харчових технологій і технологій переробки продукції тваринництва, Білоцерківський національний аграрний університет.

Канцурак Віктор Васильович (Київ) – заступник голови, Державна екологічна інспекція України.

Караванович Христина Богданівна (Івано-Франківськ) – аспірант кафедри екології, Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу.

Качановський Олег Ігорович (Рівне) – заступник директора з виробничої роботи, Відокремлений структурний підрозділ, «Рівненський коледж Національного університету біоресурсів і природокористування України».

Ковган Ярослав Олександрович (Київ) – керівник напрямку «Екологія», ТОВ «MCL ecology».

Колісник Алла Вікторівна (Одеса) – кандидат географічних наук, доцент кафедри екології та охорони довкілля, заступник декана природоохоронного факультету, Одеський державний екологічний університет.

Конякін Сергій Миколайович (Київ) – кандидат географічних наук, науковий співробітник відділу фітоекології, ДУ «Інститут еволюційної екології Національної академії наук України».

Корепанова Катерина Денисівна (Чорнобиль) – інженер, Державне спеціалізоване підприємство «Екоцентр», інженер, Чорнобильський радіаційно-екологічний біосферний заповідник.

Кормер Марина Віталіївна (Кривий Ріг) – кандидат хімічних наук, доцент, завідувач кафедри хімічних технологій та інженерії, Технологічний інститут Державного університету економіки і технологій.

Коротецький Василь Павлович (Київ) – асистент кафедри екології та економіки землекористування, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Костюк Віталій Степанович (Житомир) – кандидат біологічних наук, старший викладач кафедри екології та географії, Житомирський державний університет імені Івана Франка.

Кохан Олег Володимирович (Київ) – директор, БО «Інтерекоцентр»

Коцюба Ірина Юріївна (Житомир) – кандидат біологічних наук, старший викладач кафедри екології та географії, Житомирський державний університет імені Івана Франка.

Кратюк Олександр Леонідович (Житомир) – кандидат біологічних наук, доцент, завідувач кафедри експлуатації лісових ресурсів, Поліський національний університет.

Кузьміна Вікторія Анатоліївна (Одеса) – старший викладач кафедри екології та охорони довкілля, Одеський державний екологічний університет.

Кумпаненко Олександр Сергійович (Київ) – молодший науковий співробітник відділу етології та соціобіології комах, ДУ «Інститут еволюційної екології Національної академії наук України»

Кушнірук Олександр Миколайович (Рівне) – викладач, ВСП «Рівненський коледж Національного університету біоресурсів і природокористування України».

Лисенко Геннадій Миколайович (Ніжин) – доцент кафедри біології, Ніжинський державний університет імені Миколи Гоголя.

Літвак Ольга Анатоліївна (Миколаїв) – кандидат економічних наук, доцент кафедри екології та природоохоронних технологій, Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова.

Мазур Тетяна Григорівна (Біла Церква) – кандидат ветеринарних наук, доцент кафедри загальної екології та екотрофології, Екологічний факультет, Білоцерківський національний аграрний університет.

Малимон Стефанія Стефанівна (Рівне) – викладач, ВСП «Рівненський коледж Національного університету біоресурсів і природокористування України».

Мацуська Оксана Василівна (Львів) – кандидат сільськогосподарських наук, доцент, доцент кафедри екології, Львівський національний університет ветеринарної медицини та біотехнологій імені С.З. Гжицького.

Машков Олег Альбертович (Київ) – доктор технічних наук, професор, проректор з наукової роботи, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Мірошник Наталія Володимирівна (Київ) – кандидат біологічних наук, в. о. старшого наукового співробітника відділу дендрології та паркознавства, ДУ «Інститут еволюційної екології Національної академії наук України».

Назаренко Володимир Іванович (Київ) – кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник Інституту біохімії імені О.В. Палладіна Національної академії наук України; професор кафедри екологічного аудиту та експертизи, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління, відмінник освіти України, керівник секції екології, Київська Мала академія наук України.

Нестерова Наталія Георгіївна (Київ) – кандидат сільськогосподарських наук, доцент кафедри фізіології рослин, Національний університет біоресурсів і природокористування України.

Ніконов Сергій Борисович (Київ) – інженер, Національний університет біоресурсів і природокористування України.

Онищук Ірина Петрівна (Житомир) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри екології та географії, Житомирський державний університет імені Івана Франка.

Орехова Оксана Вікторівна (Кривий Ріг) – кандидат медичних наук, старший науковий співробітник, завідувач лабораторії промислового мікроклімату і фізіології теплообміну, ДУ «Український науково-дослідний інститут промислової медицини».

Павленко Олександр Іванович (Кривий Ріг) – кандидат медичних наук, завідувач лабораторії промислових аерозолів, ДУ «Український науково-дослідний інститут промислової медицини».

Паренюк Олена Юріївна (Київ) – кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник кафедри радіобіології та радіоекології, Національний університет біоресурсів і природокористування України.

Пасічник Сергій Валентинович (Ніжин) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри біології, Ніжинський державний університет імені Миколи Гоголя, доцент кафедри біології, Національний університет «Києв-Могилянська академія».

Пикало Сергій Володимирович (Центральне, Київська область) – кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник відділу біотехнології, генетики і фізіології, Миронівський інститут пшениці імені В. М. Ремесла Національної академії аграрних наук України.

Пожарська Анастасія-Олена Юріївна (Київ) – аспірант кафедри фізичної географії та геоекології, Київський національний університет імені Тараса Шевченка.

