

ISSN 1992-4259 (Print)
ISSN 2415-7651 (Online)

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
MINISTRY OF EDUCATION AND SCIENCE OF UKRAINE
МИНИСТЕРСТВО ОБРАЗОВАНИЯ И НАУКИ УКРАИНЫ

ВІСНИК
ХАРКІВСЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО
УНІВЕРСИТЕТУ
імені В. Н. КАРАЗІНА
СЕРІЯ «ЕКОЛОГІЯ»

Випуск 33

VISNYK
of V. N. KARAZIN KHARKIV NATIONAL
UNIVERSITY
SERIES ECOLOGY
Issue 33

Харків
2025

Засновник і видавець
Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна
Міністерства освіти і науки України

Фахове видання (категорія Б) з географічних (спеціальності 101, 103)
та біологічних наук (спеціальності 091, 101) .
Наказ МОН України від 17.03.2020 № 409

Засновано у 2005 році
Періодичність виходу – 2 рази на рік

УДК 502/504+911+57

У віснику надаються результати теоретичних та прикладних досліджень у галузі екології, географії, біології, екологічної безпеки, охорони навколишнього середовища та збалансованого природокористування. Пріоритет надано розв'язанню актуальних екологічних проблем та найкращим практикам міжнародного досвіду їх вирішення, екологічному менеджменту, медико-екологічним дослідженням, інноваційним дослідженням в галузі біотехнології, біохімії, екології людини, фізіології рослин і тварин, конструктивної географії, екології та збалансованого природокористування. Викладаються питання організації та методологічних досліджень національної вищої екологічної, біологічної, географічної та природоохоронної освіти.

Для науковців і фахівців-екологів, біологів, географів, а також викладачів, аспірантів, магістрів і студентів вищих навчальних закладів України та інших країн без будь-яких обмежень

Затверджено до друку рішенням Вченої ради Харківського національного університету
імені В.Н. Каразіна (протокол № 32 від 22.12.2025 р.)

Головний редактор:

Крайнюков О. М., д-р геогр. наук, проф., Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна;

Відповідальний редактор:

Чаплигіна А. Б., д-р біол. наук, проф., Харківський національний педагогічний університет імені Г. С. Сковороди;

Технічний редактор:

Баскакова Л. В., Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна.

Редакційна колегія:

Бедункова О. О., д-р біол. наук, проф., Національний університет водного господарства та природокористування;

Гавардашвілі Г., д-р техн. наук, проф., Інститут водного господарства імені Ц. Мірцхулави, Грузія;

Давиденко К. В., канд. наук, Шведський університет сільськогосподарських наук, Уппсала, Швеція;

Кривцов В., д-р філософії, Единбургський університет, Великобританія;

Кульбачко Ю. Л., д-р біол. наук, проф., Дніпропетровський національний університет імені О. Гончара;

Кучер А. В., д-р екон. наук, ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О. Н. Соколовського НААН»;

Максименко Н. В., д-р геогр. наук, проф., Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна;

Мироничева О. С., канд. с.-г. наук, PhD з технічних наук, Університет технологій Люлео, Швеція

Нахтнебель Х.-П., д-р, проф., Університету природних ресурсів та прикладних наук у Відні – BOKU, Австрія;

Некос А. Н., д-р геогр. наук, проф., Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна;

Цапко Ю. Л., д-р біол. наук, с.н.с., ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О. Н. Соколовського НААН»;

Шабанов Д. А., д-р біол. наук, проф., Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна;

Шкаруба А., д-р філософії, Естонський університет наук про життя, Естонія.

Адреса редакційної колегії: 61022, Харків, майдан Свободи, 6, Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна, навчально-науковий інститут екології, кімн. 473а

тел. (057)707-53-86, 705-09-66, 707-56-36,

e-mail: visnykecology@karazin.ua

Web-pages: <http://periodicals.karazin.ua/ecology> (OJS)

Статті пройшли подвійне «сліпе» рецензування. Автори опублікованих матеріалів несуть повну відповідальність за підбір, точність наведених фактів, власних імен тощо.

Ідентифікатор медіа у Реєстрі суб'єктів у сфері медіа: R30-04448
(Рішення № 1538 від 09.05.2024 р Національної ради України з питань телебачення і радіомовлення.
Протокол № 15)

© Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна, оформлення, 2025

Founder and publisher
V.N. Karazin Kharkiv National University
of the Ministry of Education and Science of Ukraine

Journal is a Professional publication (category B) on **geographical** (specialties 101, 103)
and **biological sciences** (specialties 091, 101)
Registration at the DAC of Ukraine: Order of the Ministry of Education and Culture of Ukraine
dated March 17, 2020 No. 409
Established in 2005
Published 2 times a year

UDC 502/504+911+57

The journal provides the results of theoretical and applied research in the fields of ecology, geography, biology, environmental safety, environmental protection and sustainable use of nature. Priority is given to finding new ways for solution of existing environmental problems and identification of the best international practices, as well as issues of environmental management, medical-environmental researches, innovative research in biotechnology, biochemistry, human ecology, plant and animal physiology, constructive geography, ecology and sustainable environmental management. The issues of development and methodological researches in national higher education in geographic, biological and environmental sciences are presented.

For scientists and specialists-ecologists, biologists, geographers, as well as for teachers, graduate students, masters and students of higher educational establishments of Ukraine and other countries without any restrictions

Approved for printing by the decision of the Academic Council of V.N. Karazin Kharkiv National University
(Minutes Nr 32, dated December 22, 2025)

Editor-in-chief:

Krainiukov O. M., DSc (Geography), Prof., V.N. Karazin Kharkiv National University, Ukraine;

Executive Editor:

Chaplygina A. B., DSc (Biology), Prof., H.S. Skovoroda Kharkiv National Pedagogical University, Ukraine;

Technical Editor: **Baskakova L. V.**, V.N. Karazin Kharkiv National University, Ukraine.

THE EDITORIAL BOARD

Biedunkova O. O., DSc (Biology), Prof., National University of Water and Environmental Engineering, Ukraine;

Gavardashvili G., DSc (Technical), Prof., Ts. Mirtskhulava Water Management Institute of Georgian Technical University, Georgia;

Davydenko K. V., PhD, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden;

Krivtsov V., PhD, University of Edinburgh, United Kingdom;

Kulbachko Y. L., DSc (Biology), Prof., Oles Honchar Dnipro National University, Ukraine;

Kucher A. V., DSc (Economy), National Scientific Center "Institute for Soil Science and Agrochemistry Research named after A.N. Sokolovsky", Ukraine;

Maksymenko N. V., DSc (Geography), Prof., V.N. Karazin Kharkiv National University, Ukraine;

Myronycheva O. S., PhD (Agriculture), PhD (Technical), Luleå University of Technology, Sweden

Nachtnebel H.-P., DSc (Technical), Prof., University of Natural Resources and Life Sciences, Austria;

Nekos A. N., DSc (Geography), Prof., V.N. Karazin Kharkiv National University, Ukraine;

Tsapko Y. L., DSc (Biology), Prof., National Scientific Center "Institute for Soil Science and Agrochemistry Research named after A.N. Sokolovsky", Ukraine;

Shabanov D. A., DSc (Biology), Prof., V.N. Karazin Kharkiv National University, Ukraine;

Shkaruba A., PhD, Estonian University of Life Sciences, Estonia.

Editorial Board Address: 6 Svobody Sq., 61022, Kharkiv, V.N. Karazin Kharkiv National University,
The Karazin Institute of Environmental Sciences, office 473a

tel. (057) 707-53-86, 705-09-66, 707-56-36, e-mail: visnykecology@karazin.ua

Web-pages: <http://periodicals.karazin.ua/ecology> (OJS)

Double-blind peer review was conducted. The authors of the published materials are solely responsible for the selection, accuracy of the facts, proper names, etc.

Media identifier in the Register of the field of Media Entities: R30-04448
(Decision № 1538 dated May 9, 2024 of the National Council of Television and Radio Broadcasting of Ukraine,
Protocol № 15)

ЗМІСТ

ЕКОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ГЕОСИСТЕМ

Гололобова О. О., Резник Т. С., Дамбраускас В. О., Комар С. Р. Індикативні виміри забруднення повітря в Україні в межах гармонізації законодавства з європейськими стандартами (на прикладі міст Харків та Кропивницький).....	8
Терземан В. В., Юрасов С. М. Сучасні світові тенденції в прогнозуванні якості вод.....	21
Ричак Н. Л., Єфремова А. А. Екологічні стандарти якості питних та поверхневих вод в Україні і Польщі.....	33
Горошкова Л. А., Меньшов О. І., Некос А. Н., Корнійчук Ю. Д., Хадускіна К. В. Антропогенний вплив війни на стан поверхневих вод річок Казенний Торець та Кривий Торець в межах м. Дружківка.....	49
Шепеленко Д. В., Цапко Н. С. Екологічний стан водних об'єктів Харківської області в умовах воєнного стану (на прикладі р.Уди).....	70
Фесюк В. О., Мороз І. А. Методика та кількісна оцінка гідроекологічного стану оз. Кримне.....	83
Немошкалов О. М. Актуальні проблеми екологічного аудиту земельних ресурсів в Україні.....	95
Кушнірук Т. М., Петрище О. І., Додурич В. В. Таксономічна характеристика ландшафтно-рекреаційного каркаса в системі екологічного містобудування.....	107

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

Кірейцева Г. В., Хоменко С. В., Ралі О. М., Кравчук-Ободзінська Т. В., Супрунова І. В. Моніторинг викидів парникових газів на гірничо-збагачувальних комбінатах України в умовах європейської інтеграції.....	121
Караїм О. А., Бакараєв О. А., Караїм В. П., Лавринюк З. В., Антонюк В. С. Оцінка викидів забруднюючих речовин та моделювання їх впливу на якість атмосферного повітря при виробництві асфальтобетонного дорожнього покриття.....	137
Кочанов Е. О. Аналіз та удосконалення моделей поширення хімічного забруднення у навколишньому середовищі.....	153
Безсонний В. Л. Ентропійно-зважена модель для оцінки екологічної безпеки поверхневих вод в Україні.....	166
Крайнюков О. М., Щокіна М. М. Застосування біологічних систем раннього попередження: впровадження перспективного підходу до моніторингу якості вод.....	188
Войтенко Ю. В., Піскун Я. Р. Екоцид: екологічні наслідки та можливості використання фіторе mediaції порушених територій.....	199

ЗБАЛАНСОВАНЕ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

Івашура А. А.	
Особливості розвитку сталої гастрономії в Україні.....	212

БІОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ

Моложон К. О.	
Біоіндикатори серед рослин для оцінки стану довкілля та прогнозування ризиків для здоров'я.....	226

ХРОНІКА

Гречко А. А., Черкашина Н. І.	
Про хід реалізації проєкту Erasmus+ SUNRISE: координаційна зустріч та навчальний тренінг.....	235
Правила для авторів.....	244

CONTENTS

ECOLOGICAL RESEARCHES OF GEOSYSTEM

Gololobova O. O., Rieznik T. S., Dambrauskas V. O., Komar S. R. Indicative measurements of air pollution in Ukraine within the limits of legal harmonization with european standards (using the example of Kharkiv and Kropyvnytsky cities).....	8
Terzeman V. V., Yurasov S. M. Modern global trends in water quality forecasting.....	21
Rychak N. L., Efremova A. A. Ecological standards of drinking and surface water quality in Ukraine and Poland.....	33
Horoshkova L. A., Menshov O. I., Nekos A. N., Kornichuk Y. D., Khaduskina K. V. Anthropogenic impact of the war on the condition of surface waters of the rivers Kazennyi Torets and Kryvyi Torets within the city of Druzhkivka.....	49
Shepelenko D. V., Tsapko N. S. Ecological state of water bodies of Kharkiv region in conditions of martial law (on the example of the Uda river).....	70
Fesyuk V. O., Moroz I. A. Methodology and the hydroecological state assessment of lake Krymne.....	83
Nemoshkalov O. M. Current issues of land resources environmental audit in Ukraine.....	95
Kushniruk T. M., Petryshche O. I., Dodurych V. V. Taxonomic characteristics of landscape and recreational framework in the system of ecological urban planning.....	107

ENVIRONMENTAL ECOLOGICAL SAFETY

Kireitseva H. V., Khomenko S. V., Palii O. V., Kravchuk-Obodzinska T. V., Suprunova I. V. Monitoring of greenhouse gas emissions at mining and processing plants in Ukraine under European integration conditions.....	121
Karaim O. A., Bakaraiev O. A., Karaim V. P., Lavrynyuk Z. V., Antoniuk V. S. Assessment of pollutant emissions and modeling their impact on ambient air quality during asphalt concrete pavement production	137
Kochanov E. O. Analysis and improvement of chemical pollution dispersion models in the environment.....	153
Bezsonnyi V. L. Entropy-weighted model for assessing the environmental safety of surface waters in Ukraine.....	166
Krainiukov O. M., Shchokina M. M. Application of biological early warning systems: implementing a prospective approach to water quality monitoring.....	188
Voitenko Y. V., Piskun Y. R. Ecocide: ecological consequences and possibilities of using phytoremediation for disturbed areas.	199

SUSTAINABLE USE OF NATURE

Ivashura A. A. Features of sustainable gastronomy development in Ukraine.....	212
---	-----

BIOLOGICAL RESEARCH

Molozhon K. O. Bioindicators among plants for assessing the environmental state and predicting health risks	226
--	-----

CHRONICLE

Hrechko A. A., Cherkashyna N. I. The implementation of the Erasmus+ SUNRISE project: coordination meeting and training workshop.	235
Instructions for Authors	244

ЕКОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ГЕОСИСТЕМ

DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-01>

УДК(UDC): 504.3.054:349.6

О. О. ГОЛОЛОБОВА¹, канд. с.-г. наук, доц.,

доцент кафедри екологічного моніторингу та заповідної справи

e-mail: elena.gololobova@karazin.ua

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-5558-2114>

Т. С. РЕЗНІК¹,

бакалавр

e-mail: rieznik2021.9512125@student.karazin.ua

ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0004-5154-3117>

В. О. ДАМБРАУСКАС¹,

бакалавр

e-mail: valentyna.dambrauskas@student.karazin.ua

ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0005-0459-0268>

С. Р. КОМАР¹,

бакалавр

e-mail: sofiia.komar@student.karazin.ua

ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0008-9709-3034>

¹Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна

майдан Свободи, 4, м. Харків, 61022, Україна

ІНДИКАТИВНІ ВИМІРИ ЗАБРУДНЕННЯ ПОВІТРЯ В УКРАЇНІ В МЕЖАХ ГАРМОНІЗАЦІЇ ЗАКОНОДАВСТВА З ЄВРОПЕЙСЬКИМИ СТАНДАРТАМИ (НА ПРИКЛАДІ МІСТ ХАРКІВ ТА КРОПИВНИЦЬКИЙ)

Мета. Аналіз правових засад індикативних вимірювань якості атмосферного повітря в Україні та оцінка їх ефективності на прикладі міст Харкова і Кропивницького у 2024–2025 роках з урахуванням впливу воєнних умов.

Методи. Системний аналіз, статистичні.

Результати. Встановлено відповідність національного законодавства вимогам Директиви 2008/50/ЄС щодо індикативних вимірювань якості атмосферного повітря. Громадська мережа EcoCity стала дієвим інструментом збору даних про якість атмосферного повітря в умовах війни. Дослідження виявило значні відмінності в якості повітря між Харковом і Кропивницьким через вплив бойових дій. У Харкові зафіксовано різкі піки концентрацій $PM_{2.5}$ та PM_{10} , тоді як у Кропивницькому переважають традиційні джерела забруднення, зокрема, транспорт, промисловість, з помірними показниками $PM_{2.5}$. Радіаційний фон в обох містах залишався стабільним і безпечним, не перевищуючи природний фон. У Кропивницькому середній радіаційний фон вищий, ніж у Харкові, що зумовлено геологічними особливостями території. У Харкові зафіксовано короточасні підвищення концентрації NO_2 тривалістю 2–5 діб, характерні для зон бойових дій. Мінливість концентрацій CO у Харкові пов'язана з сезонними факторами, метеорологічними умовами, інтенсивністю автотранспорту, промисловими викидами та впливом бойових дій.

Висновки. Правове забезпечення моніторингу якості атмосферного повітря в Україні за останні п'ять років значно вдосконалено відповідно до європейських стандартів. Воєнні дії спричинили новий тип забруднення повітря з короточасними, але інтенсивними викидами, особливо в прифронтових містах. Індикативні вимірювання, реалізовані через громадські мережі, зокрема EcoCity, виявилися ефективним інструментом для оперативного визначення показників якості повітря в умовах війни.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: моніторинг атмосферного повітря, екологічне законодавство, індикативне вимірювання, громадська мережа EcoCity

Як цитувати: Гололобова О. О., Резнік Т. С., Дамбраускас В. О., Комар С. Р. Індикативні виміри забруднення повітря в Україні в межах гармонізації законодавства з європейськими стандартами (на прикладі міст Харків та Кропивницький). *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2025. Вип. 33. С. 8–20. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-01>

In cites: Gololobova, O. O., Rieznik, T. S., Dambrauskas, V. O., & Komar, S. R. (2025). Indicative measurements of air pollution in Ukraine within the limits of legal harmonization with european standards (using the example of Kharkiv and Kropyvnytsky cities). *Visnyk of V.N. Karazin Kharkiv National University. Series Ecology*, (33), 8–20. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-01> (in Ukrainian)

Вступ

Моніторинг стану атмосферного повітря є невід'ємним інструментом екологічної політики України, що сприяє сталому розвитку та захисту довкілля. Забруднення повітря створює серйозні ризики для здоров'я населення, екосистем, що вимагає вдосконалення законодавчої бази та організаційних механізмів у цій галузі. Останніми роками Україна активно працює над оновленням своєї законодавчої та організаційної системи моніторингу довкілля, впроваджуючи сучасні технології та адаптуючись до європейських екологічних норм. Ці заходи відповідають зобов'язанням, визначеним Угодою про асоціацію з ЄС, яка вимагає узгодження українського законодавства з європейськими екологічними стандартами, зокрема з Директивою 2008/50/ЄС щодо якості повітря в атмосфері [1].

Директива 2008/50/ЄС, прийнята Європейським Парламентом і Радою, є ключовим документом, що регулює якість атмосферного повітря в країнах ЄС. Вона спрямована на забезпечення чистого повітря шляхом встановлення стандартів і заходів для контролю забруднення. Нормативний акт визначає гранично допустимі рівні концентрації забруднюючих речовин, зокрема, твердих часток (PM_{10} та $PM_{2.5}$), озону (O_3), діоксиду азоту (NO_2), діоксиду сірки (SO_2) тощо. Ці норми спрямовані на захист здоров'я людей і довкілля, слугуючи орієнтиром для країн, що прагнуть відповідності європейським стандартам. Директива 2008/50/ЄС встановлює чіткі стандарти для моніторингу якості атмосферного повітря, визначаючи параметри, періодичність вимірювань і методи аналізу. Це сприяє отриманню точних і достовірних даних про стан атмосфери. Нормативи директиви слугують основою для розробки національних законодавчих актів у країнах ЄС, визначаючи базові вимоги до якості атмосферного повітря. Ця Директива створює структуровану систему для контролю та оцінки стану атмосферного повітря, забезпечуючи єдиний підхід у країнах-членах ЄС [2].

Актуальність проблеми забруднення атмосферного повітря в Україні посилюється воєнними діями, які призводять до різних змін у якості повітря через бомбардування, пожежі та промислові аварії.

Численні дослідження підтверджують значний вплив війни на якість повітря та необхідність удосконалення моніторингових систем. Дослідження Zalakeviciute et al. [3] аналізує вплив російсько-української війни на концентрації забруднюючих речовин (NO_2 , CO , O_3 , SO_2 , $PM_{2.5}$) за допомогою супутникових даних і наземного моніторингу в Києві, показуючи різке зростання $PM_{2.5}$ через вибухи та пожежі, що загрожує здоров'ю населення. Hryhorczuk et al. [4] підкреслюють екологічні наслідки війни, включаючи забруднення повітря токсичними речовинами від руйнування інфраструктури та пожеж, з акцентом на довгострокові ризики для здоров'я, такі як респіраторні захворювання. Leal Filho et al. [5] надають огляд загальних екологічних впливів, зазначаючи зростання викидів забруднювачів (наприклад, $PM_{2.5}$ до $24.2 \mu g/m^3$ та NO_2 до $139.7 \mu mol/m^2$) через військову діяльність, що вимагає екологічно орієнтованої відбудови. Hanoshenko et al. [6] акцентують на проблемі забруднення повітря відходами війни, зокрема через горіння матеріалів і руйнування інфраструктури, що спричиняє локальні піки $PM_{2.5}$ та інших токсичних речовин. Ці дослідження підкреслюють необхідність посиленого моніторингу в умовах війни для оперативного реагування на забруднення.

Україна активно імплементує принципи які зазначено у Директиві 2008/50/ЄС до системи державного моніторингу якості атмосферного повітря. Згідно з Постановою КМУ № 827 від 14.08.2019 «Деякі питання здійснення державного моніторингу в галузі охорони атмосферного повітря» в Україні оновлено механізми державного контролю якості атмосферного повітря. Цією Постановою затверджений Порядок здійснення державного моніторингу в галузі охорони атмосферного повітря, який передбачає систематичні спостереження за показниками атмосферного повітря з використанням стандартизованих методів вимірювань. Збір даних здійснюється через мережу стаціонарних та мобільних станцій моніторингу, розташованих у визначених зонах та агломераціях. Відбір проб проводиться з урахуванням вимог до частоти контролю, що залежить від категорії досліджуваної території. Аналітична

обробка отриманих результатів включає визначення концентрацій нормованих забруднюючих речовин, розрахунок середньодобових та середньорічних показників, порівняння з встановленими гранично допустимими концентраціями. Для стандартизації оцінки впроваджено індекс якості повітря в Україні – показник, що використовується в рамках проведення моніторингу атмосферного повітря для відображення інформації про комплексний вплив рівнів основних забруднюючих речовин на здоров'я населення в адаптованому для користувача форматі. Інформаційно-аналітичні системи забезпечують зберігання, систематизацію та візуалізацію даних моніторингу. Вони дозволяють проводити трендовий аналіз та моделювання розподілу забруднюючих речовин в атмосфері [7].

Директива 2008/50/ЄС також визначає мінімальну кількість пунктів моніторингу в залежності від типу зони (міські, промислові, сільські) та рівня забруднення. Для кожного нормованого забруднювача (SO_2 , NO_2 , PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, свинець, бензол тощо) встановлено окремі вимоги до частоти відбору проб, тривалості вимірювань та методам аналізу, що мають відповідати стандартам Європейського комітету з стандартизації (CEN). Зокрема, для твердих частинок (PM_{10} та $\text{PM}_{2.5}$) передбачено щоденний відбір проб у міських агломераціях, застосування автоматичних методів вимірювання з неперервною реєстрацією даних, перевірку результатів за допомогою еталонних методів вагового аналізу. Для газоподібних забруднювачів (SO_2 , NO_2 , озон) директива вимагає використання автоматизованих аналітичних систем із високою роздільною здатністю, калібрування обладнання згідно з європейськими протоколами, забезпечення безперервного моніторингу у зонах із підвищеним ризиком. Результати моніторингу обов'язково публікуються у відкритих звітах з детальним аналізом просторово-часової динаміки забруднення та оцінкою впливу на здоров'я населення.

Важливим нормативним документом, який встановлює правові засади організації та функціонування системи моніторингу якості атмосферного повітря в Україні став Наказ Міністерства внутрішніх справ України від 21 квітня 2021 року № 300 «Про затвердження Порядку розміщення пунктів

спостережень за забрудненням атмосферного повітря в зонах та агломераціях» [8]. Цей документ є частиною реалізації стратегії оновлення функціонування системи екологічного моніторингу атмосферного повітря в Україні, доповнюючи Закон України «Про охорону атмосферного повітря» та постанови Кабінету Міністрів. Наказ сприяє створенню комплексної системи спостереження за якістю повітря, яка відповідає європейським стандартам.

Наказ Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України від 2021 року № 147 «Про затвердження форми Програми державного моніторингу в галузі охорони атмосферного повітря» [9] є наступним важливим етапом у вдосконаленні нормативної бази для контролю якості повітря в Україні. Цей документ встановлює уніфіковану форму Програми державного моніторингу, створюючи підґрунтя для системного підходу до управління станом атмосферного повітря. Запровадження єдиних стандартів збору даних сприяє підвищенню їхньої точності та надійності. Такий підхід забезпечує ефективний обмін екологічною інформацією між державними органами, науковими організаціями та громадськістю, відповідаючи принципам відкритості екологічних даних, визначеним у Директиві 2003/4/ЄС та формую правову основу для активної участі зацікавленої громадськості у здійсненні контролю за станом атмосферного повітря.

Індикативні вимірювання, передбачені Директивою 2008/50/ЄС, відіграють ключову роль у розширенні моніторингу якості повітря, особливо в умовах обмежених ресурсів. Дослідники Kuula et al. [10] пропонують інтеграцію низьковартісних сенсорів для індикативних вимірювань $\text{PM}_{2.5}$ та NO_2 , що відповідають менш суворим вимогам якості даних, але забезпечують реальний час моніторингу в урбанізованих зонах, що є актуальним для України в умовах війни. Дослідження демонструють ефективність сенсорних мереж (наприклад, Kunak, Airly) для індикативних вимірювань, які дозволяють зменшити кількість фіксованих станцій і виявити локальні тренди забруднення NO_2 до 89% [11].