Поліщук Зоряна Віталіївна (Біла Церква) – кандидат сільськогосподарських наук, асистент кафедри екології та екотрофології, Білоцерківський національний аграрний університет.

Пополов Дмитро Володимирович (Кривий Ріг) – кандидат технічних наук, доцент кафедри Інжинірингу з галузевого машинобудування, Технологічний інститут Державного університету економіки і технологій.

Приходько Вероніка Юріївна (Одеса) – кандидат географічних наук, доцент кафедри екології та охорони довкілля, Одеський державний екологічний університет.

Рибка Катерина Миколаївна (Центральне, Київська область) – кандидат біологічних наук, науковий співробітник лабораторії патентно-кон'юнктурних досліджень, економіки та інтелектуальної власності, Миронівський інститут пшениці імені В.М. Ремесла Національної академії аграрних наук України.

Риженко Наталія Олександрівна (Київ) – доктор біологічних наук, професор, завідувач кафедри екології та екологічного контролю, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Рубан Юлія Василівна (Київ) – аспірант кафедри радіобіології та радіоекології, Національний університет біоресурсів і природокористування України.

Рудько Ольга Миколаївна (Рівне) – викладач, ВСП «Рівненський коледж Національного університету біоресурсів і природокористування України».

Сагалай Дарина Володимирівна (Кривий Ріг) – асистент кафедри Хімічних технологій та інженерії, Технологічний інститут Державного університету економіки і технологій.

Салій Ігор В'ячеславович (Київ) – кандидат технічних наук, директор Галузевого навчального центру з питань охорони праці, Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління.

Сафранов Тамерлан Абісалович (Одеса) – доктор геолого-мінералогічних наук, професор, завідувач кафедри екології та охорони довкілля, Одеський державний екологічний університет.

Сидоренко Олена Володимирівна (Київ) – доктор технічних наук, професор кафедри товарознавства, управління безпеністю та якістю, медіа-експерт з питань безпеки та якості харчових продуктів, Київський національний торгово-економічний університет.

Студьонова Катерина Сергіївна (Одеса) – магістрант факультету магістерської підготовки, Одеський державний екологічний університет.

Сухорська Ольга Петрівна (Львів) – кандидат сільськогосподарських наук, доцент, доцент кафедри екології, Львівський національний університет ветеринарної медицини та біотехнологій імені С.З. Гжицького.

Тесленко Ігор Костянтинович (Київ) – провідний інженер відділу дендрології та паркознавства, ДУ «Інститут еволюційної екології Національної академії наук України».

Федун Олександр Миколайович (Чернігів) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри біології, Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т.Г. Шевченка.

Харченко Михайло Володимирович (Центральне, Київська область) – кандидат сільськогосподарських наук, науковий співробітник відділу біотехнології, генетики і фізіології, Миронівський інститут пшениці імені В.М. Ремесла Національної академії аграрних наук України.

Хом'як Іван Владиславович (Житомир) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри екології та географії, Житомирський державний університет імені Івана Франка.

Шаванова Катерина Євгенівна (Київ) – кандидат біологічних наук, провідний науковий співробітник кафедри радіобіології та радіоекології, Національний університет біоресурсів і природокористування України.

Шаніна Тетяна Петрівна (Одеса) – кандидат хімічних наук, доцент кафедри екології та охорони довкілля, Одеський державний екологічний університет.

Шпаковська Лілія Валеріївна (Житомир) – лаборант кафедри екології та географії, Житомирський державний університет імені Івана Франка.

Шпирка Неля Федорівна (Київ) – аспірант кафедри землеробства та гербології, Національний університет біоресурсів і природокористування України.

Шусть Володимир Іванович (Київ) – асистент кафедри екології, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління

Щербак Володимир Іванович (Київ) – доктор біологічних наук, професор, провідний науковий співробітник, Інститут гідробіології Національної академії наук України.

Юрасов Сергій Миколайович (Одеса) – кандидат технічних наук, доцент, доцент кафедри екології та охорони довкілля, Одеський державний екологічний університет.

Юрченко Тетяна Василівна (Центральне, Київська область) – кандидат сільськогосподарських наук, завідувач відділу біотехнології, генетики і фізіології, Миронівський інститут пшениці імені В.М. Ремесла Національної академії аграрних наук України.

Яковенко Людмила Олексіївна (Київ) – старший викладач кафедри промислової безпеки та охорони праці, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

НОТАТКИ

Наукове видання

ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ

5(32)

- **Екологічний моніторинг**
- **Екологія і виробництво**
- **Загальні проблеми екологічної безпеки**
- **Збереження біологічного та ландшафтного різноманіття**
- **Екологія водних ресурсів**
- **Управління відходами**
- **Зміна клімату**
- **Біологічна безпека**
- **Екологія і будівництво**

Адреса редакції:

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корпус 2, Київ, 03035;
тел./факс (+38 044) 206-30-34;
www.ecoj.dea.kiev.ua
e-mail: info@ecoj.dea.kiev.ua

Видавничий дім «Гельветика»

Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 6424 від 04.10.2018
Україна, 03150, м. Київ, вул. Велика Васильківська 74, оф. 7
Тел. +38 (048) 709 38 69, +38 (095) 934 48 28, +38 (097) 723 06 08
E-mail: mailbox@helvetica.com.ua

Підписано до друку 17.12.2020. Формат 64x90/8.

Папір офсетний. Гарнітура Times New Roman. Цифровий друк.
Ум. друк. арк. 23,02. Тираж 100. Замовлення № 1220/356.
Ціна договірна. Віддруковано з готового оригінал-макета