Директива 2008/50/ЄС має значний вплив на впровадження заходів, спрямованих на забезпечення доступу громадськості

до екологічної інформації, що відповідає європейським стандартам. Кейсом слугує створення в Україні автоматизованої системи «ЕкоСистема», яка сприяє публічному доступу до даних про стан атмосферного повітря в режимі реального часу. Проект співпрацює з Міністерством екології та природних ресурсів України та громадськими платформами, що зацікавлені в републікації екологічних даних, що дозволяє реалізувати ідею активної взаємодії громадянського суспільства і Уряду у сфері екологічної політики та захисту навколишнього природного середовища. Єдина екологічна платформа «ЕкоСистема» – це загальнодержавна автоматизована інформаційно-аналітична платформа, призначена для забезпечення доступу до екологічної інформації. Вона підтримує процеси створення, збору, отримання, зберігання, використання, поширення, захисту та охорони даних, а також забезпечує електронну взаємодію між фізичними особами, юридичними особами, підприємцями, надавачами адміністративних і публічних (електронних) послуг, а також центрами надання адміністративних послуг у сфері охорони довкілля [12].

Завдання ЕкоСистеми, зокрема, полягає у забезпеченні громадянам права на вільний доступ до даних про стан довкілля, підвищенні відкритості рішень, які приймають органи державної влади та місцевого самоврядування, а також у створенні дієвого механізму запобігання корупції та зміцненні громадського нагляду за використанням природних ресурсів. Ці завдання є ключовими для виконання Україною зобов'язань за Орхуською конвенцією. Ця конвенція, офіційно відома як Конвенція про доступ до інформації, участь громадськості в процесі

прийняття рішень та доступ до правосуддя з питань, що стосуються довкілля, ратифікована Україною в 1999 році, забезпечує правову основу для реалізації права громадян на доступ до екологічної інформації, участь у прийнятті екологічних рішень і захист своїх екологічних прав, сприяючи прозорості, запобіганню корупції та посиленню громадського контролю за управлінням природними ресурсами [13].

Імплементація принципів Директиви 2008/50/ЄС в Україні сприяла законодавчій підтримці громадського моніторингу якості повітря, що разом із положеннями Орхуської конвенції, яка гарантує доступ до екологічної інформації та участь громадськості в прийнятті рішень, стимулювала розвиток громадських моніторингових систем, таких як EcoCity [14], SaveDnipro [15], коаліція організацій, що займаються моніторингом та лобіюванням екополітики «Чисте повітря для України» [16].

Директива 2008/50/ЄС та Орхуська конвенція перетворюють громадян на активних учасників, надаючи громадським організаціям можливість здійснювати власні вимірювання за умови застосування сертифікованого обладнання.

Наступним важливим кроком у екологічну інтеграцію України з ЄС стало прийняття Наказу Міністерством охорони здоров'я України «Про затвердження державних медико-санітарних нормативів допустимого вмісту хімічних і біологічних речовин в атмосферному повітрі населених місць» від 10.05.2024 № 813. Він впроваджує європейські стандарти якості повітря, забезпечує механізми моніторингу відповідно до вимог ЄС, сприяє захисту здоров'я громадян на основі європейських підходів [17].

Методи дослідження

Індикативні вимірювання – це вимірювання, які відповідають вимогам щодо якості даних, які є менш суворими, ніж вимоги до фіксованих вимірювань [1, 2]. Згідно з Директивою 2008/50/ЄС про якість атмосферного повітря та чистіше повітря для Європи використання додаткових методів оцінки створює можливість зменшити необхідну мінімальну кількість фіксованих пунктів відбору проб. Індикативні вимірювання ґрунтуються на використанні портативних і доступних за вартістю пристроїв, таких як станція EcoCity, для

отримання даних у режимі реального часу. Відносно бюджетна ціна станцій дозволяє їх застосовувати у значно більшій кількості, ніж стаціонарні пости спостереження і, таким чином, отримати додаткове джерело інформації з великим покриттям. Водночас метод індикативних вимірювань є більш достовірним, ніж моделювання. Це зменшить фінансове та ресурсне навантаження на суб'єктів моніторингу – органів місцевого самоврядування [18].

Індикативні вимірювання показників якості атмосферного повітря проводились з

початку квітня 2024 року по третю декаду березня 2025 року в м. Харків та м. Кропивницький за допомогою громадської мережі моніторингу EcoCity. Дана система базується на автоматизованих станціях, які щохвилини фіксують показники забруднення та передають дані на сервер.

Станції EcoCity розроблені на платформі Arduino з використанням Ethernet для стабільного зв'язку. В якості сенсорів застосовувались такі пристрої:

- SDS011 – для вимірювання концентрації $PM_{2.5}$ та PM_{10} (похибка $\pm 10\%$);

- DHT22 – для визначення температури (точність $\pm 0,5^\circ\text{C}$) та відносної вологості (точність $\pm 5\%$);

- BMP180 – для фіксації атмосферного тиску (точність $\pm 1\text{ hPa}$);

- Мікрофон з підсилювачем – для оцінки рівня вуличного шуму (перетворення аналогового сигналу в цифровий);

- Трубка Гейгера з UART-інтерфейсом – для вимірювання радіаційного фону. [14].

У м. Харків фіксувалися тверді частки ($PM_{2.5}$, PM_{10}), радіаційний фон, аміак (NH_3), діоксид азоту (NO_2), монооксид вуглецю (CO). У м. Кропивницький – $PM_{2.5}$, PM_{10} , радіаційний фон.

Результати дослідження та обговорення

Аналіз концентрацій дрібнодисперсних часток $PM_{2.5}$ у м. Харків за період з 09.04.2024 по 20.03.2025 показав значну мінливість забруднення повітря за цим показником (Рис. 1). Середньодобове значення концентрації склало $8,31\text{ мкг/м}^3$, що нижче за представлені у Глобальних рекомендаціях ВООЗ щодо якості повітря та впливу на здоров'я добову гранично допустиму норму (15 мкг/м^3), але значно перевищує річний рекомендований рівень (5 мкг/м^3). Медіана ($4,28\text{ мкг/м}^3$) свідчить про те, що в більшість досліджуваних днів рівень забруднення був відносно низьким, але періодично спостерігалися різкі піки (максимум $188,70\text{ мкг/м}^3$). Висока мінливість даних підтверджується коефіцієнтом варіації (241%), що вказує на сильну неоднорідність концентрацій $PM_{2.5}$ за часом. Це також підкреслюється значним стандартним відхиленням ($20,00\text{ мкг/м}^3$) та великою дисперсією ($345,80$), що свідчить про наявність днів з екстремально високим рівнем забруднення. Результати перевірки нормальності розподілу ($6,85$) свідчать про

Для аналізу показників використовували нормативи якості повітря, а саме, гранично допустимі концентрації (ГДК), затверджені Міністерством охорони здоров'я України [17] та глобальні рекомендації ВООЗ щодо порогових значень і граничних значень для основних забруднюючих речовин, що становлять ризик для здоров'я [19].

Для всіх показників виконано статистичне оброблення даних, яке включало розрахунок таких характеристик: середнє арифметичне, медіана, максимум, мінімум, коефіцієнт варіації та дисперсія. Додатково оцінювалася нормальність розподілу за допомогою функцій Microsoft Excel. SKEW: визначає коефіцієнт асиметрії, який характеризує відхилення розподілу від симетричного. KURT: обчислює коефіцієнт ексцесу, що відображає ступінь гостроти піку розподілу порівняно з нормальним.

Для виявлення аномалій використано метод міжквартильного розмаху (IQR), який дозволив ідентифікувати періоди з екстремальними значеннями показників [20].

Використовуючи Microsoft Excel, для кожного досліджуваного параметра створено лінійні графіки, які ілюструють динаміку їхніх змін упродовж періоду дослідження.

його відхилення від нормального, що характерно для даних із рідкісними, але дуже високими значеннями.

Вищезазначені статистичні показники, зокрема, коефіцієнт варіації (241%) і стандартне відхилення ($20,00\text{ мкг/м}^3$), підкреслюють відсутність стабільності – що є типовим для прифронтового міста. Асиметрія даних ($6,85 > 0$) вказує на численні екстремальні значення, що відповідають періодам інтенсивних обстрілів.

Кластери аномальних значень для $PM_{2.5}$ зафіксовані тричі: 11 квітня 2024 (71 мкг/м^3), з 4 по 8 червня 2024 року (від $52,3$ до $188,7\text{ мкг/м}^3$) та з 10 по 14 червня 2024 року (від $43,8$ до $165,2\text{ мкг/м}^3$).

Незначні перевищення вмісту $PM_{2.5}$ спостерігалися 19 вересня 2024 та 30 січня 2024 та склали відповідно $34,33$ та $36,1\text{ мкг/м}^3$.

Розподіл концентрацій PM_{10} за цей же період спостережень представлений на рис 2. Середньодобова концентрація ($14,16\text{ мкг/м}^3$), нижча за європейські ліміти (50

мкг/м³) та не перевищує річний рекомендований орієнтир ВООЗ (15 мкг/м³). Проте справжню загрозу відображають не середні цифри, а вражаючий розкид значень – від майже чистого повітря (1,20 мкг/м³) до надзвичайно високих піків (198,90 мкг/м³), що перевищують норму до 4 разів. Ключові

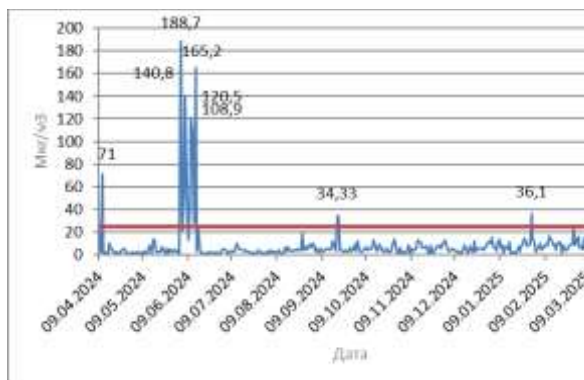


Рис. 1 – Розподіл концентрацій $PM_{2.5}$ у період з 09.04.2024 по 20.03.2025, мкг/м³, м. Харків

Fig. 1 – Distribution of $PM_{2.5}$ between April 9, 2024, and March 20, 2025, $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Kharkiv

нюючих речовин, яка не перевищує гранично допустиму концентрацію (ГДК) у 50 мкг/м³.

Але систематичні екстремальні викиди (коефіцієнт варіації 155%) демонструють непридатний для мирного часу рівень концентрації PM_{10} . «Важкий хвіст» розподілу (асиметрія $5,72 > 0$) вказує на регулярні надзвичайні події – вибухи, пожежі, руйнування, а також вторинні ефекти забруднення атмосферного повітря: підвищений пил від руїн, роботи техніки, генераторів.

Кластери аномальних значень твердих часток PM_{10} припадають на квітень, червень 2024 року та січень 2025 року. 11 квітня 2024 року концентрація забруднюючих речовин склала 138,9 мкг/м³.

З 4 по 8 червня 2024 року показники коливалися в межах від 54,9 мкг/м³ до 198,9 мкг/м³. З 10 по 14 червня 2024 року значення варіювалися від 46 мкг/м³ до 172,7 мкг/м³. 30 січня 2025 року рівень забруднення досяг 81,8 мкг/м³.

Незначні перевищення зафіксовані 19.09.2024 – 50,82 мкг/м³

Аналіз результатів вказує на значну нерівномірність забруднення $PM_{2.5}$ та PM_{10}

особливості розподілу такі: медіана (9,30 мкг/м³) суттєво нижча за середнє, що свідчить про те, що в 50% днів рівень забруднення залишався відносно безпечним, із більшістю даних у межах від 1,2 до 20,5 мкг/м³. Понад половина вимірювань вказує на низьку або помірну концентрацію забруд-

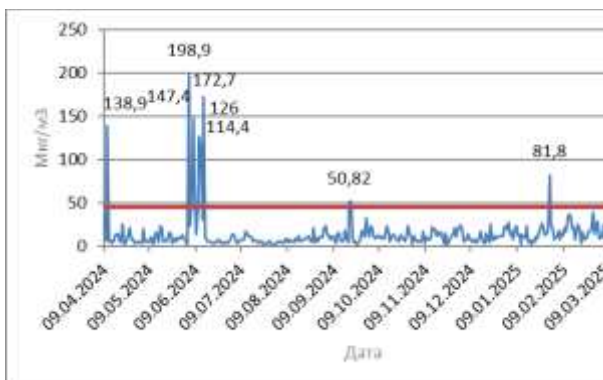


Рис. 2 – Розподіл концентрацій PM_{10} у період з 09.04.2024 по 20.03.2025, мкг/м³, м. Харків

Fig. 2 – Distribution of PM_{10} concentration between April 9, 2024, and March 20, 2025, $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Kharkiv

за період дослідження у м. Харків. Ключовою причиною нерівномірності показників є вплив бойових дій на стан атмосферного повітря у місті. Саме після масованих ударів по інфраструктурі фіксувалися піки максимального забруднення. Ракетні обстріли, пожежі руйнованих будівель призводять до миттєвих викидів великої кількості дрібно-дисперсних часточок. Після пошкоджень комунікацій місто стикається з вимушеним використанням генераторів, що збільшує викиди від неповного згоряння палива. Руйнування доріг та будівельні роботи також підвищують пиловий фон.

Дані моніторингу дрібнодисперсних часток $PM_{2.5}$ у м. Кропивницький за квітень 2024 – березень 2025 рр. розкривають помірний, але неоднорідний стан якості атмосферного повітря (Рис. 3). Середньодобова концентрація (6,26 мкг/м³) дещо перевищує річний орієнтир ВООЗ, але значно нижча за показники прифронтових міст. Медіана (4,10 мкг/м³) підтверджує, що в більшості днів рівень забруднення залишався у безпечному діапазоні. Проте спорадичні піки до 87,00 мкг/м³ (у 17 разів вище за медіану) свідчать про періодичні кризові ситуації за

досліджуваний період. Статистичні показники, зокрема, коефіцієнт варіації (128%), показує помірну, але значну мінливість. Ситуація за показником $PM_{2.5}$ більш стабільна, ніж у прифронтових містах, але виражена асиметрія ($5,53 > 0$) підтверджує наявність рідкісних інтенсивних викидів, які «витягують» середнє значення вгору, дисперсія

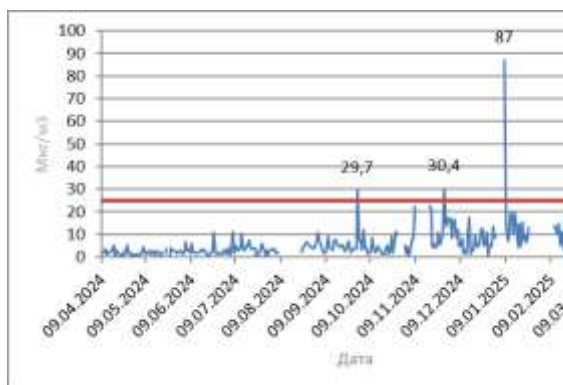


Рис. 3 – Розподіл концентрацій $PM_{2.5}$ у період з 09.04.2024 по 20.03.2025, $мкг/м^3$,

м. Кропивницький

Fig. 3 – Distribution of $PM_{2.5}$ concentrations between April 9, 2024, and March 20, 2025, $μg/m^3$, Kropyvnytskyi

Дані моніторингу за квітень 2024 – березень 2025 рр. демонструють помірний рівень забруднення грубими частинками PM_{10} у Кропивницькому. Середньодобова концентрація ($12,03 мкг/м^3$) знаходиться у межах європейських норм ($50 мкг/м^3$), але перевищує річний орієнтир ВООЗ ($15 мкг/м^3$). Медіана ($8,60 мкг/м^3$) свідчить, що для більшості днів характерний низький фоновий рівень, значний масив даних $\approx 60\%$, знаходиться у діапазоні від 1,1 до $10 мкг/м^3$ і не ГДК ($40 мкг/м^3$).

Незначні перевищення за цим показником виявлені 4 жовтня (51,5), 8 та 28 листопада (41,5 та 57,9 відповідно) 2024 року та 7 березня 2025 року (51, 2 $мкг/м^3$).

Помірна мінливість показника (коефіцієнт варіації складає 100%), вказує на стабільніші умови формування якості повітря ніж у прифронтових містах. Відносно слабка асиметрія (1,69) – екстремальні піки концентрацій PM_{10} трапляються рідше, ніж для $PM_{2.5}$. Стандартне відхилення 12,00 – типове для міст із переважанням автотранспортного та побутового забруднення (Рис.4).

(51,75) – значно нижча, ніж у зонах активних бойових дій, також вказує на періодичні явища, що порушують фоновий стан.

Кластери аномалій для $PM_{2.5}$ зафіксовані:

1. 30.09.2024 – $29,7 мкг/м^3$.
2. 28.11.2024 – $30,4 мкг/м^3$.
3. 08.01.2025 – $87 мкг/м^3$.



Рис. 4 – Розподіл концентрацій PM_{10} у період з 09.04.2024 по 20.03.2025, $мкг/м^3$,

м. Кропивницький

Fig. 4 – Distribution of $PM_{2.5}$ concentrations between April 9, 2024, and March 20, 2025, $μg/m^3$, Kropyvnytskyi

На противагу прифронтовому Харкову, де переважають кризові джерела забруднення та спостерігаються регулярні екстремальні піки, у Кропивницькому фоновий рівень часток $PM_{2.5}$ і PM_{10} формують класичні міські джерела забруднення, а саме, транспорт та промисловість. Окремі кластери аномалій, кількість яких була значне меншою, ніж у Харкові, також пов'язані з наслідками повітряних атак.

Дані моніторингу за квітень 2024 – березень 2025 рр. демонструють стабільний радіаційний фон у Харкові в умовах воєнного стану, про що свідчать низькі значення коефіцієнта варіації (18%) та мінімальний розкид між середнім ($11,03 мкР/год$) і медіаною ($10,73 мкР/год$). Незважаючи на окремі піки до $20,27 мкР/год$, які незначно перевищують природний фон ($10-20 мкР/год$), мінімальне значення ($6,64 мкР/год$) підтверджує відсутність критичних відхилень (Рис. 5).

Дослідження радіаційного фону у Кропивницькому за період з квітня 2024 по березень 2025 року виявило високий рівень його стабільності. Середнє значення $16,35 мкР/год$

та медіана 16,22 мкР/год демонструють мінімальні відхилення від центральної тенденції, що свідчить про відсутність систематичних збурень. Надзвичайно низький коефіцієнт варіації (12%), який вказує на мінімальну мінливість показників. Має стандартне відхилення (2,00 мкР/год) підтверджує високу сталість радіаційного фону Коефіцієнт асиметрії 0,25 свідчить про практично ідеальний нормальний розподіл даних (Рис. 6).

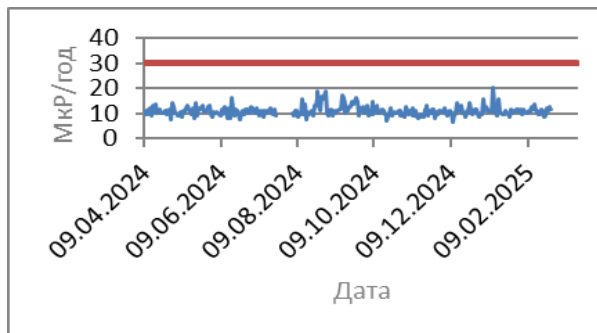


Рис. 5– Радіаційний фон у період з 09.04.2024–20.03.2025, мкР/год, м. Харків

Fig. 5 – Radiation background level during the period from 09.04.2024 to 20.03.2025, $\mu\text{R/h}$, Kharkiv

Дані моніторингу концентрації аміаку NH_3 за період спостережень виявляють, що значний масив даних ($\approx 75\%$) знаходиться у діапазоні від 0,03 до 0,16 мкг/м^3 , низька або помірна концентрація притаманна більшій половині вимірюваних даних та не перевищує ГДК – 40 мкг/м^3 .

Кластерів аномально високих значень не зафіксовано, проте відзначено зростання концентрації забруднюючого показника у такі періоди:

- з 24 по 30 серпня 2024 року: значення коливалися від 15,65 до 26,65 мкг/м^3 .
- з 13 по 17 вересня 2024 року: показники варіювалися від 13,37 до 15,66 мкг/м^3 .
- з 21 по 25 вересня 2024 року: концентрація становила від 11,47 до 19,43 мкг/м^3 . (Рис. 7).

Рівень варіації даних становить 485%, що свідчить про високу неоднорідність вибірки. Такий розкид обумовлений значним розбігом значень — від 0,03 мкг/м^3 до 26,62 мкг/м^3 , із різницею між мінімальним і максимальним показником у 26,59 мкг/м^3 . Високі значення дисперсії (19,46) та середньоквадратичного відхилення (6 мкг/м^3) підтверджують екстремальну розсіяність даних.

Порівняльний аналіз радіаційного фону Харкова та Кропивницького виявив, що максимуми обох міст не виходять за межі природного фону, радіаційна обстановка у містах є стабільною та безпечною. Кропивницький демонструє вищий середній фон (16,35 мкР/год) проти Харкова (11,03 мкР/год), що пов'язано з особливостями геологічної будови території, на якій розташований Кропивницький.

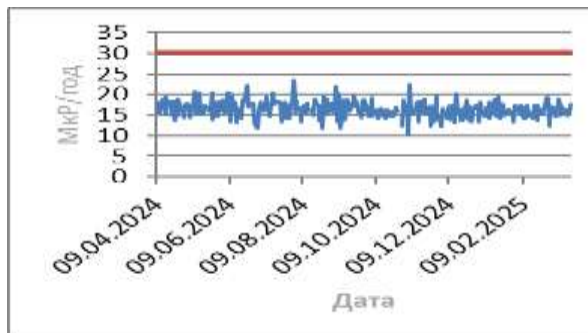


Рис. 6– Радіаційний фон у період з 09.04.2024–20.03.2025, мкР/год, м. Кропивницький

Fig. 6 – Radiation background level during the period from 09.04.2024 to 20.03.2025, $\mu\text{R/h}$, Kropyvnytskyi

Окремі результати вимірювань суттєво відрізняються від середньої величини, яка складає 1,24 мкг/м^3 . Коефіцієнт асиметрії 5,05 (>0) показує, що основна маса даних зосереджена в області низьких значень (медіана лише 0,11 мкг/м^3). В той же час існує декілька випадків високих значень, які «втягують» розподіл вправо. Короточасні різкі зростання можуть бути пов'язані з технологічними порушеннями, аварійними викидами з пошкоджених аміачних комунікацій внаслідок бойових дій.

Ці дані відображають новий тип екологічної загрози у воєнний час – епізодичні, але потужні хімічні викиди, що потребують спеціальних підходів до моніторингу та управління ризиками.

Дослідження концентрації діоксиду азоту (NO_2) у атмосферному повітрі проводилося протягом року – з 9 квітня 2024 по 20 березня 2025 року. Отримані дані дозволяють оцінити як середній рівень забруднення, так і динаміку коливань концентрацій цієї шкідливої речовини (Рис. 8). Середня концентрація NO_2 за вказаний період склала 23,69 мкг/м^3 , що незначно вище медіанного значення 22,58 мкг/м^3 . Така невелика різниця

між середнім і медіаною може свідчити про відносно симетричний розподіл даних без виражених викидів у той чи інший бік. Проте діапазон коливань концентрацій виявився досить значним – від мінімальних 5,48 мкг/м³ до максимальних 45,83 мкг/м³. Коефіцієнт варіації ($CV = 34\%$) підтверджує помірну мінливість рівнів забруднення протягом року.

Стандартне відхилення в 8,00 мкг/м³ підтверджує, що більшість значень групуються в межах ± 8 мкг/м³ від середнього

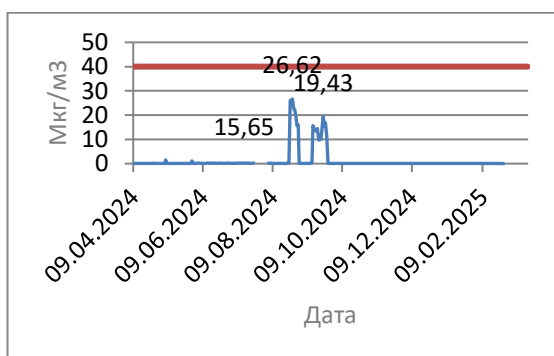


Рис. 7 – Розподіл концентрацій аміаку NH_3 у період з 09.04.2024–20.03.2025, мкг/м³, м. Харків

Fig. 7 – Distribution of ammonia NH_3 concentrations during the period from 09.04.2024 to 20.03.2025, $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Kharkiv

кетних ударів, а саме, горіння палива ракет, руйнування інфраструктури можуть давати короточасні, але дуже високі піки концентрацій азотистих сполук, включаючи NO_2 .

За результатами моніторингу якості повітря протягом року спостерігалися характе

рівня, основний масив даних (75%) знаходиться у діапазоні від 5,48 до 31 мкг/м³, що демонструє низькі або помірні концентрації забруднюючої речовини, які не перевищують ГДК (40 мкг/м³).

Кластер аномального підвищення NO_2 виявлений 23.08.2024 року. Концентрація – 45,83 мкг/м³.

Висока дисперсія (55,09) і широкий діапазон коливань концентрацій (5,48–45,83 мкг/м³) можуть пояснюватися впливом на якість показників атмосферного повітря ра

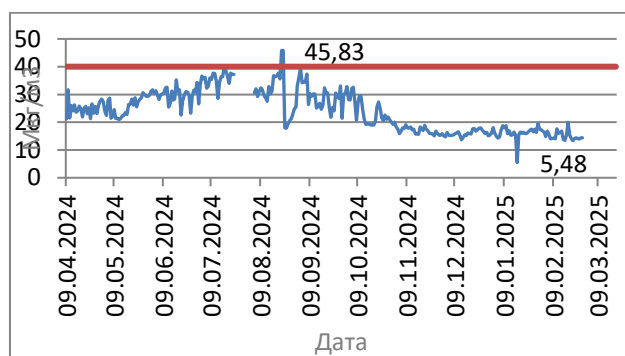


Рис. 8 – Розподіл концентрацій діоксиду азоту NO_2 , у період з 09.04.2024–20.03.2025, мкг/м³, м. Харків

Fig. 8 – Distribution of nitrogen dioxide NO_2 concentrations, during the period from 09.04.2024 to 20.03.2025, $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Kharkiv

ристики розподілу концентрацій монооксиду вуглецю: середньорічний рівень CO склав 1,38 мкг/м³, при цьому медіанне значення (1,20 мкг/м³) виявилось дещо нижчим за середнє, що може вказувати на наявність періодів з підвищеними концентраціями (Рис. 9). Мініма-



Рис. 9 – Розподіл концентрацій оксиду вуглецю CO у період з 9 квітня 2024 по 20 березня 2025 року, мкг/м³, м. Харків

Fig. 9 – Distribution of carbon monoxide (CO) concentrations during the period from 09.04.2024 to 20.03.2025, $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Kharkiv

льне значення ($0,40 \text{ мг/м}^3$) суттєво відрізняється від максимального ($2,63 \text{ мг/м}^3$), що свідчить про значну мінливість рівнів забруднення. Але основний масив індикативних вимірювань цього показнику ($\approx 75\%$) знаходиться у діапазоні від $1,2$ до $2,0 \text{ мг/м}^3$, та не перевищує норму ГДК – 3 мг/м^3 . Високий коефіцієнт варіації (145%) демонструє виражену нестабільність концентрацій СО протягом досліджуваного періоду. Стандартне відхилення ($2,00 \text{ мкг/м}^3$) та дисперсія ($0,26$) підтверджують значний розкид даних навколо середнього значення.

Висновки

Правові засади забезпечення моніторингу якості атмосферного повітря в Україні зазнали значного вдосконалення за останні п'ять років, що відповідає вимогам європейських стандартів, зокрема Директиви 2008/50/ЄС. Введення нових нормативних актів, таких як Постанова Кабінету Міністрів України № 827 від 14 серпня 2019 року та Наказ Міндовкілля № 147 від 2021 року, забезпечило гармонізацію національного законодавства з європейськими нормами, сприяючи стандартизації методик вимірювань, розміщенню пунктів спостереження та інтеграції сучасних інформаційно-аналітичних систем. Поєднання вимог Директиви 2008/50/ЄС та принципів Орхуської конвенції посилило громадський контроль за станом атмосферного повітря, сприяючи створенню незалежних моніторингових систем і підвищенню екологічної свідомості суспільства. Громадські моніторингові мережі, зокрема, EcoCity, довели свою ефективність у зборі даних у реальному часі, особливо в умовах війни. Ці мережі стали дієвим інструментом для оперативного визначення показників якості атмосферного повітря, зокрема в прифронтових містах, таких як Харків. Аналіз даних за період з квітня 2024 по березень 2025 року показав, що у Харкові спостерігаються різкі піки концентрацій $\text{PM}_{2.5}$ (до $188,7 \text{ мкг/м}^3$) та PM_{10} (до $198,9 \text{ мкг/м}^3$), пов'язані з бойовими діями, тоді як у Кропивницькому переважають класичні

Результат перевірки на нормальність розподілу ($0,35$) вказує, що розподіл даних наближається до нормального.

Мінливість концентрацій СО може бути пов'язана з впливом сезонності, метеорологічних умов, інтенсивністю автотранспорту, промисловими викидами, впливом бойових дій, зокрема, руйнування інфраструктури, пожежі тощо. Кластерів аномально високих значень концентрацій СО не виявлено, проте зафіксовано зниження концентрації цього забруднювача повітря у періоди з 24 по 31 серпня 2024 (від $0,41$ до $0,50 \text{ мг/м}^3$) та з 13 по 25 вересня 2024 від $0,43$ до $0,76 \text{ мг/м}^3$.

міські джерела забруднення ($\text{PM}_{2.5}$ до 87 мкг/м^3). Радіаційний фон у обох містах залишається стабільним і безпечним, хоча в Кропивницькому він дещо вищий ($16,35 \text{ мкР/год}$ проти $11,03 \text{ мкР/год}$ у Харкові) через геологічні особливості регіону.

Війна в Україні спричинила появу нового типу забруднення повітря, що характеризується короточасними, але інтенсивними викидами, особливо у прифронтових зонах. Концентрації NO_2 у Харкові демонструють різкі зростання (до $45,83 \text{ мкг/м}^3$) тривалістю 2–5 діб, що пов'язано з бойовими діями, тоді як мінливість концентрацій СО зумовлена сезонними, метеорологічними та антропогенними факторами. Аміак (NH_3) у Харкові також показує епізодичні підвищення, що можуть бути спричинені аварійними викидами через пошкодження інфраструктури.

Таким чином, індикативні вимірювання на основі громадських мереж є важливим інструментом для оцінки якості атмосферного повітря в умовах війни. Вони дозволяють оперативно виявляти аномалії та надавати дані для прийняття управлінських рішень. Подальший розвиток правового та технічного забезпечення моніторингу, а також інтеграція громадських і державних систем, сприятимуть підвищенню ефективності контролю за станом атмосферного повітря в Україні, особливо в умовах воєнного часу.

Конфлікт інтересів

Автори заявляють, що конфлікту інтересів щодо публікації цього рукопису немає. Крім того, автори повністю дотримувались етичних норм, включаючи плагіат, фальсифікацію даних та подвійну публікацію.

Внесок авторів: всі автори зробили рівний внесок у цю роботу.

В роботі не використано ресурс штучного інтелекту.

Список використаної літератури

1. Про якість атмосферного повітря та чистіше повітря для Європи: Директива 2008/50/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 21 травня 2008 року. URL : https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_950#Text (дата звернення: 20.07.2025).
2. Гололобова О., Дамбраускас В., Комар С. Правове забезпечення державного моніторингу якості атмосферного повітря в Україні. *Актуальні проблеми формальної і неформальної освіти з моніторингу довкілля та заповідної справи* : тези доповідей IV Міжнародної Інтернет-конференції (м. Харків, 18 квітня 2025 року). Харків: ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2025. С. 86–90. <https://ecology.karazin.ua/wp-content/uploads/2025/04/akt-probl-form-i-neform-osv-z-monit-dovk-ta-zapov-spr-2025.pdf>
3. Zalakeviciute R., Mejia D., Alvarez H., Bermeo X., Bonilla-Bedoya S., Rybarczyk Y., Lamb B. War Impact on Air Quality in Ukraine. *Sustainability*. 2022. Т. 14, № 21. С. 13832. DOI: <https://doi.org/10.3390/su142113832>
4. Hryhorczuk D., Levy B. S., Prodanchuk M., Korchevy O., Bazylevych N., Hryhorczuk A., Epperly T. The environmental health impacts of Russia's war on Ukraine. *Journal of Occupational Medicine and Toxicology*. 2024. Т. 19. С. 2. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12995-023-00398-y>
5. Leal Filho W., Eustachio J. H. P. P., Fedoruk M., Lisovska T. War in Ukraine: an overview of environmental impacts and consequences for human health. *Frontiers in Sustainable Resource Management*. 2024. Т. 3. DOI: <https://doi.org/10.3389/fsrma.2024.1423444>
6. Hanoshenko O., Halaktionov M., Huber-Humer M. Exploratory study on the impact of military actions on the environment and infrastructure in the current Ukraine war with a specific focus on waste management. *Waste Management & Research*. 2025. Т. 43, № 8. С. 1245–1259. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X241305909>
7. Деякі питання здійснення державного моніторингу в галузі охорони атмосферного повітря: Постанова Кабінету Міністрів України від 14.08.2019 № 827. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/827-2019-#Text> (дата звернення: 20.07.2025).
8. Про затвердження Порядку розміщення пунктів спостережень за забрудненням атмосферного повітря в зонах та агломераціях: Наказ Міністерства внутрішніх справ України від 21.04.2021 року № 300. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0635-21#Text> (дата звернення: 20.07.2025)
9. Про затвердження форми Програми державного моніторингу у галузі охорони атмосферного повітря : Наказ Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України № 147 від 2021 року. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0543-21#Text> (дата звернення: 20.07.2025).
10. Kuula J., Mäkelä T., Aurela M., Teinilä K., Varjonen S., González Fernández Ó., Timonen H. Size-resolved field performance of low-cost sensors for particulate matter air pollution. *Environmental Science & Technology Letters*. 2023. Т. 10, № 3. С. 247–253. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.3c00030>
11. Hofman J., Peters J., Stroobants C., Elst E., Baeyens B., Van Laer J., Spruyt M., Van Essche W., Delbare E., Roels B., Cochez A., Gillijns E., Van Poppel M. Air Quality Sensor Networks for Evidence-Based Policy Making: Best Practices for Actionable Insights. *Atmosphere*. 2022. Т. 13, № 6. С. 944. DOI: <https://doi.org/10.3390/atmos13060944>
12. Про Єдину екологічну платформу «ЕкоСистема»: Постанова Кабінету Міністрів України від 11.10.2021 № 1065. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1065-2021-%D0%BF#Text> (дата звернення: 20.07.2025).
13. Про доступ до інформації, участь громадськості в процесі прийняття рішень та доступ до правосуддя з питань, що стосуються довкілля. Орхуська Конвенція від 06.07.1999 р. Дата оновлення: 27.05.2005. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_015#Text (дата звернення: 20.07.2025).
14. Eco-City Громадський моніторинг стану якості повітря. URL: <https://eco-city.org.ua/> (дата звернення : 17.07.2025).
15. SaveDnipro - Громадська організація «SaveDnipro». URL: <https://www.savednipro.org/> (дата звернення : 17.07.2025).
16. Чисте повітря для України. URL: cleanair.org.ua (дата звернення : 17.07.2025).
17. Про затвердження державних медико-санітарних нормативів допустимого вмісту хімічних і біологічних речовин в атмосферному повітрі населених місць: Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 10.05.2024 № 813. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0763-24#Text> (дата звернення: 20.07.2025).
18. Громадський моніторинг якості повітря: переваги та процедура інтеграції в існуючу моніторингову систему. URL: <https://ecolog-ua.com/news/gromadskyy-monitoryng-yakosti-povitrya-perevagy-ta-procedura-integraciyi-v-isnuyuchu>
19. World Health Organization. Ambient (outdoor) air pollution. URL: [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health) (дата звернення: 20.07.2025).
20. Ліхонцова Т.А. Теорія імовірностей та математична статистика. К.: КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2018. 300 с. URL: <https://ela.kpi.ua/server/api/core/bitstreams/20037ecb-78e3-4fa6-9bfe-42dbcedc38e8/content>

Стаття надійшла до редакції 28.07.2025

Переглянуто 18.09.2025

Стаття рекомендована до друку 20.09.2025

Опубліковано 30.12.2025

O. O. GOLOLOBOVA¹, PhD (Agriculture),
Associate Professor of the Department of Environmental Monitoring and Protected Area
e-mail: elena.gololobova@karazin.ua ORCID <https://orcid.org/0000-0001-5558-2114>

T. S. RIEZNIK¹,
Bachelor
e-mail: rieznik2021.9512125@student.karazin.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0004-5154-3117>

V. O. DAMBRAUSKAS¹,
Bachelor
e-mail: valentyna.dambrauskas@student.karazin.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0005-0459-0268>

S. R. KOMAR¹,
Bachelor
e-mail: sofiia.komar@student.karazin.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0008-9709-3034>

¹V. N. Karazin Kharkiv National University,
4, Svobody Square, Kharkiv, 61022, Ukraine

INDICATIVE MEASUREMENTS OF AIR POLLUTION IN UKRAINE WITHIN THE LIMITS OF LEGAL HARMONIZATION WITH EUROPEAN STANDARDS (USING THE EXAMPLE OF KHARKIV AND KROPYVNYTSKY CITIES)

Purpose. To analyze the legal basis for indicative measurements of air quality in Ukraine and assess their effectiveness using the example of the cities of Kharkiv and Kropyvnytskyi in 2024–2025, taking into account the impact of military conditions.

Methods. System analysis, statistical.

Results. Compliance of national legislation with the requirements of Directive 2008/50/EC on indicative measurements of ambient air quality has been established. The EcoCity public network has become an effective tool for collecting data on ambient air quality in wartime. The study revealed significant differences in air quality between Kharkiv and Kropyvnytskyi due to the impact of hostilities. In Kharkiv, sharp peaks in PM_{2.5} and PM₁₀ concentrations were recorded, while in Kropyvnytskyi, traditional sources of pollution, in particular, transport and industry, with moderate PM_{2.5} indicators, prevail. The radiation background in both cities remained stable and safe, not exceeding the natural background. In Kropyvnytskyi, the average radiation background is higher than in Kharkiv, which is due to the geological features of the territory. In Kharkiv, short-term increases in NO₂ concentration lasting 2–5 days, typical of combat zones, were recorded. The variability of CO concentrations in Kharkiv is associated with seasonal factors, meteorological conditions, traffic intensity, industrial emissions and the impact of hostilities.

Conclusions. The legal framework for monitoring ambient air quality in Ukraine has been significantly improved over the past five years in accordance with European standards, in particular Directive 2008/50/EC. Military operations have caused a new type of air pollution with short-term but intense emissions, especially in frontline cities such as Kharkiv. Indicative measurements implemented through public networks, in particular EcoCity, have proven to be an effective tool for quickly determining air quality indicators in wartime.

KEY WORDS: *air quality monitoring, environmental legislation, indicative measurement, EcoCity public network*

Conflict of Interest

The authors declare no conflict of interest regarding the publication of this manuscript. Furthermore, the authors have fully adhered to ethical norms, including avoiding plagiarism, data falsification, and duplicate publication.

Authors Contribution: all authors have contributed equally to this work

The work does not use artificial intelligence resources.

References

1. European Parliament & Council of the European Union. (2008, May 21). On ambient air quality and cleaner air for Europe (Directive 2008/50/EC). Retrieved from https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_950#Text (in Ukrainian)
2. Gololobova, O., Dambrauskas, V., & Komar, S. (2025). Legal support of state monitoring of atmospheric air quality in Ukraine. *Actual problems of formal and non-formal education in environmental monitoring and reserve management*: Proceedings of the IV International Internet Conference, Kharkiv, April 18, 2025, 86–

90. V. N. Karazin Kharkiv National University. Retrieved from <https://ecology.karazin.ua/wp-content/uploads/2025/04/akt-probl-form-i-neform-osv-z-monit-dovk-ta-zapov-spr-2025.pdf> (in Ukrainian)
3. Zalakeviciute, R., Mejia, D., Alvarez, H., Bermeo, X., Bonilla-Bedoya, S., Rybarczyk, Y., & Lamb, B. (2022). War impact on air quality in Ukraine. *Sustainability*, 14(21), Article 13832. <https://doi.org/10.3390/su142113832>
4. Hryhorczuk, D., Levy, B. S., Prodanchuk, M., Korchevyy, O., Bazylevych, N., Hryhorczuk, A., & Epperly, T. (2024). The environmental health impacts of Russia's war on Ukraine. *Journal of Occupational Medicine and Toxicology*, 19(1), Article 2. <https://doi.org/10.1186/s12995-023-00398-y>
5. Leal Filho, W., Eustachio, J. H. P. P., Fedoruk, M., & Lisovska, T. (2024). War in Ukraine: An overview of environmental impacts and consequences for human health. *Frontiers in Sustainable Resource Management*, 3, Article 1423444. <https://doi.org/10.3389/fsrma.2024.1423444>
6. Hanoshenko, O., Halaktionov, M., & Huber-Humer, M. (2025). Exploratory study on the impact of military actions on the environment and infrastructure in the current Ukraine war with a specific focus on waste management. *Waste Management & Research*, 43(8), 1245–1259. <https://doi.org/10.1177/0734242X241305909>
7. Cabinet of Ministers of Ukraine. (2019, August 14). On some issues of state monitoring in the field of atmospheric air protection (Resolution No. 827). Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/827-2019-n#Text> (in Ukrainian)
8. Ministry of Internal Affairs of Ukraine. (2021, April 21). On approval of the Procedure for placement of atmospheric air pollution observation points in zones and agglomerations (Order No. 300). Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0635-21#Text> (in Ukrainian)
9. Ministry of Environmental Protection and Natural Resources of Ukraine. (2021). On approval of the form of the State Monitoring Program in the field of atmospheric air protection (Order No. 147). Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0543-21#Text> (in Ukrainian)
10. Kuula, J., Mäkelä, T., Aurela, M., Teinilä, K., Varjonen, S., González Fernández, Ó., & Timonen, H. (2023). Size-resolved field performance of low-cost sensors for particulate matter air pollution. *Environmental Science & Technology Letters*, 10(3), 247–253. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.3c00030>
11. Hofman, J., Peters, J., Stroobants, C., Elst, E., Baeyens, B., Van Laer, J., Spruyt, M., Van Essche, W., Delbare, E., Roels, B., Cochez, A., Gillijns, E., & Van Poppel, M. (2022). Air Quality Sensor Networks for Evidence-Based Policy Making: Best Practices for Actionable Insights. *Atmosphere*, 13(6), 944. <https://doi.org/10.3390/atmos13060944>
12. Cabinet of Ministers of Ukraine. (2021, October 11). On the Unified Environmental Platform "EcoSystem" (Resolution No. 1065). Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1065-2021-%D0%BF#Text> (in Ukrainian)
13. UNECE. (1999, June 25). Convention on access to information, public participation in decision-making and access to justice in environmental matters (Aarhus Convention). Retrieved from https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_015#Text
14. Eco-City. (n.d.). Public monitoring of air quality. Retrieved from <https://eco-city.org.ua/> (in Ukrainian)
15. SaveDnipro. (n.d.). SaveDnipro – Public organization "SaveDnipro". Retrieved from <https://www.savednipro.org/> (in Ukrainian)
16. Clean Air for Ukraine. (n.d.). Clean air for Ukraine. Retrieved from <https://cleanair.org.ua> (in Ukrainian)
17. Ministry of Health of Ukraine. (2024, May 10). On approval of state sanitary standards for permissible levels of chemical and biological substances in ambient air of populated areas (Order No. 813). Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0763-24#Text> (in Ukrainian)
18. Public air quality monitoring: Advantages and integration procedure into existing monitoring systems. (n.d.). Retrieved from <https://ecolog-ua.com/news/gromadskyy-monitoryng-yakosti-povitrya-perevagy-ta-procedura-integraciyi-v-isnuyuchu> (in Ukrainian)
19. World Health Organization. (n.d.). Ambient (outdoor) air pollution. Retrieved from [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
20. Likhousova, T. A. (2018). Probability theory and mathematical statistics: Lecture course. Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute. Retrieved from <https://ela.kpi.ua/server/api/core/bitstreams/20037ecb-78e3-4fa6-9bfe-42dbcedc38e8/content> (in Ukrainian)

The article was received by the editors 11.09.2025
The article is recommended for printing 22.10.2025

The article was revised 18.10.2025
This article published 30.12.2025

DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-02>

УДК (UDC): 504.4.54

В. В. ТЕРЗЕМАН¹,

аспірант кафедри екології та охорони довкілля

e-mail: mikkymailz@gmail.com

ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0004-2298-1003>

С. М. ЮРАСОВ¹, канд. техн. наук, доц.,

доцент кафедри екології та охорони довкілля

e-mail: urasen54@gmail.com

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-4312-249X>

¹Одеський національний університет імені І.І. Мечникова

вул. Львівська, 15, Одеса, 65016, Україна

СУЧАСНІ СВІТОВІ ТЕНДЕНЦІЇ В ПРОГНОЗУВАННІ ЯКОСТІ ВОД

Мета. Узагальнення сучасних наукових підходів до прогнозування якості води, виявлення основних тенденцій розвитку, оцінка переваг і недоліків найпоширеніших груп методів, а також визначення можливостей їх ефективного застосування в умовах сучасної України.

Методи. Застосовано адаптований підхід систематичного огляду за методологією PRISMA (Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analysis), візуальний та порівняльний аналізи.

Результати. На основі аналізу сучасних наукових публікацій з прогнозування якості води за 2020-2025 рр., класифіковано підходи до прогнозування за умовними групами методів з метою виявлення тенденцій у наукових дослідженнях. За допомогою табличного редактора розраховано частоту використання ключових слів у назвах публікацій, і за результатами розрахунку побудований хронологічний графік, що відображає динаміку щорічної частоти згадування ключових слів, які відповідають різним групам методів прогнозування. З аналізу графіку виявлено найпоширеніші групи методів, з чіткою позитивною тенденцією їх використання у наукових публікаціях. Також проведено оцінку переваг, обмежень та перспектив впровадження цих найпоширеніших груп методів у вітчизняній практиці, зокрема з урахуванням сучасних умов повномасштабної війни. Аналіз дозволив визначити найбільш релевантні та реалістично застосовувані підходи, а також вказав на потенційні складнощі. У світі активно досліджується застосування методів ХАІ для подолання проблеми “чорної скриньки” у прогнозуванні якості води. В Україні ХАІ застосовувався переважно в агросекторі, тоді як наукових досліджень із використанням ХАІ для прогнозування якості води автором не виявлено.

Висновки. Найпоширенішою групою методів прогнозування якості води є методи, пов’язані з використанням штучного інтелекту та машинного навчання. В Україні наявні дослідження з використанням штучного інтелекту та машинного навчання, переважно у вигляді гібридних методів, найчастіше поєднуючи дистанційне зондування та машинне навчання. Ці підходи демонструють високу ефективність в умовах повномасштабної війни, коли фізичний доступ до водного об’єкта обмежений або неможливий.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: оцінка якості вод, прогноз якості вод, штучний інтелект, машинне навчання, модель прогнозування

Як цитувати: Терзема В. В., Юрасов С. М. Сучасні світові тенденції в прогнозуванні якості вод. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2025. Вип. 33. С. 21-32. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-02>

In cites: Terzeman, V. V. & Yurasov, S. M. (2025). Modern global trends in water quality forecasting. *Visnyk of V.N. Karazin Kharkiv National University. Series Ecology*, (33), 21-32. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-02> (in Ukrainian)

Вступ

Якість водних ресурсів є одним із ключових чинників екологічної безпеки, сталого розвитку та здоров’я населення. В умовах глобальних кліматичних змін, зростання антропогенного навантаження, урбанізації та інтенсивного сільськогосподарського виробництва спостерігається стійка тенденція до

погіршення якості поверхневих і підземних вод. Це створює потребу у формуванні науково обґрунтованих систем прогнозування, які дозволяють не лише фіксувати поточний стан водних об’єктів, а й передбачати можливі зміни їх якості під впливом природних і техногенних чинників.

© Терзема В. В., Юрасов С. М., 2025



[This is an open access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

У сучасних умовах прогнозування якості вод набуває особливого значення як інструмент реалізації принципів превентивної екологічної політики, закріплених у міжнародних документах - зокрема, Водній рамковій директиві ЄС 2000/60/ЄС [1], Директиві 2008/105/ЄС [2], що вимагають забезпечення доступу до чистої води та належної санітарії.

Більшість країн світу (Україна, США, Канада, Китай, Японія, держави ЄС) передбачають у своєму екологічному законодавстві обов'язковість прогнозування якості води для оцінки стану водних об'єктів, управління скидами та планування водокористування [3, 4, 5, 6]. Проте у нормативно-правових актах зазвичай не визначено конкретних методів прогнозування, що стимулює активний розвиток наукових підходів і прикладних технологій у цій сфері. Саме наукові напрацювання сьогодні є основою для практичного застосування моделей прогнозу у водному менеджменті.

Сучасний етап розвитку прогнозування якості вод характеризується інтеграцією традиційних гідрологічних моделей з інноваційними цифровими технологіями. Такі підходи дозволяють не лише підвищити точність і оперативність прогнозів, а й забезпечити перехід від реактивного до превентивного управління станом водних екосистем.

Водночас відсутність уніфікованих методик, стандартизованих підходів до обробки багатоджерельних даних, а також необхідність адаптації моделей до локальних умов залишаються актуальними науковими проблемами. Це зумовлює потребу у систематизації сучасних тенденцій, аналізі переваг та обмежень новітніх методів прогнозування, а також

у формуванні рекомендацій щодо їх застосування в практиці екологічного моніторингу та управління водними ресурсами.

Завдання дослідження: проаналізувати сучасний стан наукових досліджень у сфері прогнозування якості поверхневих вод у світі, визначити сучасні тенденції до прогнозування якості вод, охарактеризувати найпоширеніші методи та підходи до прогнозування якості вод, визначити їх переваги та недоліки, а також можливості їх адаптації до українських умов.

Об'єкт дослідження – процес прогнозування якості вод у сучасних наукових дослідженнях.

Предмет дослідження – методи, моделі та технології прогнозування якості вод, включаючи інноваційні підходи, що застосовуються для оцінки та управління станом водних об'єктів.

Наукова новизна полягає у систематизації сучасних тенденцій прогнозування якості води на основі аналізу 6000 наукових публікацій за 2020–2025 рр. та у визначенні домінуючих груп методів. Запропоновано аналітичний підхід до виявлення динаміки поширення методів прогнозування за ключовими словами. Проведено оцінку можливостей впровадження найпоширеніших сучасних методів в умовах сучасної України, зокрема за обмеженого фізичного доступу до водних об'єктів у період воєнних дій. Виявлено відсутність використання методів XAI (SHAP, LIME) у вітчизняних публікаціях прогнозування якості води, що визначає перспективний напрям подальших наукових досліджень.

Сучасні підходи до прогнозування якості вод

У сучасних наукових дослідженнях спостерігається значна різноманітність методів та інструментів, що застосовуються для прогнозування якості води. Швидкий розвиток цифрових технологій зумовив появу численних підходів і моделей, які відрізняються як за рівнем деталізації, так і за принципами роботи. Визначення сучасних тенденцій у цій сфері є складним завданням, оскільки потребує систематизації великої кількості існуючих методів. Цей процес ускладнюється тим, що окремі методи можуть бути авторськими розробками, використаними лише у кількох наукових дослідженнях, що робить їх статистичну ідентифікацію серед десятків тисяч публікацій практично неможливою без попереднього

знання про їхнє існування.

Крім того, значна кількість підходів має тенденцію до перетинання за використаним інструментарієм або концептуальними основами, що створює додаткові труднощі при їх класифікації. З огляду на це, для забезпечення структурованості аналізу та порівняльної оцінки, у даному дослідженні всі виявлені методи прогнозування якості води умовно згруповані за основним підходом, типом інструментарію або програмного забезпечення тощо. До таких груп належать:

– AI/ML – використання штучного інтелекту та машинного навчання для автоматизованого аналізу даних і прогнозування складних нелінійних процесів;

– статистичні моделі – базується на виявленні та кількісному описі зв'язків між параметрами, прогнозування зміни параметрів за допомогою математичних залежностей;

– фізико-гідрологічні моделі – базується на описі реальних фізичних, хімічних та біологічних процесів, що відбуваються у водному середовищі, водні процеси описуються системами диференціальних рівнянь, які ґрунтуються на законах збереження маси, енергії та імпульсу. Моделі враховують такі явища, як опади, інфільтрація, поверхневий і ґрунтовий стік, транспорт забруднювачів, осадження, біогеохімічні реакції тощо;

– ГІС методи, в яких використовуються геоінформаційні системи (ГІС) для просторового аналізу, моделювання та візуалізації процесів, що впливають на якість води);

– дистанційне зондування – методи зумовлені використанням технологій дистанційного зондування Землі (ДЗЗ, Remote Sensing), тобто отримання, обробка та аналіз даних про поверхню водойм і навколишнє середовище з космосу або з повітря (супутники, безпілотники, аерозйомка);

– IoT та біосенсори – методи в яких використовуються технології Інтернету речей (IoT, Internet of Things) та біосенсорних систем для моніторингу якості вод в режимі реального часу;

– гібридні – моделі, засновані на поєднанні двох або більше методів моделювання (статистичних, машинного навчання, гідрологічних, процесно-орієнтованих або нечітко-логічних, тощо). Основна мета таких моделей – компенсувати слабкі сторони окремих методів, підвищуючи точність, стабільність та інтерпретованість прогнозів якості води;

– моделі нечіткої логіки об'єднують в собі методи прогнозування, що базуються на нечіткій логіці (fuzzy logic) – підході, який дозволяє описувати складні, неповністю визначені або неточні процеси природного середовища за допомогою мовних правил, лінгвістичних змінних та функцій належності, а не жорстких математичних рівнянь.

Така класифікація дозволяє всебічно проаналізувати сучасні підходи до прогнозування якості води та визначити провідні тенденції їх розвитку.

Сучасні тенденції прогнозування якості вод

Для аналізу тенденцій розвитку методів прогнозування якості води використано наукову базу Springer Nature Link, де проведено пошук за ключовими словами “Water quality forecast” та “Water quality prediction” за період 2020-2025 рр. Пошук здійснювався з використанням фільтрів: тип публікації – “Research Article”, сортування – за релевантністю. Для кожного року експортовано результати у форматі CSV, що включали по 1000 наукових статей, а загальна вибірка становила 6000 публікацій.

Подальший етап передбачав автоматизований підрахунок кількості статей, у назвах яких зустрічаються ключові слова, пов'язані з певними групами методів прогнозування якості води (зокрема, методи штучного інтелекту, статистичні, процесно-орієнтовані, гібридні тощо), який виконано в середовищі Google Sheets з використанням функції (1):

$$=SUM(ARRAYFORMULA(N(REGEXMATCH(LOWER(A2:$A),"KC1|KC2|...KCn")))), \quad (1)$$

де *ARRAYFORMULA* – дозволяє застосовувати функцію одразу до всього діапазону;

N – перетворює логічні значення True/False у числові 1/0;

REGEXMATCH – функція, що перевіряє, чи відповідає текст заданому шаблону;

LOWER – змінює регістр діапазона на нижній;

"KC1|KC2|...KCn" – шаблон з ключовими словами відповідно до груп методів.

Ця формула дозволяє автоматично порахувати кількість публікацій, у назві яких присутні зазначені ключові слова, що відносяться до певних методів прогнозування:

– AI/ML (“shap, lime, ai, ann, ffnn, rnn, lstm, gru, cnn, neural network, neural, ml, machine learning, svm, dt, decision tree, knn, xgboost, lightgbm, catboost, learning, xai, explainable”)

– Статистичні методи (“multiple linear regression, linear, principal component analysis, pca, mlr, correlation, trend, regression, multivariate, statistical”)

– фізико-гідрологічні (“hspf, hydrologi-

cal simulation program, fortran| mike she, hydrus, qual2k, wasp, modflow, process-based model, hydrological model, swat, soil and water assessment tool, physically-based, distributed hydrological model”)

– ГІС моделі (“archydro, arcswat, qgis, gis, grass gis hydrology tools, aquatox, sparrow, geographic”)

– дистанційне зондування (“satellite imagery, surface temperature, lst, landsat, sentinel, modis, aster, google earth engine, erdas imagine, envi, snap, remote sensing, hyperspectral imaging”)

– IoT та біосенсори (“arduino, raspberry, esp32, iot, blynk, ubidots, boisensors, smart sensors, internet of things, wireless sensor networks, wsn|real-time monitoring, real-time, nanobi-sensors”)

– Гібридні моделі (“hybrid, fusion, ann-svm, cnn-lstm, ga-ann, pso-svm, coupled, multi-model, swat-ann, swat-svm, swat-lstm, swat-cnn-lstm, fuzzy-ann, fuzzy-ga, wavelet-ann, arima-ann, lstm-cnn, model fusion, integration, combine, coupling, cps, cyber-physical system, mirroring, virtual sensor, digital twin, microsoft azure, siemens mindsphere, dhi mike, epanet, openmi, ansys, twin”)

– Fuzzy logic (“fuzzy, fis, fuzzy model, frbs, neuro-fuzzy, anfis, fdss, cikit-fuzzy, simpful”)

Звичайно, такий підхід має свої недоліки – він не враховує авторські мето-

дики, а також ті випадки, коли у назві статті відсутня згадка конкретного методу, моделі чи інструменту. Проте отримані результати є достатніми для кількісного аналізу динаміки використання різних методів прогнозування якості води, побудови часових графіків популярності та визначення загальних тенденцій розвитку наукових досліджень у цій сфері.

На основі отриманих результатів обчислень сформована узагальнювальна таблиця (табл.1), у якій представлено кількість наукових публікацій, у назвах яких зустрічаються ключові слова, пов’язані з окремими групами методів прогнозування, за кожен рік у періоді з 2020 по 2025 рр.

Визначено (рис. 1) динаміку використання ключових слів, які відповідають різним групам методів прогнозування якості води у наукових публікаціях за період з 2020 по 2025 рік, що дозволяє простежити зміни у частоті згадуваності окремих груп методологічних підходів у часі, що, своєю чергою, дає змогу виявити тенденції розвитку наукових досліджень у сфері прогнозування якості вод та визначити найбільш актуальні напрями сучасних досліджень.

Аналіз отриманих результатів свідчить, що найбільш поширеним і динамічно зростаючим напрямом у прогнозуванні якості води є методи, засновані на штучному інтелекті (AI) та машинному навчанні (ML).

Таблиця 1

Розподіл наукових публікацій за ключовими словами, що відображають групи методів прогнозування якості води (2020–2025)

Distribution of scientific publications by keywords reflecting groups of water quality prediction methods (2020–2025)

Table 1

Група методів	2020	2021	2022	2023	2024	2025
AI/ML	304	375	407	469	553	589
Statistical methods	63	67	70	83	64	59
Process-based model	8	11	14	16	16	9
GIS	18	13	18	20	15	17
Remote sensing	73	94	85	94	117	112
IoT and biosensors	17	31	40	50	35	48
Hybrid	58	77	100	97	148	147
Fuzzy Logic	20	30	33	26	23	20

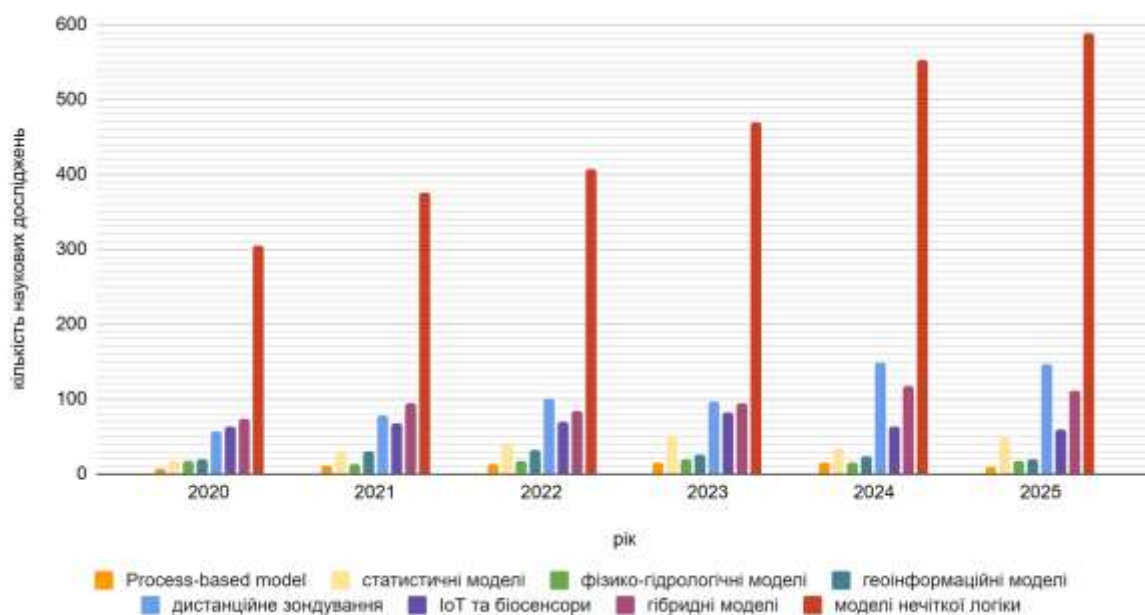


Рис. 1 – Динаміка поширення груп методів за ключовими словами в наукових публікаціях з прогнозу якості вод за період з 2020 по 2025 рр.

Fig. 1 – Dynamics of the prevalence of method groups based on keywords in scientific publications on water quality forecasting for the period 2020–2025

За період 2020–2025 рр. цей напрям демонструє чітко виражену позитивну тенденцію. Зокрема, у 2025 році понад половину аналізованих досліджень (589 із 1000), присвячених прогнозуванню якості вод, пов'язано із застосуванням алгоритмів ШІ та ML. З помітним відставанням, але також зі стабільним позитивним трендом, виділяється група гібридних моделей, які поєднують різні підходи до моделювання. Невелике зростання спостерігається і для методів, заснованих на дистанційному зондуванні (remote sensing). Водночас інші групи моделей не демонструють чітко вираженої позитивної динаміки протягом останніх п'яти років.

Штучний інтелект / машинне навчання (AI/ML)

AI – це здатність створеної системи набувати, обробляти й застосовувати знання та навички для досягнення конкретних цілей. [7]

Машинне навчання (ML) – це підрозділ штучного інтелекту, який дозволяє комп'ютерним системам самостійно знаходити закономірності в даних і робити прогнози без явного програмування правил.

AI/ML підходи в прогнозуванні якості

води ставлять за мету виявити складні нелінійні залежності між вхідними даними (часові ряди сенсорів, супутникові індекси, гідрометео-дані, землекористування, стоки) і вихідними показниками якості (DO, хлорофіл-а, мутність, нітрати, WQI тощо). Замість ручного виведення емпіричних формул, моделі «вчать» на історичних даних і потім прогнозують майбутні значення [8, 9, 10, 11].

Методи штучного інтелекту та машинного навчання (AI/ML) відкривають нові можливості для підвищення точності прогнозування якості води. Їхня головна перевага полягає в адаптивності та здатності виявляти складні нелінійні взаємозв'язки між параметрами середовища, які часто залишаються поза межами традиційних моделей. AI/ML легко інтегрують різноманітні джерела даних (від супутникових і сенсорних систем до метеорологічних показників), забезпечуючи цілісний аналіз стану водних об'єктів. Швидкість побудови моделей і простота налаштування дозволяють оперативно створювати ефективні інструменти для управління водними ресурсами.

Разом із тим, використання AI/ML у водному прогнозуванні має певні обмежен-

ня. Ефективність таких моделей значною мірою залежить від обсягу та якості історичних даних, а наявність шуму або пропусків може суттєво вплинути на результати. Моделі часто мають проблеми з узагальненням: алгоритм, навчений на одному басейні, не завжди адекватно працює в іншому без додаткової адаптації. Для зменшення невизначеності прогнозів застосовують ансамблеві або байєсівські підходи, проте це збільшує обчислювальні витрати. Нарешті, операційне впровадження таких систем потребує регулярного калібрування, технічного супроводу та надійної інфраструктури збору й передачі даних.

Багато сучасних моделей ШІ (особливо глибинні нейронні мережі, як CNN, LSTM, чи трансформери) функціонують як “чорні скриньки” – вони можуть робити надзвичайно точні прогнози, але процес прийняття рішення залишається незрозумілим. Для запобігання ефекту “чорної скриньки” використовують XAI (Explainable Artificial Intelligence – пояснюваний штучний інтелект) – це напрям у розвитку штучного інтелекту, який спрямований на те, щоб зробити роботу моделей машинного навчання більш прозорою, зрозумілою та інтерпретованою для людини. Його основна мета – пояснити, як і чому модель приймає певне рішення, зберігаючи при цьому високу точність прогнозів [12].

XAI пропонує набір методів і підходів, що дозволяють пояснити внутрішню логіку роботи моделі або локально інтерпретувати окремі рішення. Серед них варто виділити такі методи як LIME (Local interpretable Model-agnostic Explanations), що аналізує, як зміна вхідних параметрів у конкретному прикладі впливає на прогноз та SHAP (SHapley Additive exPlanations), що використовує ідеї з теорії ігор для визначення внеску кожного параметра у кінцевий результат (який фактор “зважив” найбільше) [13].

Супутникове та дистанційне зондування (*RS – Remote Sensing*).

Дистанційне зондування – це спосіб збору та аналізу даних з метою отримання інформації про об’єкт без безпосереднього контакту приладу, що здійснює вимірювання, з цим об’єктом [14]

Метод дистанційного зондування (RS –

Remote Sensing) ґрунтується на отриманні, аналізі та інтерпретації даних про поверхню водних об’єктів із супутників, безпілотників або літаків. Він використовує сенсори, що реєструють відбиту або випромінену енергію у різних спектральних діапазонах (видимому, інфрачервоному, радіохвильовому) [15].

Ці дані дозволяють визначати оптичні та фізико-хімічні характеристики води, наприклад: концентрацію хлорофілу а (як індикатора евтрофікації); вміст завислих речовин (TSS); прозорість (Secchi depth); температуру поверхні води; ступінь цвітіння води; наявність нафтопродуктів чи інших забруднень.

RS використовується не лише для моніторингу, але й для побудови моделей прогнозування змін якості води. Дані супутників (наприклад, Landsat 8–9, Sentinel–2, MODIS, VIIRS) поєднуються з наземними вимірюваннями та кліматичними даними. На їх основі створюються емпіричні або машинні моделі, що дозволяють прогнозувати короткострокові зміни якості води (від 1 до 30 діб) та сезонні або довгострокові тенденції через поєднання з кліматичними та гідрологічними моделями [16].

Метод дистанційного зондування (Remote Sensing, RS) є одним із найперспективніших напрямів у прогнозуванні якості вод, оскільки забезпечує широке територіальне охоплення та можливість моніторингу навіть важкодоступних або небезпечних ділянок. Сучасні супутникові платформи, такі як Sentinel (програма Copernicus) чи місії NASA, дозволяють отримувати знімки з високою частотою оновлення (кожні 3–5 діб), що робить можливим оперативне відстеження змін у стані водних екосистем. Значною перевагою RS є також економічна ефективність: значна частина супутникових даних є відкритою та доступною для наукових досліджень.

Водночас метод дистанційного зондування має низку обмежень, які потребують урахування при практичному застосуванні. Зокрема, точність аналізу зменшується за умов хмарності, високої каламутності або малої глибини водоем. Крім того, RS дозволяє визначати лише обмежений набір показників якості води (наприклад, хлорофіл-а, зважені речовини, прозорість), тоді як такі

параметри, як концентрація важких металів чи токсичних сполук, вимагають лабораторних методів. Отримані супутникові дані потребують обов'язкової калібровки за наземними спостереженнями, що забезпечує їх достовірність. Ще однією проблемою є необхідність обробки великих обсягів даних, для чого використовують спеціалізовані програмні середовища (Google Earth Engine, ENVI, SNAP), що вимагає відповідної технічної підготовки та обчислювальних ресурсів.

Гібридні моделі. Гібридні моделі прогнозування якості води поєднують два або більше підходи — наприклад, фізико-гідрологічні (process-/physically-based) моделі + моделі на основі машинного навчання або статистичні алгоритми. Такий підхід дозволяє використовувати переваги кожного з компонентів: механістичну обґрунтованість фізико-гідрологічних моделей та адаптивність-ефективність даних-керованих моделей. Наприклад, у дослідженні використано модель на основі SWAT (Soil and Water Assessment Tool) як фізико-гідрологічну платформу, а вихідні дані цієї моделі служили вхідними змінними для рекурентної нейронної мережі LSTM (Long Short-Term Memory) для прогнозування загального фосфору. [17]

У іншому дослідженні застосовано комбінацію хвильового перетворення (wavelet transform) + ANN + LSTM для прогнозування якості води річки Jinjiang. [18]

Узагальнений механізм побудови гібридної моделі прогнозування якості води, на прикладі комбінування статистичних та машинно-навчальних методів [18], виглядає наступним чином: на першому етапі здійснюється попередня обробка та нормалізація вхідних даних, що можуть походити як з натурних спостережень, так і з дистанційного зондування. Далі застосовується метод декомпозиції (наприклад, хвильове або емпіричне модове розкладання) для виокремлення трендових і флуктуаційних компонент часових рядів, що дозволяє зменшити шум і підвищити роздільну здатність сигналу. Отримані компоненти подаються на вхід

алгоритмів машинного навчання або нейронних мереж (зокрема ANN, LSTM чи CNN), які виконують прогнозування окремо для кожної компоненти. На завершальному етапі здійснюється реконструкція прогнозу шляхом об'єднання результатів часткових моделей у єдиний інтегрований прогноз якості води. Такий механізм поєднує аналітичну точність статистичних моделей із адаптивністю та здатністю до нелінійного навчання методів штучного інтелекту, що забезпечує підвищену надійність прогнозів у складних гідроекологічних системах.

Гібридні моделі прогнозування якості води поєднують переваги фізико-гідрологічних та інтелектуальних підходів, що забезпечує підвищену точність і надійність результатів. Наприклад, у дослідженні ARIMA–MLP–Grasshopper hybrid модель показала значно кращі результати, ніж окремі ARIMA або MLP. [19].

Крім того, гібридні підходи демонструють гнучкість у застосуванні — вони ефективні як для короткострокового прогнозування концентрацій забруднювачів (завдяки ML–компонентам), так і для середньо– чи довгострокового сценарного аналізу з урахуванням кліматичних або антропогенних впливів. Додатковою перевагою є можливість роботи з обмеженими чи неповними даними, коли процесна модель формує базовий прогноз, а модуль машинного навчання уточнює його на основі доступних спостережень.

Водночас використання гібридних систем супроводжується низкою суттєвих обмежень. Основними недоліками є їхня висока складність, ресурсоемність та потреба у великому обсязі якісних даних для навчання і калібрування. Інтеграція різних підходів у межах однієї моделі ускладнює процес налаштування й інтерпретації результатів, адже важко однозначно визначити внесок кожного компонента у кінцевий прогноз. Крім того, такі моделі часто демонструють обмежену переносимість — результати, отримані для одного річкового басейну чи регіону, не завжди можна безпосередньо адаптувати до інших умов без повторної калібрування або реконфігурації.

Результати дослідження

На сьогодні в Україні застосування методів прогнозування якості вод перебуває

на етапі поступового розвитку та інтеграції з європейськими практиками управління

водними ресурсами. Аналіз існуючих підходів свідчить про суттєву різницю між теоретичним потенціалом сучасних моделей та реальними можливостями їх використання у національній системі моніторингу, що зумовлено як технологічними, так і інституційними обмеженнями.

Задля аналізу можливості імплементації сучасних методів прогнозування якості вод в умовах України створено узагальнену таблицю (табл. 2), в якій вказані найпоширеніші сучасні методи, їх недоліки та переваги, а також на який прогностичний період їх можна використовувати.

Таблиця 2

Узагальнена таблиця найпоширеніших сучасних методів прогнозування якості води

Table 2

Generalized Table of Modern Water Quality Prediction Methods

Метод прогнозування	Період прогнозу	Переваги	Недоліки
Штучний інтелект, машинне навчання (AI, ML)	Коротко-строковий	Висока точність при достатньому обсязі даних; здатність враховувати нелінійні залежності; можливість онлайн-оновлення.	Вимагає великого масиву якісних даних; обмежене пояснення процесів; складність адаптації до інших водойм.
Метод дистанційного зондування (RS)	Коротко- та середньостроковий	Велике охоплення території; доступність даних; придатний для важкодоступних регіонів.	Обмежена роздільна здатність; залежність від погодних умов; потрібна калібровка з польовими даними.
Гібридні моделі (Hybrid Models)	Коротко-, середньо- та довгостроковий	Підвищена точність; здатні враховувати як просторові, так і часові закономірності; підвищена стійкість до неповних або шумних даних; можливість інтеграції з кліматичними сценаріями.	Висока складність реалізації та калібрування; велике навантаження на обчислювальні ресурси; потреба в експертному налаштуванні всіх компонентів (статистична, фізико-гідрологічна, машинне навчання)

Методи штучного інтелекту та машинного навчання (AI/ML) в Україні набувають все ширшого застосування у сфері водного моніторингу та прогнозування [20]. Ці методи мають значний потенціал у воєнний час, оскільки не потребують безпосереднього доступу до водойм і можуть працювати на основі історичних чи дистанційних даних. Основним обмеженням методів штучного інтелекту є наявність ефекту «чорної скриньки», що ускладнює інтерпретацію результатів і знижує довіру до прогнозів.

Сучасні підходи з використанням пояснювального штучного інтелекту (XAI), зокрема методи SHAP (SHapley Additive exPlanations) та LIME (Local Interpretable Model-agnostic Explanations), спрямовані на подолання цієї проблеми шляхом забезпечення прозорості у прийнятті рішень моделями.

В Україні наявні лише поодинокі приклади застосування XAI у наукових

дослідженнях [21], однак аналіз доступних публікацій не виявив випадків використання SHAP або LIME у прогнозуванні якості води.

Методи дистанційного зондування Землі (RS) демонструють високу ефективність для контролю стану поверхневих вод в Україні [22], особливо за відсутності стабільної польової мережі спостережень. Супутникові платформи Sentinel, Landsat і MODIS дозволяють отримувати просторово узгоджені дані про стан водойм, температурний режим, цвітіння водоростей та зміни площі водного дзеркала. Використання RS є найбільш реалістичним під час війни, коли наземний моніторинг обмежений або небезпечний, тоді як у післявоєнний період їхнє поєднання з наземними вимірюваннями забезпечить основу для побудови систем сталого моніторингу та прогнозу якості води на регіональному рівні.

Гібридні моделі наразі перебувають в Україні на стадії експериментальних

досліджень [22, 23]. Їхній розвиток ускладнюється обмеженою кількістю вхідних даних та нестабільністю моніторингових мереж у воєнний час. Проте у післявоєнний період гібридні системи мають значний

потенціал, оскільки дозволяють підвищити точність прогнозів, врахувати сценарії кліматичних і антропогенних змін та інтегрувати різні джерела інформації.

Висновки

Аналіз наукових публікацій за останні п'ять років засвідчив, що найбільш поширеною групою методів прогнозування якості води залишаються підходи, засновані на використанні штучного інтелекту та алгоритмів машинного навчання.

В українських наукових дослідженнях простежується застосування методів штучного інтелекту та машинного навчання, переважно у складі гібридних моделей, що поєднують технології дистанційного зондування із технологіями машинного навчання.

Такі підходи демонструють високу адаптивність і практичну ефективність в

умовах воєнного часу, коли прямий фізичний доступ до водних об'єктів є обмеженим або неможливим.

На міжнародному рівні активно розвивається напрям застосування методів Explainable Artificial Intelligence (ХАІ) для подолання проблеми “чорної скриньки” у прогнозних моделях якості води.

В Україні подібні інструменти наразі застосовуються переважно в аграрних дослідженнях, тоді як публікацій, присвячених використанню ХАІ у контексті прогнозування якості води, автором не виявлено.

Конфлікт інтересів

Автори заявляють, що конфлікту інтересів щодо публікації цього рукопису немає. Крім того, автори повністю дотримувались етичних норм, включаючи плагіат, фальсифікацію даних та подвійну публікацію.

Внесок авторів: всі автори зробили рівний внесок у цю роботу

В роботі залучено інструменти ІІІ для вирішення конкретної технічної задачі: автоматизації пакетного аналізу текстових даних у середовищі Google Sheets. ІІІ використано для написання складного запиту (1), здатного одночасно обробляти масив назв та підраховувати входження за набором ключових слів. Усі аналітичні етапи дослідження виконані авторами.

Список використаної літератури

1. Council Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. URL: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj/eng> (дата звернення: 10.10.2025)
2. Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. URL: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/105/oj/eng> (дата звернення: 10.10.2025)
3. Водний кодекс України: Закон України від 06 червня 1995 р. № 213/95-ВР. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80#Text> (дата звернення: 10.10.2025)
4. Конвенція про право використання міжнародних водотоків у цілях, відмінних від судноплавства: прийнята Резолюцією 51/229 Генеральної Асамблеї ООН від 21 травня 1997 р. Нью-Йорк: Організація Об'єднаних Націй, 1997. URL: https://legal.un.org/ilc/texts/instruments/english/conventions/8_3_1997.pdf (дата звернення: 10.10.2025)
5. Water Pollution Prevention Act (Act No. 138 of 1970) [Закон Японії про запобігання забрудненню вод: №138 від 25 грудня 1970 р.]. Токіо: Уряд Японії, 1970. URL: <https://www.japaneselawtranslation.go.jp/en/laws/view/2815> (дата звернення: 10.10.2025)
6. Canadian Environmental Protection Act, 1999 [Акт про охорону навколишнього середовища Канади, 1999]. Ottawa: Government of Canada, 1999. S.C. 1999. P. 33. URL: <https://laws-lois.justice.gc.ca/eng/acts/c-15.31/> (дата звернення: 10.10.2025)
7. ISO/IEC 22989:2022. Information technology. Artificial intelligence. Artificial intelligence concepts and

- terminology. Geneva: International Organization for Standardization, 2022. URL: <https://www.iso.org/standard/74296.html> (дата звернення 18.10.2025)
8. Zhu, M., Wang, J., Yang, X., Zhang, Y., Zhang, L., Ren, H., Wu, B., Ye, L. A review of the application of machine learning in water quality evaluation. *Eco-Environment & Health*, 2022. Vol. 1. N 2. P. 107–116. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eehl.2022.06.001>
9. Sergieieva K., Kavats O., Vasyliov V., Kavats Y., Kovrov O. (2024) Machine learning-based monitoring of war-damaged water bodies in Ukraine using satellite images. *Information Control Systems & Technologies* 2024. Vol. 3790. ISSN 1613-0073. URL: <https://ceur-ws.org/Vol-3790/paper37.pdf> (дата звернення: 17.10.2025)
10. Yan, X., Zhang, T., Du, W., Meng, Q., Xu, X., Zhao, X. (2024). A Comprehensive Review of Machine Learning for Water Quality Prediction over the Past Five Years. *Journal of Marine Science and Engineering*, 12(1), 159. DOI: <https://doi.org/10.3390/jmse12010159>
11. Guo H., Chen Z., Teo F.Y. (2024) Intelligent water quality prediction system with a hybrid CNN-LSTM model. *Water Practice and Technology*, 19 (11): 4538–4555. DOI: <https://doi.org/10.2166/wpt.2024.282>
12. Randika K. Makumbura, Lakindu Mampitiya, Namal Rathnayake, D.P.P. Meddage, Shagufta Henna, Tuan Linh Dang, Yukinobu Hoshino, Upaka Rathnayake (2024) Advancing water quality assessment and prediction using machine learning models, coupled with explainable artificial intelligence (XAI) techniques like shapley additive explanations (SHAP) for interpreting the black-box nature, *Results in Engineering*, Vol. 23, 102831. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.102831>
13. Naith, Q.H., Mancy, H. (2025). An IoT-Enabled Hybrid DRL-XAI Framework for Transparent Urban Water Management. *Computer Modeling in Engineering & Sciences*, 144(1), 387–405. DOI: <https://doi.org/10.32604/cmes.2025.066917>
14. Pereyra-Laguna, E., Ojeda-Castillo, V., Herrera-López, E. J., del Real-Olvera, J., Hernández-Mena, L., Vallejo-Rodríguez, R., Díaz, J. (2025). Satellite-Based Prediction of Water Turbidity Using Surface Reflectance and Field Spectral Data in a Dynamic Tropical Lake. *Remote Sensing*, 17(15), 2595. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs17152595>
15. Nikoo, M.R., Zamani, M.G., Zadeh, M.M. et al. (2024) Mapping reservoir water quality from Sentinel-2 satellite data based on a new approach of weighted averaging: Application of Bayesian maximum entropy. *Sci Rep* 14, 16438. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-024-66699-2>
16. Sukkuea, A., Akkajit, P., Suwannarat, K., Foithong, P., Afsarimanesh, N., Alahi, M. E. E. (2025). AI-Driven Time Series Forecasting of Coastal Water Quality Using Sentinel-2 Imagery: A Case Study in the Gulf of Thailand. *Water*, 17(12), 1798. DOI: <https://doi.org/10.3390/w17121798>
17. Jeong, D. S., Jeong, H., Kim, J. H., Kim, J. H. Park, Y. A hybrid approach to improvement of watershed water quality modeling by coupling process-based and deep learning models. *Water environment research*, 2024. Vol. 96. N 8., e11079. DOI: <https://doi.org/10.1002/wer.11079>
18. Wu, J., Wang, Z. (2022). A Hybrid Model for Water Quality Prediction Based on an Artificial Neural Network, Wavelet Transform, and Long Short-Term Memory. *Water*. 2022. Vol. 14. N 4. 610. DOI: <https://doi.org/10.3390/w14040610>
19. Su, J., Lin, Z., Xu, F., Fathi, G., Alnowibet, K. A. A hybrid model of ARIMA and MLP with a Grasshopper optimization algorithm for time series forecasting of water quality. *Scientific reports*. 2024. Vol. 14. N 1. 23927. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-024-74144-7>
20. Tryhuba, A., Mudryk, K., Tryhuba, I. et al. Models for sustainable management of livestock waste based on neural network architectures. *Sci Rep* 15, 28082 .2025. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-025-13150-9>
21. Diachenko, G., Laktionov, I., Vinyukov, O., Likhushyna, H. (2025). A Decision Support System for Wheat Powdery Mildew Risk Prediction Using Weather Monitoring, Machine Learning and Explainable Artificial Intelligence. *Computers and Electronics in Agriculture*. 2025. Vol. 230. 109905. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.compag.2025.109905>
22. Kashtan, V. Y., & Hnatushenko, V. V. (2024). Machine learning for automatic extraction of water bodies using sentinel-2 IMAGERY. *Radio Electronics, Computer Science, Control*. 2024. N 1. P. 118. DOI: <https://doi.org/10.15588/1607-3274-2024-1-11>
23. Trach, R., Trach, Y., Kiersnowska, A., Markiewicz, A., Lendo-Siwicka, M., Rusakov, K.. A Study of Assessment and Prediction of Water Quality Index Using Fuzzy Logic and ANN Models. *Sustainability*. 2022. Vol. 14. N 9, 5656. DOI: <https://doi.org/10.3390/su14095656>

Стаття надійшла до редакції 22.10.2025
Стаття рекомендована до друку 30.11.2025

Переглянуто 26.11.2025
Опубліковано 30.12.2025

V.V. TERZEMAN¹,

PhD Student of the Department of Environmental Science and Environmental Protection
e-mail: mikkymailz@gmail.com ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0004-2298-1003>

S. M. YURASOV¹, PhD (Technic), Associate Professor,

Associate Professor of the Department of Environmental Science and Environmental Protection
e-mail: urasen54@gmail.com ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-4312-249X>

¹I.I. Mechnikov Odesa National University
15 Lvivska St., Odesa, 65016, Ukraine

MODERN GLOBAL TRENDS IN WATER QUALITY FORECASTING

Purpose. Generalization of modern scientific approaches to water quality forecasting, identification of main development trends, assessment of advantages and disadvantages of the most common groups of methods, as well as determination of possibilities of their effective application in the conditions of modern Ukraine.

Methods. An adapted systematic review approach according to the PRISMA methodology (Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analysis), visual and comparative analyses were applied.

Results. Based on the analysis of modern scientific publications on water quality forecasting for 2020-2025, forecasting approaches were classified by conditional groups of methods in order to identify trends in scientific research. Using a spreadsheet editor, the frequency of use of keywords in the titles of publications was calculated, and based on the calculation results, a chronological graph was constructed that reflects the dynamics of the annual frequency of mention of keywords that correspond to different groups of forecasting methods. From the analysis of this graph, the most common groups of methods were identified, with a clear positive trend in their use in scientific publications. The advantages, limitations and prospects for the implementation of these most common groups of methods in domestic practice were also assessed, in particular taking into account the current conditions of full-scale war. The analysis allowed us to identify the most relevant and realistically applied approaches, and also pointed out potential difficulties. The use of XAI methods to overcome the “black box” problem in water quality forecasting is being actively studied in the world. In Ukraine, XAI was used mainly in the agricultural sector, while the author did not find any scientific studies using XAI to forecast water quality.

Conclusions. The most common group of water quality forecasting methods are methods related to the use of artificial intelligence and machine learning. In Ukraine, there are studies using artificial intelligence and machine learning, mainly in the form of hybrid methods, most often combining remote sensing and machine learning. These approaches demonstrate high efficiency in conditions of full-scale war, when physical access to a water body is limited or impossible

KEYWORDS: water quality assessment, water quality forecasting, artificial intelligence, machine learning, prediction models

Conflict of interests

The authors declare that there is no conflict of interest regarding the publication of this manuscript. In addition, the authors fully complied with ethical standards, including plagiarism, data falsification, and dual publication.

Authors' contribution: All authors contributed equally to this work

The work involved AI tools to solve a specific technical problem: automation of batch analysis of text data in the Google Sheets environment. AI was used to write a complex query (1) capable of simultaneously processing an array of names and counting occurrences by a set of keywords. All analytical stages of the study were performed by the authors.

References

1. Council Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Retrieved from <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj/eng>
2. Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. Retrieved from <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/105/oj/eng>
3. Water Code of Ukraine (Law of Ukraine No. 213/95-VR of June 6, 1995). Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80#Text> (in Ukrainian)
4. United Nations. (1997). Convention on the Law of the Non-Navigational Uses of International Watercourses. Adopted by General Assembly resolution 51/229 of 21 May 1997. United Nations, New York. Retrieved from https://legal.un.org/ilc/texts/instruments/english/conventions/8_3_1997.pdf

5. Government of Japan. (1970). Water Pollution Prevention Act (Act No. 138 of 1970). Tokyo: Government of Japan. Retrieved from <https://www.japaneselawtranslation.go.jp/en/laws/view/2815> (in Japanese)
6. Government of Canada. (1999). Canadian Environmental Protection Act, 1999 (S.C. 1999, c. 33). Ottawa: Government of Canada. Retrieved from <https://laws-lois.justice.gc.ca/eng/acts/c-15.31/>
7. ISO/IEC 22989:2022. Information technology. Artificial intelligence. Artificial intelligence concepts and terminology. Geneva: International Organization for Standardization, 2022. Retrieved from <https://www.iso.org/standard/74296.html>
8. Zhu, M., Wang, J., Yang, X., Zhang, Y., Zhang, L., Ren, H., Wu, B., & Ye, L. (2022). A review of the application of machine learning in water quality evaluation. *Eco-Environment & Health*, 1(2), 107-116. <https://doi.org/10.1016/j.eehl.2022.06.001>
9. Sergieieva K., Kavats O., Vasyliiev V., Kavats Y., Kovrov O. (2024) Machine learning-based monitoring of war-damaged. water bodies in Ukraine using satellite images. *Information Control Systems & Technologies* 3790, Retrieved from <https://ceur-ws.org/Vol-3790/paper37.pdf>
10. Yan, X., Zhang, T., Du, W., Meng, Q., Xu, X., & Zhao, X. (2024). A Comprehensive Review of Machine Learning for Water Quality Prediction over the Past Five Years. *Journal of Marine Science and Engineering*, 12(1), 159. <https://doi.org/10.3390/jmse12010159>
11. Guo H., Chen Z., Teo F.Y. (2024) Intelligent water quality prediction system with a hybrid CNN-LSTM model. *Water Practice and Technology*, 19 (11): 4538-4555. <https://doi.org/10.2166/wpt.2024.282>
12. Randika K. Makumbura, Lakindu Mampitiya, Namal Rathnayake, D.P.P. Meddage, Shagufta Henna, Tuan Linh Dang, Yukinobu Hoshino, Upaka Rathnayake (2024) Advancing water quality assessment and prediction using machine learning models, coupled with explainable artificial intelligence (XAI) techniques like shapley additive explanations (SHAP) for interpreting the black-box nature, *Results in Engineering*, 23. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.102831>
13. Naith, Q.H., Mancy, H. (2025). An IoT-Enabled Hybrid DRL-XAI Framework for Transparent Urban Water Management. *Computer Modeling in Engineering & Sciences*, 144(1), 387–405. <https://doi.org/10.32604/cmescs.2025.066917>
14. Pereyra-Laguna, E., Ojeda-Castillo, V., Herrera-López, E. J., del Real-Olvera, J., Hernández-Mena, L., Vallejo-Rodríguez, R., & Díaz, J. (2025). Satellite-Based Prediction of Water Turbidity Using Surface Reflectance and Field Spectral Data in a Dynamic Tropical Lake. *Remote Sensing*, 17(15), 2595. <https://doi.org/10.3390/rs17152595>
15. Nikoo, M.R., Zamani, M.G., Zadeh, M.M. et al. (2024) Mapping reservoir water quality from Sentinel-2 satellite data based on a new approach of weighted averaging: Application of Bayesian maximum entropy. *Sci Rep* 14, 16438. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-66699-2>
16. Sukkuea, A., Akkajit, P., Suwannarat, K., Foithong, P., Afsarimanesh, N., & Alahi, M. E. E. (2025). AI-Driven Time Series Forecasting of Coastal Water Quality Using Sentinel-2 Imagery: A Case Study in the Gulf of Thailand. *Water*, 17(12), 1798. <https://doi.org/10.3390/w17121798>
17. Jeong, D. S., Jeong, H., Kim, J. H., Kim, J. H., & Park, Y. (2024). A hybrid approach to improvement of watershed water quality modeling by coupling process-based and deep learning models. *Water environment research*, 96(8), e11079. <https://doi.org/10.1002/wer.11079>
18. Wu, J., & Wang, Z. (2022). A Hybrid Model for Water Quality Prediction Based on an Artificial Neural Network, Wavelet Transform, and Long Short-Term Memory. *Water*, 14(4), 610. <https://doi.org/10.3390/w14040610>
19. Su, J., Lin, Z., Xu, F., Fathi, G., & Alnowibet, K. A. (2024). A hybrid model of ARIMA and MLP with a Grasshopper optimization algorithm for time series forecasting of water quality. *Scientific reports*, 14(1), 23927. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-74144-7>
20. Tryhuba, A., Mudryk, K., Tryhuba, I. et al. (2025). Models for sustainable management of livestock waste based on neural network architectures. *Sci. Rep.*, 15, 28082 <https://doi.org/10.1038/s41598-025-13150-9>
21. Diachenko, Grygorii & Laktionov, Ivan & Vinyukov, Oleksandr & Likhushyna, Hanna. (2025). A Decision Support System for Wheat Powdery Mildew Risk Prediction Using Weather Monitoring, Machine Learning and Explainable Artificial Intelligence. *Computers and Electronics in Agriculture*, 230, 109905. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2025.109905>
22. Kashtan, V. Y., & Hnatushenko, V. V. (2024). Machine learning for automatic extraction of water bodies using sentinel-2 IMAGERY. *Radio Electronics, Computer Science, Control*, (1), 118. <https://doi.org/10.15588/1607-3274-2024-1-11>
23. Trach, R., Trach, Y., Kiersnowska, A., Markiewicz, A., Lendo-Siwicka, M., & Rusakov, K. (2022). A Study of Assessment and Prediction of Water Quality Index Using Fuzzy Logic and ANN Models. *Sustainability*, 14(9), 5656. <https://doi.org/10.3390/su14095656>

The article was received by the editors 22.10.2025
The article is recommended for printing 30.11.2025

The article was revised 26.11.2025
This article published 30.12.2025

<https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-03>

УДК 504.064.4:628.1.3:349.6

Н. Л. РИЧАК¹, канд. географ. наук,
доцент кафедри екології та менеджменту довкілля
e-mail: rychak@karazin.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-1620-3059>

А. А. ЄФРЕМОВА¹,
еколог
e-mail: efrem200404@gmail.com ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0007-1064-7560>

¹Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна
майдан Свободи, 4, м. Харків, 61022, Україна

ЕКОЛОГІЧНІ СТАНДАРТИ ЯКОСТІ ПИТНИХ ТА ПОВЕРХНЕВИХ ВОД В УКРАЇНІ ТА В ПОЛЬЩІ

Мета. Аналіз нормативно-правової бази, оцінки якісних та кількісних показників питної води та поверхневих вод в Україні та Польщі.

Методи. Порівняльно-правовий метод, системний аналіз для узагальнення результатів та метод аналогій

Результати. На підставі порівняння реальних нормативів і підходів до моніторингу в обох країнах, ґрунтуючись не лише на теоретичних джерелах, а й на практичному порівнянні цифрових показників визначено для питних вод країн: нормативні вимоги за органолептичними показниками відрізняються допустимими межами інтенсивності цих характеристик та методичними підходами до їх визначення; в Польщі питання бактеріологічної безпеки води більш стандартизоване; норми якості питної води в Україні і Польщі дуже близькі, але Польща у багатьох випадках встановлює більш жорсткі вимоги до окремих показників (особливо заліза, марганцю, амонію). Для органолептичних показників якості поверхневих вод в Україні норми більш конкретні та кількісні. Для фізико-хімічних показників якості поверхневих вод виявляються значні відмінності.

Висновки: Польща повністю інтегрувала вимоги Директив Європейського Союзу у своє законодавство, тоді як в Україні цей процес ще триває. Необхідним є подальша гармонізація українських екологічних стандартів з європейськими вимогами, що відповідає положенням Стратегії державної політики України та цілям сталого розвитку.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: екологічний норматив, стандарт якості води, гармонізація законодавства, питна вода, поверхневі води

Як цитувати: Ричак Н. Л., Єфремова А. А. Екологічні стандарти якості питних та поверхневих вод в Україні та в Польщі. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2025. Вип. 33. С. 33-48. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-03>

In cites: Rychak, N. L. & Yefremova, A. A. (2025). Ecological quality standards for drinking and surface waters in Ukraine and Poland. *Visnyk of V.N. Karazin Kharkiv National University. Series Ecology*, (33), 33-48. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-03> (in Ukrainian)

Вступ

Якість питних та поверхневих вод є одним із ключових показників екологічної безпеки, стану водних екосистем і рівня захисту здоров'я населення. Забруднення водних ресурсів залишається однією з найбільш актуальних проблем екологічних проблем сучасності, особливо в умовах зростання

антропогенного навантаження та кліматичних змін. У цьому контексті ефективність системи екологічних стандартів якості води визначає можливості держави щодо запобігання деградації водних об'єктів і забезпечення сталого водокористування. Україна та Польща мають подібні природно-кліматичні

умови, транскордонні річкові басейни, схожі підходи до використання водних ресурсів. Водночас нормативно-правові системи регулювання якості питних та поверхневих вод розвиваються у різних правових і інституційних умовах.

Порівняльний аналіз якості водних ресурсів в Україні та Польщі, зокрема питних, підземних та поверхневих вод України і Польщі є важливим для виявлення відмінностей у підходах до нормування органолептичних, фізико-хімічних і бактеріологічних показників, а також для оцінки ефективності чинних систем моніторингу водних об'єктів. Особливу наукову і практичну цінність становить зіставлення гранично допустимих концентрацій забруднювальних речовин на основі реальних нормативних значень, що дозволить обґрунтувати напрями подальшого вдосконалення водоохоронного законодавства.

З огляду на євроінтеграційний курс України на необхідність виконання положень державних стратегій у сфері екологічної безпеки й сталого розвитку, актуальним є комплексне дослідження екологічних стандартів питних та поверхневих вод у порівняльному аспекті з країнами Європейського Союзу. Такий підхід дає змогу визначити пріоритетні напрями гармонізації національних нормативів і підвищення ефективності управління водними ресурсами.

Питання гармонізації екологічних стандартів прямо пов'язані з цілями сталого розвитку (ЦСР/SDGs). Їх не виділено окремою ціллю, але є складовою кількох ЦСР, які стосуються екологічної політики, сталого розвитку та міжнародного партнерства (ЦСР 12, 17). Зокрема, ЦСР 17 відіграє системоутворюючу роль, як основу міжнародної політичної та інституційної координації у сфері екологічної політики [1].

Порівнюючи цифрові показники нормативів для поверхневих вод у ЄС, США та Україні, встановлено, що нормативи вод ЄС та США є значно жорсткішими. Це стосується таких показників як хімічне та біологічне споживання кисню, вміст іон-амонію, нітратів та нітритів, фосфатів, хлоридів та сульфатів. В Україні жорсткішими показники є для мінералізації та купруму [2].

Важливим залишається порівняння методологічних підходів та алгоритмів встановлення нормативів хімічних речовин у питних та поверхневих водах [3]. Алгоритми встановлення нормативів якості вод цьому стандарту для питних вод переважно орієнтовані на

захист здоров'я людини, тоді як нормативи для поверхневих вод – на збереження функціональної цілісності водних екосистем. Порівняльний аналіз таких алгоритмів дає змогу оцінити, як різні підходи до вагомості їх складових впливають на кінцеві нормативні значення та вимоги до моніторингу.

Директива 2020/2184 Європейського Парламенту та Ради формує сучасну, ризик-орієнтовану систему стандартів якості питної води, що базується на науковому підході [4]. Ризик - орієнтований підхід, як нова парадигма, розглядає впровадження оцінювання ризиків на всіх рівнях системи водопостачання, де норми якості мають не лише числові граничні значення, але й процедурні вимоги до управління якістю води – від джерела до крана споживача. Також встановлені вимоги до матеріалів, що контактують із питною водою, це важлива частина контролю якості, яка посилює захист споживача. Визначено, що проведення публічного моніторингу та обов'язкового інформування населення сприяють зростанню довіри споживача, що надзвичайно важливо в умовах сучасних екологічних викликів.

Директива 2000/60/ЄС, Водна Рамкова Директива (ВРД) встановлює системні принципи водної політики ЄС, що включають інтегроване управління водними ресурсами на базі басейнів річок і досягнення «доброго стану» усіх водних об'єктів, а не лише встановлення забірних ГДК [5]. У порівнянні з традиційними національними стандартами, які часто зосереджені на ГДК, ВРД передбачає інтегрований, адаптивний та екосистемно-орієнтований підхід до управління якістю води. Польща, як член ЄС імплементує ВРД через національне законодавство, що означає інтеграцію вимог до поверхневих вод у плануванні та управлінні річковими басейнами. ВРД розглядає транскордонний контекст, що сприяє координації між країнами-членами ЄС та сусідніми державами у басейнах, що перетинають кордони. Це важливо для інтегрованого управління водними ресурсами, особливо у прикордонних регіонах України та Польщі.

Питна та поверхнева води є критично важливими ресурсами для забезпечення здоров'я населення та сталого розвитку держави. Відповідно до Стратегії державної екологічної політики України до 2030 року, одним із пріоритетів є забезпечення безпечних і виокісних водних ресурсів для населення та економіки [6], що робить порівняльний аналіз

національній та європейських підходів надзвичайно важливим.

Аналіз ресурсів питних і поверхневих вод. Зростаюче навантаження на водні ресурси та інтенсивне їх використання можуть перевищити природні механізми самовідновлення екосистеми. У національній політиці України оптимізація водокористування набула стратегічного значення, а водні ресурси стали критично важливою складовою національної безпеки. Загальні відновлювані водні ресурси України становлять 175,3 км³ на рік, з яких 97% формується за рахунок поверхневого річкового стоку і лише 3% (5 км³) за рахунок поповнення підземних вод. Згідно з індексом доступності водних ресурсів, Україна має недостатньо водних ресурсів для розвитку (менше 1700 м³ на душу населення). У середньому на одного мешканця України у 2020 році припадало 1280 м³ річного місцевого стоку, у Польщі – 5500 м³ при середньому показнику для всіх європейських країн – 3040 м³ [7]. За результатами моделювання стоку води в основних річкових басейнах України встановлено, що за «помірним» сценарієм (RCP 2.6) відбудеться зменшення річкового стоку до середини та кінця 21 століття. При «звичайному веденні бізнесу» (RCP 8.5), річковий стік зменшиться сильніше, і з підвищенням температури та зменшенням кількості опадів це призведе до помітного зниження водозабезпеченості в південній частині України. Така ситуація створить додаткове навантаження для в першу чергу для сільського господарства і для населення в цілому [7].

Європа має низьку водозабезпеченість внаслідок зміни клімату, збільшення кількості та щільності населення та враховуючи географічні особливості розташування території дослідження. В зоні водної вразливості знаходяться Україна та Польща [8]. Водні ресурси найбільшої річки в Україні, р. Дніпро, становлять до 80 % загального стоку річкових вод країни. Це робить Дніпро стратегічно важливим водним об'єктом для водозабезпечення та розвитку гідроенергетики країни. Річка Сіверський Донець, річки басейнів Чорного та Азовського морів є основним джерелом води для східної та південної частини України, де водні ресурси є обмеженим, а частка у використанні вод є вкрай високою [2]. Загалом, середній багаторічний обсяг місцевого стоку складає 2,4 км³, а середній багаторічний об'єм транзитного соку складає 160,7 км³. Оскільки, транзитний стік (160,7 км³) у багато разів перевищує місцевий стік, якість води у

прикордонних річках залежить не лише від внутрішніх заходів, але й від екологічної політики сусідніх держав. Польща характеризується відносно низьким рівнем водо забезпечення: на 1 км² території середній рівень водних ресурсів становить 5,0 л/с, що набагато менше від середнього показника по Європі (9,5 л/с на 1 км²) [9].

Будь-яке забруднення, зміна режиму користування на території Польщі чи України буде зразу відчутним для сусідніх держав. Гармонізація екологічних стандартів дозволяє застосовувати єдині критерії для граничних концентрацій забруднюючих речовин, екологічного стану річок. Виконання міжнародних зобов'язань України, що рухається в європейський екологічний простір, а Польща є членом ЄС, забезпечує відповідність Рамковій водній директиві ЄС [4], сприяє спільним водогосподарським планам. Велика частка транзитного стоку робить водні ресурси України і Польщі фактично спільним екосистемним комплексом. Тому гармонізація екологічних стандартів – це не лише політична чи юридична необхідність, а критична умова збереження якості вод, екологічної безпеки та сталого розвитку прикордонних регіонів.

Екологічний стан вод в Україні. У 2022 р. у поверхневі водні об'єкти України скинуто 2 979,474 млн. м³ стічних вод. Забруднені води складають 12,55 %, нормативно-очищені – 35,4 % та нормативно-чисті без очистки – 52,04%. Зі стічними водами було скинуто завислих речовин близько 16,12 тис. т, нафтопродуктів близько 158,7 т, азотовмістних речовин близько 42 тис. т [10].

На території України виявили понад 200 ділянок із хронічним забрудненням підземних вод, що призвело до виведення з експлуатації 10 водозаборів із сумарним річним обсягом подачі близько 80 млн.м³ [11]. У системі питного водопостачання країни провідну роль відіграють поверхневі водні об'єкти. Зокрема, приблизно 60% населення забезпечується водою з басейну Дніпра, ще близько 15% - з інших річок і водосховищ. Підземні води як основне джерело використовує близько чверті усього населення України, здебільшого у сільській місцевості. Водночас значна частина населення (майже 70%) споживає воду з нецентралізованих систем водопостачання. Централізовані водопровідні мережі охоплюють лише 42,5% міського та сільського населення, тоді як інші споживачі отримують питну воду з альтернативних підземних джерел, зокрема свердловин і каптажних колодязів [10].

Ситуація з якістю водних ресурсів в Польщі. За інформацією Головної інспекції охороно довкілля Польщі, лише близько 10% річкових водних об'єктів характеризуються добрим або дуже добрим екологічним станом. Переважна кількість річок перебуває у задовільному стані – приблизно 60 %, тоді як ще 30 % оцінюються як такі, що мають поганий або вкрай незадовільний рівень екологічної якості [12, 13].

Польща загалом забезпечена водними ресурсами на рівні, типовому для своєї кліматичної зони, однак ключовою проблемою залишається низька якість вод. Значна частина річок, озери прибережних акваторій характеризується незадовільним екологічним і хімічним станом [12].

Основною причиною погіршення якості водних ресурсів є надлишкове надходження біогенних елементів, сполук азоту та фосфору, що призводить до розвитку евтрофікаційних процесів. Найгостріше ці явища проявляються у слабкопроточних і замкнених системах, таких як Мазурські озера, а також у прибережній частині Балтійського моря. Накопичення забруднюючих речовин у цих акваторіях спричиняє порушення природних біологічних механізмів, скорочення видового різноманіття та формування зон гіпоксії. Так, у 2019 році понад половину рекреаційних ділянок Балтійського узбережжя було тимчасово закрито через масовий розвиток ціанобактерій [13].

Головними джерелами забруднення вод у Польщі є промислові та міські стічні води, транспорт, сільське господарство та різноманітні відходи. Особливо це помітно на півдні країни, де швидкі гірські річки під час паводків переносять нечистоти, залишки добрив, сміття, які потрапляють у Віслу та Одер, а звідти – у Балтійське море. Наслідками є евтрофікація, масове цвітіння ціанобактерій та пляжах та забруднення туристичних зон. Запобігти цьому можна, в першу чергу, шляхом контролю користувачів водних ресурсів [12].

Водокористування за секторами. У 2022 р. в Україні здійснено забір 4883,4 млн. м³ води, що на 3 973,1 млн. м³ менше порівняно з 2021 р. З цієї кількості фактично використано близько 1 223,1 м³ води, що становить приблизно 31% . Найзначнішу частку споживання забезпечує промисловість, яка використала 2 391,9 млн. м³ води для виробничих потреб. Аграрний сектор посідає друге місце за обсягом споживання води: у 2022 р. використано 196,4 млн. м³ води, або близько 4% загального

забору [10]. Основні витрати пов'язані із зрошенням культур у південних та східних регіонах та водопостачанням для тваринництва і технологічних потреб. Житлово-комунальна сфера забезпечує водою побутові та санітарні потреби населення. У 2022 р. використано 753,2 млн. м³ води (~ 15% від загального забору). Забір води за джерелами наступний: прісна - 4 860,9 млн. м³; підземна – 786,54 млн.м³; морська – 4,64 млн. м³[10].

У 2022 р. забір води у Польщі становив 9,4 км³ [13]. З другої половини ХХ ст. зростання міст, промисловості та зміни у землекористуванні значно збільшили споживання води - за останні 35 років її використання зросло до 6 разів [14]. У 2022 р. забір води для економіки та населення зріс приблизно на 1% порівняно з 2021р. Як і в Україні, найбільшу частку споживання забезпечувала промисловість (72%), комунальний сектор (19%, з яких домогосподарствами використали 1,3 км³). Основне джерело водопостачання - поверхневі води (7,6 км³,) та ґрунтові води (1,8 км³) [13, 15].

Враховуючи інтеграційні процеси України у європейський правовий простір, актуальним є застосування порівняльно-правового методу для зіставлення національних екологічних стандартів з нормами держав-членів ЄС. Це зумовлює необхідність порівняльного аналізу систем стандартів якості води в Україні та Польщі.

Мета дослідження здійснити порівняльний аналіз систем екологічної стандартизації якості питних і поверхневих вод в Україні і Польщі шляхом дослідження чинної нормативно-правової бази, а також оцінки якісних і кількісних показників води з урахуванням цілей сталого розвитку, вимог європейського водного законодавства та положень Стратегії державної екологічної політики України.

Наукова новизна дослідження полягає у використанні комплексного порівняльного аналізу систем екологічної стандартизації якості питних та поверхневих вод України і Польщі з урахуванням нормативно-правових вимог положень Водної рамкової директиви ЄС, цілей сталого розвитку та стратегічних пріоритетів державної екологічної політики України. Виявлено відмінності у підходах до нормування якісних і кількісних показників води, обґрунтовано напрями гармонізації національного водного законодавства України з європейськими стандартами на основі польського досвіду.

Практична значущість дослідження полягає у можливості використання результатів

порівняльного аналізу як методичну основу для подальших досліджень у сфері гармонізації водного законодавства України з законо-

давством ЄС, для формування стратегії управління водними ресурсами, планування природоохоронних заходів.

Методи дослідження

Об'єктом дослідження визначено показники якості вод різних категорій, що застосовуються на території України та Польщі. Інформаційну базу роботи становлять чинні нормативно-правові акти й законодавчі документи обох країн. У ході дослідження використовувалися методи порівняльного аналізу гранично допустимих концентрацій хімічних сполук, а також системний підхід і метод аналогій.

У ході цього дослідження використовувався порівняльно-правовий метод, який вважається одним із найбільш результативних під час вивчення нормативно-правових актів у межах різних правових систем. Зміст цього методу полягає в аналізі та зіставленні правових явищ і процесів, притаманних різним державам, з метою визначення спільних та відмінних характеристик, а також понять і термінів, що їх окреслюють [17]. Значущість

зазначеного методу полягає в його здатності поєднувати теоретичний аналіз нормативно-правових приписів із їх практичним застосуванням у межах конкретної національної правової системи. Особливо доцільним цей підхід виявився під час порівняльного дослідження екологічних стандартів якості питної та поверхневих вод, що функціонують в Україні та Республіці Польща. Використання цього методу дало змогу виявити спільні та відмінні риси у правовому регулюванні якості водних ресурсів у зазначених державах, а також оцінити ступінь наближення українського законодавства до вимог і стандартів Європейського Союзу. Реалізація порівняльно-правового методу ґрунтувалася на дотриманні принципів об'єктивності, системності та чітко визначених критеріїв порівняння, що сприяло забезпеченню наукової виваженості отриманих результатів..

Результати та обговорення

Порівняльний аналіз нормативних документів, що нормують якість питних вод. Важливою складовою забезпечення екологічної безпеки та охорони здоров'я населення є наявність чітко регламентованих нормативів якості води. З порівняльного аналізу законодавчих документів, що регламентують якість питної води та поверхневих вод в Україні та Польщі запропоновано для обговорення два українських та три польських документи, що регламентують якість питної води. Порівняння здійснювалося за такими критеріями, як об'єкт регулювання, типи водопостачання, пріоритети контролю, специфіка аналізованих показників, а також методи виявлення забруднень (табл. 1).

Українські стандарти, такі як ДСанПіН 2.2.4-171-10 [17] та ДСТУ 7525:2014 [18], та нормативний документ Гігієнічні нормативи якості води водних об'єктів для задоволення питних, побутових та інших потреб населення [19] акцентують увагу на гігієнічних вимогах та методах контролю, охоплюючи як централізовані, так і нецентралізовані системи водопостачання. Вони спрямовані на запобігання захворюванням та забезпечення безпеки для здоров'я населення. Екологічні

нормативи з якості води, що впроваджені у Польщі, зокрема PN-EN 15975-2:2013-12 [20] та PN-EN ISO 14189:2016-10 [21], зосереджені на управлінні ризиками та специфічних методах аналізу. Ці стандарти відображають інтеграцію Польщі до європейської системи нормування, що включає міжнародні методи дослідження. Таким чином, українські документи мають більш загальний підхід до якості води, тоді як польські – спеціалізовані, з акцентом на конкретні технології та управління кризовими ситуаціями.

Згідно до Державного порталу резервної санітарно – епідеміологічної станції в місті Ряшеві, що входить до офіційного порталу уряду Польщі - вода, що утворюється в результаті антропогенної діяльності не повинна мати шкідливого впливу та наднормативних залишків, (залізо, марганець, хлориди, нітратні речовини, нітроти, зважені речовини), бути прозорою та мати характерний та освіжаючий смак. Проблема безпеки води в Польщі регулюється Міністерством Охорони Здоров'я від 7 грудня 2017 року (Вісник законів 2017, позиція 2294) щодо якості лікарських засобів, призначених для споживання

Таблиця 1

Опис національних нормативних документів щодо якості питних вод
Description of national regulatory documents on drinking water quality

Table 1

Країна	Стандарт	Опис
Україна	ДСанПіН 2.2.4-171-10	Гігієнічні вимоги до питної води. Визначає безпечні рівні забруднюючих речовин, запобігає захворюванням та підтримує здоров'я населення
	ДСТУ 7525:2014	Встановлює вимоги до якості питної води та методів її контролю. Охоплює як централізоване, так і нецентралізоване водопостачання
Польща	PN-EN 15975-2:2013-12	Настанови щодо управління кризою та ризиками. Забезпечує управління ризиками для покращення системи водопостачання
	PN-EN ISO 14189:2016-10	Визначає метод кількісного аналізу <i>Clostridium perfringens</i> у питній воді мембранною фільтрацією. Застосовується до води без твердих частинок
	PN-EN ISO 17994:2014-04	Оцінює відносну продуктивність двох кількісних методів для визначення мікроорганізмів за ISO/TR 13843

людиною, імплементуючи Регламент Ради Європейського Союзу 2006/ЕС [22]. Співставлення нормативних вимог за органолептичними показниками (Табл. 2), що встановлені законодавством України та Польщі для питних вод, показали, що країни регламентують основні показники – прозорість, колір, запах, смак, проте відрізняються допустимими межами інтенсивності цих характеристик та методичними підходами до їх визначення.

У законодавстві Польщі вимоги більш гармонізовані з директивами ЄС, тоді як українські норми частково зберігають національну специфіку та детальніше регламентують окремі параметри.

Стосовно запаху: гідно з [17], інтенсивність запаху питної води при 20°C не повинна перевищувати 2 бали і теж саме при 60°C. У нормативному документі враховано оцінку запаху «органолептичним методом». В оновлених змінах [19] органолептичні показники є частиною Гігієнічних вимог. У Польщі регулювання якості води встановлює вимоги до показників запаху - прийнятні для споживача. Загалом, в Україні підхід більш формалізований: запах вимірюють за п'ятибальною шкалою і встановлюють максимальні допустимі бали. В Польщі вимога менш жорстка: оцінка запаху має бути «прийнятною для споживача». Тому «поріг чутливості» в українських нормативах може бути об'єктивнішим, тоді як польські стандарти більше покладаються на суб'єктивне сприйняття споживача, з акцентом на природність запаху.

Щодо забарвленості: в Україні встановлено чітку цифрову межу забарвленості (< 20 градусів), що є жорстким нормативом. У Польщі підхід є більш гнучким: замість конкретного граничного числа в останній нормі – барва має «бути прийнятною для споживача», що дає більший простір для суб'єктивної оцінки споживачем. Різниця підходів може відображати різні пріоритети: в Україні – строгий контроль характеристики, в Польщі – більше уваги на сприйняття якості води споживачем.

Стосовно смаку та присмаку українські нормативи є більш формалізовані: є чітка балова шкала (<2 бали), що дає об'єктивне обмеження. В Польщі підхід гнучкіший: замість конкретного числового порогу – акцент на сприйнятті споживача (смак має бути прийнятним і без «неправильних» смакових змін). Така різниця відображає різне ставлення нормативних органів: Україна фокусується на контролі фізіологічних (чутливих) показників, Польща – більше на комфорті споживача.

Мікробіологічні показники – показники епідемічної безпеки питної води, перевищення яких може призвести до виникнення інфекційних хвороб у людини. При дослідженні мікробіологічних показників водопровідної питної води в її пробах визначають *Coliformes*, *Escherichia coli*, *Enterococcus* spp., *Pseudomonas aeruginosa*, *Legionella* [17] (Табл. 3).

Таблиця 2

Нормативи для органолептичних показників якості питних вод

Table 2

Standards for organoleptic indicators of drinking water quality

Україна [17, 18, 19]				Польща [24, 25]	
№ з/п	Показник	Одиниця виміру	Норматив для в/п питної води	Одиниця виміру	Норматив для в/п питної води
1	Запах: при t 20°C при t 60°C	бал	≤ 2 ≤ 2	бал	0-5
2	Забарвленість	градус або мг Pt/л (1 градус = 1 мг Pt/л)	≤ 20-35	градус або мг Pt/л (1 градус = 1 мг Pt/л)	15
3	Каламутність	Нефоло- метрична одиниця (1НОК = 0,58 мг/л)	≤1,0-3,5 або ≤0,58	Нефоло- метрична одиниця (1НОК = 0,58 мг/л)	≤1,0
4	Смак та присмак	бали	≤2	-	за допомогою органів чуття людини
5	Колірність	Градуси за платиново- кобальтовою шкалою	до 20	Градуси за платиново- кобальтовою шкалою	5-50

Таблиця 3

Нормативи для мікробіологічних показників якості питних вод

Table 3

Standards for microbiological indicators of drinking water quality

Україна [18]				Польща [23]	
№ з/п	Показник	Одиниця виміру	Норматив для питної води	Одиниця виміру	Норматив для питної води
1	<i>Coliformes</i>	КУО/ 100 см ³	відсутність	КОЕ/100 мл	відсутність
2	<i>Escherichia coli</i>	КУО/100 см ³	відсутність	КОЕ/100 мл	відсутність
3	<i>Enterococcus spp</i>	КУО/100 см ³	відсутність	КОЕ/100 мл	відсутність
4	<i>Pseudomonas Aeruginosa</i>	КУО/100 см ³	не визначається	КОЕ/100 мл	відсутність
5	<i>Legionella</i>	КУО/100 см ³	при температурі 20-60°C відсутність	КОЕ/100 мл	при температурі 20-50°C відсутність

Перш за все, в обох країнах для питної води діє однакова вимога – повна відсутність *Coliformes*, *Escherichia coli*, *Enterococcus spp.*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Legionella*. Стосовно одиниць виміру: в Україні застосовують КУО/100 см³, у Польщі – КОЕ/100 мл. Технічно це однакові одиниці виміру. КУО = КОЕ,

у нормативних документах Польщі об'єм вказаний у мілілітрах, а в Україні – у кубічних сантиметрах (але 100 см³ = 100 мл). Відмінностей немає.

В Україні вміст показник *Pseudomonas aeruginosa* не визначається як обов'язковий для питної води (в таблиці зазначено "не

визначається"), у Польщі чітко прописана вимога про його відсутність. Це свідчить про те, що в Польщі питання бактеріологічної безпеки води більш стандартизоване відносно вказаного мікробіологічного показника *Pseudomonas aeruginosa*.

Дослідження вмісту *Legionella* відповідно до нормативних вимог в обох країнах відбувається при певних показниках температури води: при температурі від 20 до 60°C (в Україні) або від 20 до 50°C (у Польщі) має бути забезпечена її відсутність. Тут є невеличка різниця в температурному діапазоні, і вона є важливою, бо декілька градусів можуть вплинути на ризики розмноження бактерій.

Важливу роль у визначенні якості води відіграють фізико-хімічні показники - це фізичні чи хімічні показники, що нормуються

за загально-санітарною чи органолептичною ознакою шкідливості [17]. Фізико-хімічні показники питної води відображають кількісний склад основних речовин і сполук у зразку, та визначають її відповідність встановленим нормам якості. Саме ці параметри дозволяють оцінити безпечність води для споживання людиною та підтвердити її придатність для використання в питних цілях (Табл. 4).

Порівняльний аналіз показників водневого показника (рН) вказує на різницю у нормативних діапазонах: в стандартах України норма варіюється в межах 6,5–8,5, а у стандартах Польщі фіксоване значення – 7. Таким чином, в Україні за нормами дозволено ширший спектр рН води. Стосовно вмісту заліза, у нормативних документах Польщі норма

Таблиця 4

Нормативи для фізико-хімічних показників якості питних вод

Table 4

Standards for physical and chemical indicators of drinking water quality

№ з/п	Показник	Одиниця виміру	Норматив для водопровідної питної води	
			Україна [17, 18, 19]	Польща [23, 24]
1	Водневий показник	рН	6,5-8,5	7
2	Залізо загальне	мг/л	≤0,05-2,6	≤0,5
3	Загальна жорсткість	ммоль/дм ³ або мг/л	≤ 7,0	0,6–5,0
4	Марганець	мг/л	≤0,05-0,5	≤0,05
5	Хлориди	мг/л	≤250-300	≤250
6	Нітрати	мг/л	≤50	≤50
7	Нітрити	мг/л	≤0,5	≤0,5
8	Амоній	мг/л	≤0,05-2,6	≤0,5
9	Фториди	мг/л	≤1,5	≤1,5
10	Миш'як	мг/л	≤0,01	≤0,01
11	Кадмій	мг/л	≤0,001	≤0,005
12	Мідь	мг/л	≤1	≤2
13	Ртуть	мг/л	≤0,0005	≤0,001
14	Хлороформ	мг/л	-	≤0,03

більш жорстка – не більше 0,5 мг/л, тоді як в стандартах України допустимий вміст заліза може сягати 2,6 мг/л. Це вказує на більш жорсткі вимоги до якості води польськими стандартами.

При порівнянні показників загальної жорсткості води, встановлено, що норматив-

ними документами України допускається межа – до 7,0 ммоль/дм³ (або, відповідно, у мг/л), а за екологічними нормативними документами у Польщі, показник жорсткості води має знаходитись в межах 0,6–5,0 ммоль/дм³. Тобто, питні води в Польщі є "м'якшими". За вмістом марганцю, для вод у Польщі знову

встановлює суворіші норми – до 0,05 мг/л, тоді як в Україні допустимо до 0,5 мг/л. Щодо хлоридів і нітратів – тут норми однакові: не більше 250 мг/л для хлоридів і 50 мг/л для нітратів. Це вказує на схожість вимог до питних вод централізованого водопостачання для обох країн. Нітриту та амонію також мають однакові або майже однакові допустимі концентрації у двох країнах, хоча для амонію у водах Польщі виставлена нижча межа – до 0,5 мг/л, тоді як в Україні це може бути аж до 2,6 мг/л. Щодо фтору, миш'яку, кадмію – норми практично однакові для вод в обох країнах, з дуже незначними відмінностями.

Для ртуті, відповідно до екологічних стандартів у Польщі, допускається вміст 0,001 мг/л, а відповідно до нормативних документів України, норма – до 0,0005 мг/л. Тобто, вимоги українських стандартів, відповідно до вмісту ртуті є жорсткішими. Вимоги

щодо вмісту хлороформу – в нормативних документах України показник не вказаний, тоді як у стандартах Польщі встановлена межа – не більше 0,03 мг/л.

Підсумовуючи, норми якості питної води в Україні і Польщі дуже близькі, але Польща у багатьох випадках встановлює більш жорсткі вимоги до окремих показників (особливо заліза, марганцю, амонію). Це свідчить, що обидві країни приділяють велику увагу безпеці води, але з певними пріоритетами на окремі елементи.

Порівняльний аналіз нормативних документів, що нормують якість поверхневих вод. Поверхневі води є ключовим компонентом гідросфери та основним джерелом водопостачання, їх якість регулюється суворими нормативними вимогами. (Табл. 5).

В Україні якість поверхневих вод регулюється низкою нормативних актів, серед

Таблиця 5

Опис національних нормативних документів щодо якості поверхневих вод

Table 5

Description of national regulatory documents on surface water quality

Країна	Стандарт	Опис
Україна	Постанова КМУ №465 (1999) Правила охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами	Документ є основним нормативним актом у сфері контролю якості поверхневих вод в Україні. Встановлює норми ГДК, класифікує водойми за ступенем забруднення, регулює скиди стічних вод, захищаючи якість поверхневих вод в Україні
	Про затвердження Гігієнічних нормативів якості води для купання: Наказ; МОЗ України від 03.12.2024 № 2005 // База даних «Законодавство України»/ Верховна Рада України	Встановлює гігієнічні нормативи якості води для купання, зокрема гранично допустимі мікробіологічні показники (E. coli, ентерококи), правила моніторингу та критерії оцінки стану води у зонах відпочинку на відкритих водоймах
	Про затвердження Гігієнічних нормативів якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення : Наказ; МОЗ України від 02.05.2022 № 721	Затверджує гігієнічні нормативи якості води водних об'єктів, що використовуються для питних, господарсько-побутових та інших потреб населення. Документ встановлює гранично допустимі концентрації хімічних речовин у воді, критерії її безпечного використання та інше
Польща	Директива ЄС 2000/60/ЄС (Водна рамкова директива)	Встановлює основні принципи управління водними ресурсами, включаючи поверхневі води, та вимоги до їх стану
	Директива 2008/105/ЄС	Встановлює стандарти якості довкілля щодо наявності у поверхневих водах певних речовин або груп речовин, які є пріоритетними забруднювачами через значний ризик, який вони можуть становити для водного середовища, або через нього
	PN-EN 15204:2008	Встановлює методи моніторингу якості поверхневих вод, зокрема для оцінки фіто- та зоопланктону
	PN-EN 14184:2014	Визначає вимоги до біомоніторингу поверхневих вод за допомогою водних рослин

яких ключовою є Постанова КМУ №465 (1999). Вона встановлює правила охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами, визначає гранично допустимі концентрації (ГДК) забруднювальних речовин, класифікує водойми та регламентує порядок скиду стічних вод. Додатково,

Наказ МОЗ №2005 (2024) встановлює гігієнічні нормативи якості води для купання, зокрема за мікробіологічними показниками (*E. coli*, ентерококи), а Наказ МОЗ №721 (2022) регулює якість води водних об'єктів, що використовуються для питних, побутових та інших потреб населення, із зазначенням допустимих концентрацій хімічних речовин та правил моніторингу.

У Польщі, яка дотримується вимог Європейського Союзу, основним нормативним документом є Водна рамкова директива 2000/60/ЕС, яка визначає принципи інтегрованого управління водними ресурсами, встановлює екологічні цілі та стандарти якості вод. Доповнює її Директива 2008/105/ЄС, яка встановлює стандарти довілля щодо концентрацій пріоритетних забруднювачів у поверхневих водах. Також діють національні стандарти, такі як PN-EN 15204:2008, що регулює методи моніторингу фіто- та зоопланктону, і

PN-EN 14184:2014, який стосується біомоніторингу за допомогою водних рослин.

Подальший аналіз нормативної бази реалізовано через порівняльну таблицю (Табл. 6), яка висвітлює ключові органолептичні критерії якості води згідно з вимогами українського та польського законодавства, що дає змогу виокремити паралелі та розбіжності у підходах до оцінки безпечності водних ресурсів.

Отже, в Україні норми більш конкретні та кількісні: запах при 25°C не повинен перевищувати 2 бали, забарвленість обмежена 20 градусами, каламутність – 1,5 мг/л (або 1,0 NTU), а смак – 1 бал. У Польщі підхід більш суб'єктивний: запах і смак оцінюються органами чуття людини без чітких числових норм, а забарвленість має бути прийнятною для споживачів. Каламутність у Польщі обмежена 1,0 NTU, що суворіше, ніж в Україні.

Порівняльна таблиця мікробіологічних нормативів для якості питної води в Україні та Польщі не складена через відсутність вільного доступу до відповідної інформації з польської сторони. Офіційні джерела не подають повного переліку мікробіологічних показників у публічному просторі, що унеможливорює їхнє точне зіставлення з українськими

Таблиця 6

Нормативи для органолептичних показників якості поверхневих вод

Table 6

Standards for organoleptic indicators of surface water quality

Україна [18, 21, 27]				Польща [25, 26]		
№ з/п	Показник	Одиниця виміру	Норматив для в/п питної води	Показник	Одиниця виміру	Норматив для в/п питної води
1	Запах: при t 25°C	Бали	≤2 °C	Запах: при t 20 °C при t 60 °C	-	за допомогою органів чуття людини
2	Забарвленість	Градуси або мг Pt/л (1 градус = 1 мг Pt/л)	≤ 20	Забарвленість	-	прийнято споживачами та без некоректних змін
3	Каламутність	Нефолометрична одиниця (1НОК = 0,58 мг/л) або мг/дм ³	≤20	Каламутність	Нефолометрична одиниця (1НОК = 0,58 мг/л)	≤1,0
4	Смак та присмак	Бали	≤1 °C	Смак та присмак	-	за допомогою органів чуття людини

стандартами. Така ситуація є поширеною у випадках, коли державні органи обмежують відкритість технічної або санітарно-гігієнічної документації.

Порівняння нормативів фізико-хімічних показників якості поверхневих вод наведено в таблиці 7. Однією з ключових спільних рис є однаковий діапазон водневого показника (рН) - 6,5-8,5 в стандартах обох країн, що свідчить про уніфікований підхід до підтримки кислотно-лужної рівноваги води.

Однак при аналізі інших показників виявляються значні відмінності.

В Україні встановлено значно жорсткіші норми для заліза загального (0,05 мг/л проти 1 мг/л у Польщі), що може бути пов'язано з вищими вимогами до якості питної води. Аналогічна ситуація спостерігається і з загальною жорсткістю: у Польщі норми (0,6-5,0 мг/л) є більш гнучкими порівняно з українськими (7 мг/л).

Таблиця 7

Нормативи для фізико-хімічних показників якості поверхневих вод

Table 7

Standards for physical and chemical indicators of surface water quality

№ з/п	Показник	Одиниця виміру	Норматив якості поверхневих вод	
			Україна [18, 21, 27]	Польща [25, 26]
1	Водневий показник	рН	6,5-8,5	6,5-8,5
2	Залізо загальне	мг/л	0,05	1
3	Загальна жорсткість	ммоль/дм ³ або мг/л	7	0,6-5,0
4	Марганець	мг/л	0,01	0,0001
5	Хлориди	мг/л	30	250
6	Нітрати	мг/л	0,2	5
7	Нітрити	мг/л	0,002	0,02
8	Амоній	мг/л	0,1	1
9	Фториди	мг/л	0,7	-
10	Миш'як	мг/л	0,001	-
11	Кадмій	мг/л	0,001	0,005
12	Мідь	мг/л	0,001	0,00005
13	Ртуть	мг/л	0,0002	≤0,001
14	Цинк	мг/л	0,01	0,002
15	Магній	мг/л	10	25
16	Фосфор	мг/л	0,015	0,1
17	Нікель	мг/л	0,02	0,001
18	Олово	мг/л	0,02	0,00005

Варто відзначити суттєві відмінності у нормуванні важких металів. Нормативно-правове поле в Україні встановлює значно суворіші норми для таких токсичних елементів, як миш'як (0,001 мг/л проти відсутності нормативу в Польщі), кадмій (0,001 мг/л проти 0,005 мг/л), олово (0,02 мг/л проти 0,00005 мг/л) та ртуть (0,0002 мг/л проти ≤0,001 мг/л) (табл.7).

Стосовно нітратів та нітритів, у екологічних стандартах Польщі зазначено вищі концентрації (5 мг/л і 0,02 мг/л відповідно)

порівняно з українськими нормативами (0,2 мг/л і 0,002 мг/л). Подібна тенденція спостерігається і для амонію (0,1 мг/л в стандартах України проти 1 мг/л у Польщі).

Вражаючи різницю у встановлених нормативах вмісту хлоридів у поверхневих водах між Україною (30 мг/л) та Польщею (250 мг/л) потребує наукового пояснення. Ця суттєва розбіжність ґрунтується на комплексі географічних, гідрологічних та нормативно-правових особливостей обох країн.

Географічний фактор є визначальним для польських нормативів. Згідно з дослідженнями Головного інспекторату охорони навколишнього середовища Польщі (GIOŚ, 2022) [27], підвищений природний вміст хлоридів у водних об'єктах північних регіонів пов'язаний з: інфільтрацією морських вод у прибережних районах Балтійського моря; геологічними особливостями сольових родовищ (наприклад, Величка); атмосферним перенесенням морських аерозолів.

Відповідно, нормативи в Україні, встановлені ДСанПіН 2.2.4-171-10, відобра-

жають консервативний підхід, що ґрунтується на: рекомендаціях Всесвітньої організації охорони здоров'я [28] та особливостях централізованих систем водопостачання.

Технологічний аспект підтверджується дослідженнями Європейського агентства з навколишнього середовища (ЕЕА, 2021), де зазначається, що польські системи водопідготовки спеціально адаптовані для роботи з підвищеною мінералізацією. Водночас, українські норми розроблені з урахуванням можливостей традиційних технологій очищення.

Висновки

Шляхом зіставлення чинних нормативів і підходів до моніторингу в Україні і Польщі, із залученням не лише теоретичних напрацювань, але й практичного аналізу кількісних показників визначено ключові відмінності та спільні риси у вимогах до якості питних вод:

- співставлення норм органолептичних показників свідчать про різні регуляторні підходи. Українські стандарти є більш формалізованими та об'єктоспрямованими, оскільки встановлюють чіткі кількісні межі для запаху, забарвленості та смаку. Польські норми мають гнучкий характер і ґрунтуються переважно на критерії «прийнятності для споживача», що посилює роль суб'єктивного сприйняття. Таким чином, в Україні пріоритет надається строгому санітарному контролю, тоді як у Польщі - споживчому комфорту та природним характеристикам води;

- порівняльний аналіз мікробіологічних показників засвідчив загальну узгодженість базових вимог щодо відсутності основних патогенних мікроорганізмів і еквівалентність одиниць виміру. Проте виявлені окремі відмінності у підходах до контролю *Pseudomonas aeruginosa* та температурних умов моніторингу *Legionella*;

- стосовно фізико-хімічних показників та вмісту важких металів стандарти Польщі загалом є жорсткішими щодо рН, вмісту заліза, марганцю, жорсткості та амонію порівняно з українськими нормами, українські нормативи допускають ширші межі коливань більшості показників якості води; вимоги до хлоридів, нітратів, нітритів, а також фтору, миш'яку й кадмію в обох країнах є подібними; за вмістом ртуті більш суворі обмеження встановлені в Україні; польські стандарти додатково

регламентують вміст хлороформу, який відсутній в українських нормах.

Ключові відмінності та спільні риси у вимогах до якості поверхневих вод:

- для органолептичних показників, встановлено, що в Україні застосовуються чітко визначені кількісні нормативи (бали, градуси забарвленості, мг/л, NTU), що спрощує лабораторний контроль і зменшує простір для інтерпретацій; у Польщі (у руслі директив ЄС) використовує якісно-описовий, споживацько орієнтований підхід для запаху, смаку та забарвленості – ключовим критерієм є «прийнятність» для людини; каламутність справді є винятком: ліміт 1,0 NTU у Польщі є суворішим за український норматив 1,5 мг/л ($\approx 1,0\text{--}1,5$ NTU);

- порівняльний аналіз нормативів фізико-хімічних показників засвідчує уніфікований підхід до регулювання кислотно-лужного балансу (рН 6,5–8,5), однак виявляє суттєві відмінності щодо більшості інших параметрів. Українські стандарти загалом є жорсткішими, особливо стосовно вмісту важких металів, сполук азоту та заліза, що свідчить про підвищені екологічні й санітарні вимоги до якості води. Натомість більш ліберальні нормативи Польщі, зокрема щодо хлоридів, зумовлені специфічними географічними, гідрологічними та природно-геохімічними чинниками, що відображає адаптацію національних стандартів до регіональних природних умов.

Отримані результати свідчать про необхідність подальшої гармонізації українських екологічних стандартів з європейськими вимогами, що відповідає положенням Стратегії державної політики України та цілям сталого розвитку.

Конфлікт інтересів

Автори заявляють, що конфлікту інтересів щодо публікації цього рукопису немає. Крім того, автори повністю дотримувались етичних норм, включаючи плагіат, фальсифікацію даних та подвійну публікацію.

Внесок авторів: автори зробили рівний внесок у цю роботу
В роботі не використано ресурс штучного інтелекту.

Список використаної літератури

1. Про Цілі сталого розвитку України на період до 2030 року : Указ Президента України від 30.09.2019 № 722/2019 // База даних «Законодавство України» / Верховна Рада України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/go/722/2019>
2. Мітрьасова, О.П., Мац, А.Д., Чвир, В.А. та Смирнов, В.М. Порівняльний аналіз стандартів якості атмосферного повітря та поверхневих вод в Україні та ЄС. *Екологічна безпека та природні ресурси*. 2024. № 52 (4). 28–44. DOI:<https://doi.org/10.32347/2411-4049.2024.4.28-44>
3. Крайнюкова А.М. Особливості нормування якості поверхневих вод в Україні та країнах ЄС. *Вісник Харківського Національного Університету імені В.Н. Каразіна серія «Екологія»*. 2017. Вип. 16. 18-21 DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2017-16-02>
4. Directive 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of December 16, 2020, on the quality of water intended for human consumption. URL: https://environment.ec.europa.eu/topics/water/drinking-water_en
5. Директива Європейського Парламенту і Ради 2000/60/ЄС від 23 жовтня 2000 року про встановлення рамок заходів Співтовариства в галузі водної політики: Директива; Європарламент від 23.10.2000 № 2000/60/ЄС // База даних «Законодавство України» / Верховна Рада України. URL: https://zakon.rada.gov.ua/go/994_962
6. Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року : Закон України; Стратегія від 28.02.2019 № 2697-VIII // База даних «Законодавство України» / Верховна Рада України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/go/2697-19>
7. Snizhko S., Didovets I., Bronstert A. Ukraine's water security under pressure: Climate change and wartime. *Water Security*. 2024. 23, 100182. URL: <https://doi.org/10.1016/j.wasec.2024.100182>
8. Куц О.О. Аналіз проявів водного дефіциту в Європі та місце України в системі європейських координат водних ресурсів. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2025. № 1(75). С. 19-25. DOI: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2025.1.2>
9. Pisarski Z., Serzyisko A. Pierwszy raport przejrzystości dla Konferencji StronRamowej Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu. 2024. Warszawa. 278. URL:<https://ios.edu.pl/wp-content/uploads/2025/01/btr1-pierwszy-raport-transparentnosci-dla-konferencji-stron-ramowej-konwencji-narodow-zjednoczonych-w-sprawie-zmian-klimatu.pdf>
10. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання та водовідведення в Україні у 2022 році. *Міністерство розвитку громад, територій та інфраструктури України*. Київ. 2023. 397с. URL: <https://mtu.gov.ua/files/Нац.%20доповідь%20про%20стан%20ПВ%202022%20р..pdf>
11. Джигирей В. С., Сторожук В. М., Яцюк Р. А. Основи екології та, охорона навколишнього природного середовища (Екологія та охорона природи). Львів, Афіша. 2000. 272 с. URL: https://www.svpu-profi.lv.ua/pdf/library/osn_ekolog_djigerei.pdf
12. Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2019 na tle dziesięciolecia 2010–2019. *Główny Inspektorat Ochrony Środowiska*. Text. Warszawa. 2021. 239с. URL: https://rds.m.gios.gov.pl/images/Pliki/Oceny%20roczne/7_OCENA_STANU_2020_NA_TLE_2010-2019.pdf
13. Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie. Wody to nie śmietnik, dlatego dbajmy o czystość wód – dla nas i dla zdrowych ekosystemów. URL: <https://www.gov.pl/web/wody-polskie/wody-to-nie-smietnik-dlatego-dbajmy-o-czystosc-wod-dla-nas-i-dla-zdrowych-ekosystemow>
14. Główny Urząd Statystyczny. Ochrona środowiska w 2022 r. Warszawa, GUS. 2022. 12 с. URL: https://stat.gov.pl/download/gfx/portalinformacyjny/pl/defaultaktualnosci/5484/12/6/1/ochrona_srodowiska_w_2022_r.pdf
15. *Water Resources Management. Recommendations for biznesu*. Warszawa: UNGC Poland. 2021. 48 с. URL: <https://ungc.org.pl/wp-content/uploads/2021/04/raport-zarzadzanie-zasobami-wodnymi-www-1.pdf>
16. Morgera E.. Global Environmental Law and Comparative Legal Methods *Special Issue: Comparative Environmental L.w*. 2015. 24 (3), 254-263. DOI: <https://doi.org/10.1111/reel.12138>
17. ДСанПіН 2.2.4-171-10. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною. *Міністерство охорони здоров'я України*. Київ. 2010. 25 с. URL: <https://geology.lnu.edu.ua/wp-content/uploads/2020/03/DSanPiN-2.2.4-171-10.pdf>
18. ДСТУ 4808:2007. Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання. Київ. 2007. 25 с. URL: <https://environmentallab.com.ua/wp->

- content/uploads/2021/12/dstu-4808_2007-dzherela-czentralizowanego-pitnego-vodopostachannya.-vimogi-shhodo-yakosti-vodi-i-pravila-vibirannya.pdf
19. Затвердження гігієнічних нормативів якості води водних об'єктів для задоволення питних, побутових та інших потреб населення: Наказ Міністерства охорони здоров'я від 2 травня 2022 р. № 721. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0524-22#Text>
 20. European Committee for Standardization PN-EN15975-2:2013-12. *Security of drinking water supply –for risk and crisis management - Part 2: risk management* (European Standard). CEN. 2013. URL: https://standards.iteh.ai/catalog/standards/cen/39c119d3-607d-4a49-9ab7-74f51574ab42/en-15975-2-2013?srsId=AfmBOopowDT-KAKQbn0PaLdBk8D7pMa-8cLqsSiY_ONKIYb93SwhWwkoj
 21. European Committee for Standardization PN-EN ISO14189:2016-10. *Water quality: Enumeration of Clostridium perfringens – Metod using membrane filtration* (European Standard). 2016. URL: <https://www.iso.org/standard/54495.html>
 22. W sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 7 grudnia 2017 r. 2017. URL: <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=WDU20170002294>
 23. Normy wykorzystywane w badaniach jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi - Główny Inspektorat Sanitarny - Portal Gov.pl. *Główny Inspektorat Sanitarny*. URL: <https://www.gov.pl/web/gis/normy>
 24. Parametry wody pitnej / Dla Klienta. *Zakład Wodociągów, Kanalizacji i Oczyszczalni Ścieków Wod-Kan Sp. z o.o. w Mławie*. URL: <https://www.wod-kan-mlawa.com.pl/dla-klienta/parametry-wody-pitnej/>
 25. Raporty i opracowania o stanie środowiska - Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Katowicach - Portal Gov.pl. *Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Katowicach*. URL: <https://www.gov.pl/web/wios-katowice/raporty-i-opracowania-o-stanie-srodowiska>
 26. Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglугi Śródlądowej z dnia 9 października 2019 r. w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych Dz. U. 2019 poz. 2147. 3 s. URL: <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20190002147/O/D20192147.pdf>
 27. Monitoring wód. *Główny Inspektorat Ochrony Środowiska*. URL: <https://gov.pl/pl/web/gios>
 28. World Health Organization. *Guidelines quality: 4th ed., for drinking-water incorporating the 1st addendum*. Geneva, WHO. 2017. 631 p. DOI: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950>

Стаття надійшла до редакції 31.10.2025

Переглянуто 10.12.2025

Стаття рекомендована до друку 12.12.2025

Опубліковано 30.12.2025

N. L RYCHAK¹, PhD (Geography),

Associate Professor at the Department of Ecology and Environmental Management

e-mail: rychak@karazin.ua

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-1620-3059>

A.A.YEFREMOVA¹,

Ecologist,

e-mail: efrem200404@gmail.com

ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0007-1064-7560>

¹V. N. Karazin Kharkiv National University,

4, Svobody Square, Kharkiv, 61022, Ukraine

ECOLOGICAL QUALITY STANDARDS FOR DRINKING AND SURFACE WATER IN UKRAINE AND POLAND

Purpose. Analysis of the regulatory framework, assessment of qualitative and quantitative indicators of drinking water and surface waters in Ukraine and Poland.

Methods. Comparative legal method, systematic analysis to summarize the results, and the method of analogies were used

Results. Based on a comparison of actual standards and monitoring approaches in both countries, based not only on theoretical sources but also on a practical comparison of digital indicators, the following has been determined for drinking water in both countries: regulatory requirements for organoleptic indicators differ in terms of the permissible limits for the intensity of these characteristics and the methodological approaches to their determination; in Poland, the issue of bacteriological safety of water is more standardized; drinking water quality standards in Ukraine and Poland are very similar, but in many cases Poland sets stricter requirements for certain indicators (especially iron, manganese, and ammonium). For organoleptic indicators of surface water quality in Ukraine, the standards are more specific and quantitative. There are significant differences in the physical and chemical indicators of surface water quality.

Conclusions: Poland has fully integrated the requirements of the European Union Directives into its legislation, while in Ukraine this process is still ongoing. Further harmonization of Ukrainian environmental standards with European requirements is necessary, which is in line with the provisions of Ukraine's State Policy Strategy and sustainable development goals.

KEYWORDS: *environmental standard, water quality standard, harmonization of legislation, drinking water, surface water*

Conflict of Interest

The authors declare no conflict of interest regarding the publication of this manuscript. Further-more, the authors have fully adhered to ethical norms, including avoiding plagiarism, data falsification, and duplicate publication.

Authors Contribution: authors have contributed equally to this work.

The work does not use artificial intelligence resources

References

1. On the Sustainable Development Goals of Ukraine for the period up to 2030: Decree of the President of Ukraine dated 30.09.2019 No. 722/2019. Verkhovna Rada of Ukraine. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/go/722/2019> (in Ukrainian)
2. Mitryasova, O. P., Mats, A. D., Chvyr, V. A., & Smyrnov, V. M. (2024). Comparative analysis of atmospheric air and surface water quality standards in Ukraine and EU. *Environmental Safety and Natural Resources*, 52(4), 28–44. <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2024.4.28-44> (in Ukrainian)
3. Крайнюкова, А. М. (2017). Main Features of Surface Water Quality Regulation in Ukraine and in EU Countries. *Visnyk of V. N. Karazin Kharkiv National University. Series Ecology*, (16), 18–21. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2017-16-02> (in Ukrainian)
4. Directive 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of December 16, 2020, on the quality of water intended for human consumption. URL: https://environment.ec.europa.eu/topics/water/drinking-water_en
5. Dyrektyva Yevropeiskoho Parlamentu i Rady 2000/60/ES vid 23 zhovtnia 2000 roku pro vstanovlennia ramok zakhodiv Spivtovarystva v haluzi vodnoi polityky : Dyrektyva; Yevroparlament vid 23.10.2000 № 2000/60/Yes // Baza danykh «Zakonodavstvo Ukrainy» / Verkhovna Rada Ukrainy. URL: https://zakon.rada.gov.ua/go/994_962Pro Osnovni zasady (strategiiu) derzhavnoi ekolohichnoi polityky Ukrainy na period do 2030 roku : Zakon Ukrainy; Stratehiia vid 28.02.2019 № 2697-VIII // Baza danykh «Zakonodavstvo Ukrainy» / Verkhovna Rada Ukrainy. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/go/2697-19> (in Ukrainian)
6. On the Basic Principles (Strategy) of the State Environmental Policy of Ukraine for the Period up to 2030: Law of Ukraine; Strategy dated 28.02.2019 No. 2697-VIII. Verkhovna Rada of Ukraine. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/go/2697-19> (in Ukrainian)
7. Snizhko S., Didovets I., Bronstert A. Ukraine's water security under pressure: Climate change and wartime. *Water Security*. 2024. 23, 100182. URL: <https://doi.org/10.1016/j.wasec.2024.100182>
8. Kushch O.O. Analiz proiaviv vodnoho defitsytu v Yevropi ta mistse Ukrainy v systemi yevropeiskyykh koordynat vodnykh resursiv. *Hidrolohiia, hidrokhiimiia i hidroekolohiia*. 2025. № 1(75). С. 19–25. DOI: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2025.1.2>
9. Pisarski Z., Serzysko A. Pierwszy raport przejrzystości dla Konferencji Stron Ramowej Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu. 2024. Warszawa. 278. Retrieved from <https://ios.edu.pl/wp-content/uploads/2025/01/btr1-pierwszy-raport-transparentnosci-dla-konferencji-stron-ramowej-konwencji-narodow-zjednoczonych-w-sprawie-zmian-klimatu.pdf>
10. National report on the quality of drinking water and the state of drinking water supply and sanitation in Ukraine in 2022. (2023). Ministry of Community, Territorial and Infrastructure Development of Ukraine. Kyiv. Retrieved from <https://mtu.gov.ua/files/Нац.%20доповідь%20про%20ста%20ПБ%202022%20p..pdf> (in Ukrainian)
11. Dzhigirei V. S., Storozhuk. V. M., Yatsyuk R. A. (2000). Fundamentals of ecology and environmental protection (Ecology and nature protection). Lviv, Afisha. Retrieved from https://www.svpu-profi.lv.ua/pdf/library/osn_ekolog_dzhigirei.pdf (in Ukrainian)
12. Assessment of the environmental condition of the Polish Baltic marine areas based on monitoring data from 2019 compared to the decade 2010–2019. (2021). Chief Inspectorate of Environmental Protection. Warsaw. Retrieved from https://rdsm.gios.gov.pl/images/Pliki/Oceny%20roczny/7_OCENA_STANU_2020_NA_TLE_2010-2019.pdf (in Polish)

13. State Water Management Authority Polish Waters. Water is not a garbage dump, so let's keep it clean – for ourselves and for healthy ecosystems. Retrieved from <https://www.gov.pl/web/wody-polskie/wody-to-nie-smietnik-dlatego-dbajmy-o-czystosc-wod-dla-nas-i-dla-zdrowych-ekosystemow> (in Polish)
14. Environmental protection in 2022. (2022.).Warsaw, Central Statistical Office. Retrieved from <https://stat.gov.pl/download/gfx/portalinformacyjny/pl/defaultaktualnosci/5484/12/6/1/ochrona-srodowiska-w-2022-r.pdf> (in Polish)
15. Water Resources Management in Poland 2018; (2021). UNGC Poland. Retrieved from <https://ungc.org.pl/wp-content/uploads/2021/04/raport-zarzadzanie-zasobami-wodnymi-www-1.pdf> (in Polish)
16. Morgera E.. (2015). Global Environmental Law and Comparative Legal Methods Special Issue: Comparative Environmental L.w. 24 (3), 254-263. : <https://doi.org/10.1111/reel.12138>
17. DSanPiN 2.2.4-171-10. Hygienic requirements for drinking water intended for human consumption. (2010). Ministry of Health of Ukraine. Kyiv. Retrieved from <https://geology.lnu.edu.ua/wp-content/uploads/2020/03/DSanPiN-2.2.4-171-10.pdf> (in Ukrainian)
18. DSTU 4808:2007. Sources of centralized drinking water supply. Hygienic and ecological requirements for water quality and selection rules. (2007). Kyiv. Retrieved from <https://environmentallab.com.ua/wp-content/uploads/2021/12/dstu-4808-2007-dzherela-czentralizovanogo-pitnogo-vodopostachannya-vimogi-shhodo-yakosti-vodi-i-pravila-vibirannya.pdf> (in Ukrainian)
19. Approval of hygienic standards for the quality of water of water bodies to meet drinking, household and other needs of the population. (2022). Order of the Ministry of Health of May 2, 2022 No. 721.. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0524-22#Text> (in Ukrainian)
20. European Committee for Standardization PN-EN15975-2:2013-12. Security of drinking water supply –for risk and crisis management - Part 2: risk management (European Standard). (2013). CEN. Retrieved from [URL:https://standards.iteh.ai/catalog/standards/cen/39c119d3-607d-4a49-9ab7-74f51574ab42/en-15975-2-2013?srltid=AfmBOopowDTKAKQbn0PaLdBk8D7pMa-8cLqsSjY_ONKIYb93SwhWwkoj](https://standards.iteh.ai/catalog/standards/cen/39c119d3-607d-4a49-9ab7-74f51574ab42/en-15975-2-2013?srltid=AfmBOopowDTKAKQbn0PaLdBk8D7pMa-8cLqsSjY_ONKIYb93SwhWwkoj)
21. European Committee for Standardization PN-EN ISO14189:2016-10. Water quality: Enumeration of Clostridium perfringens – Metod using membrane filtration (European Standard). (2016). Retrieved from <https://www.iso.org/standard/54495.html>
22. On the quality of water intended for human consumption. (2017). Regulation of the Minister of Health of 7 December 2017. Retrieved from <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=WDU20170002294> (in Polish)
23. Standards used in testing the quality of water intended for human consumption - Chief Sanitary Inspectorate - Gov.pl portal. Chief Sanitary Inspectorate. Retrieved from <https://www.gov.pl/web/gis/normy> (in Polish)
24. Drinking water parameters / For the Customer. Water, Sewage and Sewage Treatment Plant Wod-Kan Sp. z o.o. in Mława. Retrieved from <https://www.wod-kan-mlawa.com.pl/dla-klienta/parametry-wody-pitej/> (in Polish)
25. Reports and studies on the state of the environment - Provincial Inspectorate of Environmental Protection in Katowice - Gov.pl portal. Provincial Inspectorate of Environmental Protection in Katowice: Retrieved from <https://www.gov.pl/web/wios-katowice/raporty-i-opracowania-o-stanie-srodowiska> (in Polish)
26. Regulation of The Minister of Maritime Economy and Inland Navigationurl: (2019). *Journal of Laws of the Republic of Poland*. Warsaw, November 7, Item 2147. Retrieved from <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20190002147/O/D20192147.pdf> (in Polish)
27. Water monitoring. Chief Inspectorate of Environmental Protection. Retrieved from <https://gov.pl/pl/web/gios> (in Polish)
28. Guidelines for drinking-water quality: 4th ed., incorporating the 1st addendum. (2017). Geneva, WHO. World Health Organization. Retrieved from <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950>

The article was received by the editors 31.10.2025
The article is recommended for printing 12.12.2025

The article was revised 10.12.2025
This article published 30.12.2025

DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-04>

UDK 338.49: 656.2: 504.5

L. A. HOROSHKOVA, DSc (Economy), Prof.,

Professor of the *Department of Ecology*

e-mail: goroshkova69@gmail.com

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-7142-4308>

National university of Kyiv Mohyla academy

2, Skovorody, Str., Kyiv, 04070, Ukraine

O. I. MENSHOV, DSc (Geology), Senior Researcher,

Department of Geoinformatics

e-mail: menshov@knu.ua

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-7280-8453>

Taras Shevchenko National University of Kyiv

60, Volodymyrska, Str., Kyiv, 01033, Ukraine

A. N. NEKOS, DSc (Geography), Prof.,

Professor of the *Department of Environmental Monitoring and Nature Conservation*

e-mail: alnekos999@gmail.com

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-1852-0234>

V. N. Karazin Kharkiv National University,

4, Svobody Sq., Kharkiv, 61022, Ukraine

Y. D. KORNIICHUK^{1,2}, Master's Degree,

e-mail: yuliia.korniichuk@ukma.edu.ua

ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0008-0742-3213>

¹*Taras Shevchenko National University of Kyiv,*

60, Volodymyrska, Str., 01033 Kyiv, Ukraine

²*V.N. Karazin Kharkiv National University,*

4, Svobody, Sq., Kharkiv, 61022, Ukraine

K. V. KHADUSKINA, Bachelor

e-mail: kateryna.khaduskina@student.karazin.ua

ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0008-8558-8937>

V.N. Karazin Kharkiv National University,

4 Svobody Sq., Kharkiv, 61022, Ukraine

ANTHROPOGENIC IMPACT OF THE WAR ON THE CONDITION OF SURFACE WATERS OF THE RIVERS KAZENNYI TORETS AND KRYVYI TORETS WITHIN THE CITY OF DRUZHKIVKA

Purpose. To provide a comprehensive ecological assessment of the surface waters state of the Kryvyi Torets and Kazennyi Torets rivers in the city of Druzhkivka in order to determine the main anthropogenic factors of influence, in particular the consequences of war.

Methods. System analysis, statistical processing methods, analysis of retrospective dynamics, and forecasting of future trends.

Results. An analysis of water condition indicators was carried out for the monitoring posts – Kryvyi Torets River and Kazennyi Torets River. Organic pollution (BOD₅ and dissolved oxygen) in both rivers throughout the entire observation period there was a systematic excess of BOD₅ over the MPC. The concentration of dissolved oxygen repeatedly dropped below the standard, which indicates a threat to aquatic biota and disruption of self-purification processes. Nitrites constantly and significantly exceeded the standard, especially in 2005–2008. Periodic significant maxima of phosphate-ion content were recorded, which indicates eutrophication processes and the inflow of phosphates from detergents and fertilizers. Water mineralization (sulfate and chloride ions) is high, especially in 2006–2008 and 2011–2013. Since 2014, stabilization has been observed, but at a high level. Using the Forecast Sheet resource forecasting carried out, which showed good convergence of forecast and actual values. No positive dynamics in water quality were recorded — in 2024–2025 most indicators exceed the MPC.

Conclusions. The rivers Kazennyi Torets and Kryvyi Torets are in a state of persistent organic and chemical pollution. The overall ecological condition remains unsatisfactory, and in 2024–2025 the situation has even

worsened. Overall, the war has significantly deepened the ecological problems of these rivers. They require a comprehensive approach to restoration: modernization of treatment facilities, rehabilitation of aquatic ecosystems, and restoration of the monitoring system. Without this, there is a threat of further degradation of the region's water resources, which will have long-term consequences for the environment and human health.

KEYWORDS: *Kryvyi Torets River, Kazennyi Torets River, surface waters, ecological monitoring, phosphates, ammonium, sulfates, chlorides, dissolved oxygen, BODs, nitrates, nitrites, anthropogenic impact, consequences of war*

Як цитувати: Horoshkova L. A., Menshov O. I., Nekos A. N., Korniiichuk Y. D., Khaduskina K. V. Anthropogenic impact of the war on the condition of surface waters of the rivers Kazennyi Torets and Kryvyi Torets within the city of Druzhkivka. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2025. Вип. 33. С. 49-69. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-04>

In cites: Horoshkova, L. A., Menshov, O. I., Nekos, A. N., Korniiichuk, Y. D., & Khaduskina, K. V. (2025). Anthropogenic impact of the war on the condition of surface waters of the rivers Kazennyi Torets and Kryvyi Torets within the city of Druzhkivka. *Visnyk of V.N. Karazin Kharkiv National University. Series Ecology*, (33), 49-69. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-04>

Introduction

Under the conditions of a prolonged military conflict in eastern Ukraine, the problem of ecological monitoring of the condition of surface waters of rivers becomes more significant. Due to hostilities taking place in the territories of river basins of the eastern regions, monitoring of water quality is significantly complicated or impossible. An example of this problem is the basin of the Siverskyi Donets River, which flows through the territories of three regions (Luhansk, Kharkiv, Donetsk). Hostilities in the eastern regions of Ukraine have a significant impact on the ecological state of surface waters of rivers. The largest in terms of catchment area in eastern Ukraine is the Siverskyi Donets River. During martial law, it undergoes substantial military impact. Under the influence of long-term constant military impact, the condition of surface waters has significantly deteriorated. From detonation and fragments of ammunition, toxic compounds enter the soil (water vapor, hydrocyanic acid vapors, carbon monoxide, nitrogen, carbon dioxide, etc.) [1]. With

surface runoff and in the process of infiltration into the soil with meltwater and precipitation, pollutants enter groundwater, and from there into surface waters [1].

In addition, during hostilities, wastewater treatment facilities are destroyed, and as a result of the absence of water purification there is uncontrolled pollution of surface waters. In conditions of hostilities, the priority issues are the assessment of military impact and the determination of the ecological state of surface waters. Apart from industrial and agricultural pollution, the main impact now comes from hostilities. The problem of obtaining environmentally safe water resources for the local population of frontline regions is becoming increasingly urgent and important. In such conditions, access to drinking water is significantly limited or may be completely unavailable. Military impact on water supply and water treatment facilities affects the availability and quality of water purification [2].

Objects and Research Methods

Given the relevance of the problem, the objects of research were chosen to be the rivers of Donetsk region: the Kazennyi Torets (right tributary of the Siverskyi Donets River) and the Kryvyi Torets (left tributary of the Kazennyi Torets River) within the city of Druzhkivka. The city is located in the Kramatorsk district of Donetsk region, in the zone of active hostilities. During hostilities, the access of the local population to water resources is limited, water supply is carried out in limited quantities according to a set schedule. Under such conditions, the

issue of finding alternative sources of water supply arises acutely.

Since the data of the Basin Water Monitoring Laboratory of the Siverskyi Donets BUVR for the observation posts of the Kazennyi Torets and Kryvyi Torets rivers are available from 2003 to 2019, we carried out forecasting of the corresponding indicators until 2025. For forecasting, Excel tools were selected. The first of these is the tool of data approximation by creating a trendline on a chart, which shows the general tendency of the data, using various

regression methods such as linear, logarithmic, polynomial, or exponential. Smoothing is achieved by adding a moving average line, which averages data values over a given period to show a smoother dependence and hide short-term fluctuations. In Excel, the least squares algorithm is used to build the trendline, which finds the best approximation of the data to a straight line or another trend model by minimizing the sum of squared deviations of the actual points from the trendline. Excel allows choosing different types of trends, each of which uses the corresponding mathematical algorithm to determine the best curve for your data. The accuracy of the model is checked using the coefficient of determination (R-squared), which shows how well the trendline fits the data.

Also, for forecasting the studied indicators for the period until 2025, we used another Excel tool – Forecast Sheet. It creates a table and chart with forecasted values using exponential smoothing algorithms. The forecast makes it possible to predict future values based on existing data (taking into account the time component) using the AAA version of the exponential smoothing (ETS) algorithm.

Results and Discussion

The problem of ecological assessment of surface water quality under modern conditions is relevant, and this topic has been developed by many authors. In the works of Horoshkova L.A., Menshov O.I., and others, the problem of anthropogenic impact and military actions on the condition of surface waters of the Dnipro River in Zaporizhzhia was considered using modeling methods [6]. An ecological assessment and forecast were also conducted for the Danube River [7]. Issues of monitoring ecological safety by oxygen indicators were addressed by Bessonnyi V.L., Ponomarenko R.V., Tretyakov O.V., and others [8]. The dynamics of changes in dissolved oxygen in a mathematical model using retrospective data for forecasting the oxygen regime were studied in the work of Bessonnyi V.L., Tretyakov O.V., Kravchuk A.M., Statsenko Yu.F. [9]. For the rivers of the Western Bug, an ecological assessment of the water condition was carried out based on the microphyte index by Nekos A.N., Boyaryn M.V., and others [10–14].

In order to assess the anthropogenic load, including that of the war, on the condition of surface waters of the Kryvyi Torets and Kazennyi Torets rivers in Druzhkivka, an analysis of

In general, exponential smoothing is a time series forecasting method that is used to analyze and predict data where each subsequent value in the series takes into account the previous values with gradually decreasing weight, which decreases according to the exponential law. That is, it uses average values to predict future values, reducing the influence of fluctuations and highlighting the general trend. Exponential smoothing takes into account all previous values of the time series, but gives greater weight to the most recent observations, since their influence on future values is considered more significant. This is achieved using a special smoothing coefficient (α), which determines the rate of decrease in the weight of previous values. The higher the value of α , the greater the weight given to the most recent data, and the lower, the more the weight is distributed over the entire series.

FORECAST.ETS.CONFINT makes it possible to calculate the confidence interval for the forecast value. A 95% confidence interval means that 95% of future data points are likely to fall within this interval. The boundaries of the confidence interval are the binding of the lower and upper probability.

water condition indicators was conducted for the monitoring posts: Post № 1 – Kryvyi Torets River, 1 km, Karlivska dam, technical water intake (48.616667, 37.533333), and Post № 2 – Kazennyi Torets River, 55 km, Druzhkivka, below the confluence, below the city technical water intake (48.648694, 37.516667). Figure 1 shows the monitoring points of the studied rivers as recorded by the Water Monitoring Laboratory of the Siverskyi Donets BUVR. The research was conducted for the following indicators: biochemical oxygen demand for 5 days (BOD₅) and dissolved oxygen, phosphate ions and ammonium ions, nitrite ions and nitrate ions, sulfate ions and chloride ions.

Figure 2 presents the dynamics of changes in dissolved oxygen and BOD₅ in water samples from the Kryvyi Torets River (Post № 1) according to retrospective data for the period 2005–2019 at the observation post (Post № 1 in Fig. 1). Monitoring observations were conducted. All recorded concentrations of dissolved oxygen and BOD₅ during the defined period did not meet the maximum permissible concentrations (MPC of dissolved oxygen – 4 mgO₂/dm³ and BOD₅ – 3 mgO₂/dm³).

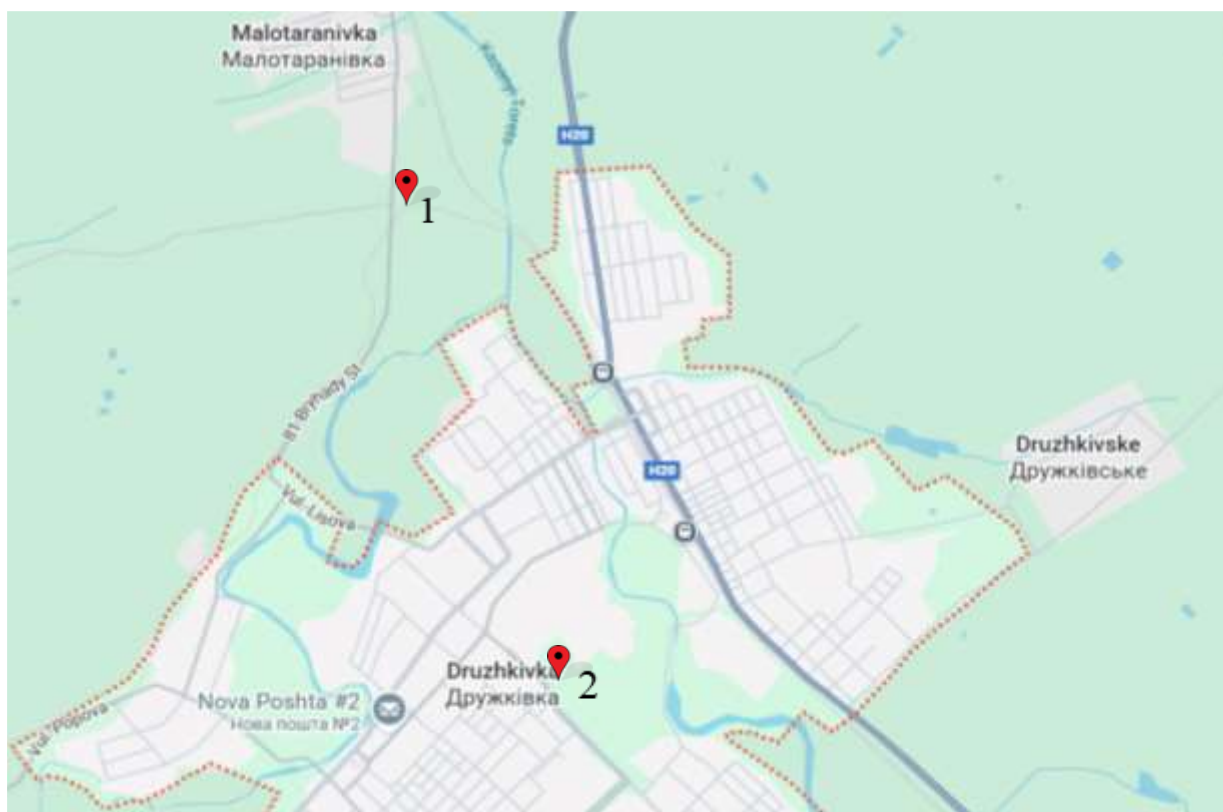


Fig. 1 - Location of Post 1 of the Kryvyi Torets River and Post 2 of the Kazennyi Torets River

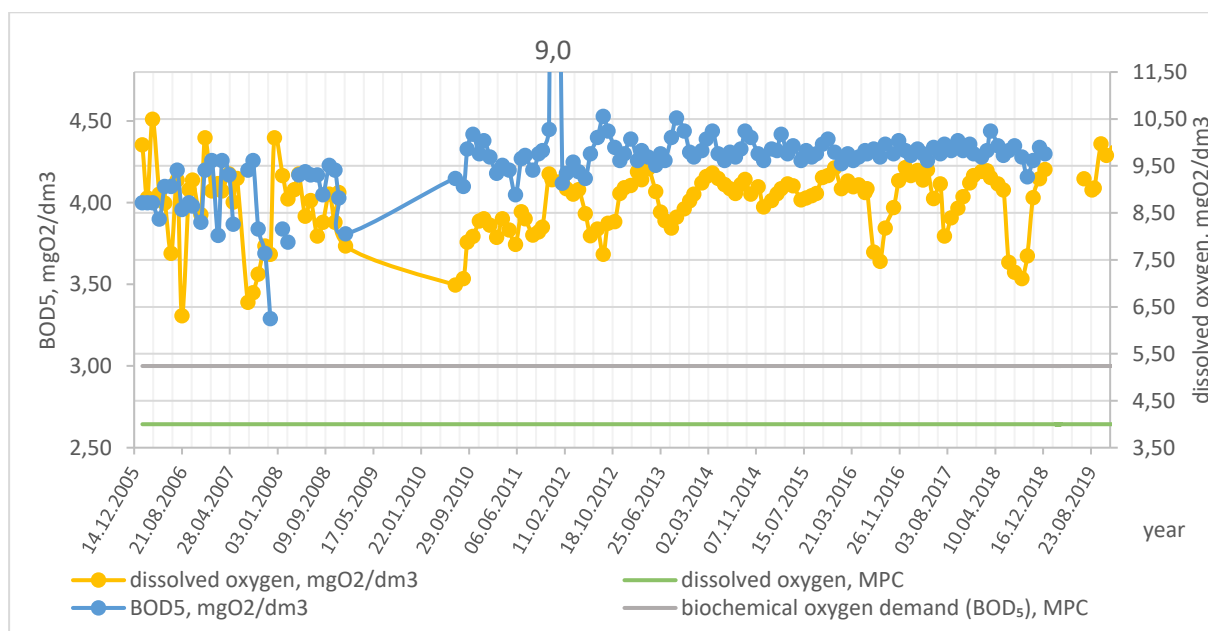


Fig. 2 – Dynamics of dissolved oxygen and biochemical oxygen demand (BOD₅) in the waters of the Kryvyi Torets River in 2005–2019

The values of the studied indicators showed significant fluctuations in the period 2005–2009. The value of dissolved oxygen

The values of the studied indicators showed significant fluctuations in the period 2005–2009. The value of dissolved oxygen tended to increase up to the highest during the

monitoring period – $10.50 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ in 2006. A gradual decrease to the lowest value for the fourteen-year period was observed in 2006 and amounted to $6.31 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$.

In the period 2010–2014, the fluctuations of dissolved oxygen with increases and decreases varied from 6.97 to $9.50 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$. In 2015–2019, the dissolved oxygen indicator tended to decrease with subsequent return to average values; sharp increases were not observed, the lowest value in this period was $7.10 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$.

During the period from 2006 to 2014, BOD_5 indicators fluctuated significantly; the lowest value during the period was observed in 2007 and amounted to $3.29 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$, and the highest value was in 2011 – $9.21 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$. In

the period from 2014 to 2019, BOD_5 values showed only minor fluctuations.

Data showing the changes in the concentrations of phosphate ions and ammonium ions in water samples from the Kryvyi Torets River Fig. 3 presents. From 2005 to 2008, ammonium ion values fluctuated considerably and reached the maximum highest value in 2008 – $1.21 \text{ mg}/\text{dm}^3$, while the minimum values were recorded in 2006 and 2007 – $0.26 \text{ mg}/\text{dm}^3$. In the period from 2010 to 2015, the concentrations of ammonium ions had a general tendency to increase with periods of sharp decrease; during this interval, the highest values of the fourteen-year period were observed in 2013 and 2015 – $1.72 \text{ mg}/\text{dm}^3$. The period from 2015 to 2019 was characterized by a general decreasing.

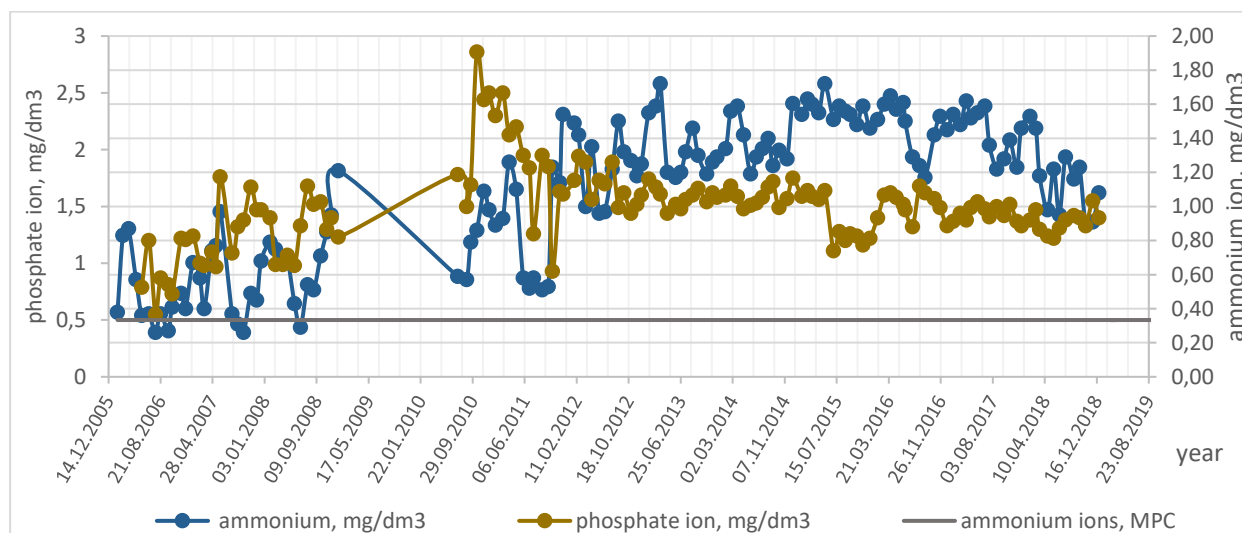


Fig. 3 – Dynamics of phosphate ion and ammonium ion concentrations in the waters of the Kryvyi Torets River during 2005–2019 compared with the maximum permissible concentrations (MPC)

trend with intermittent sharp increases in ammonium ion concentrations. The dynamics of phosphate ion concentrations show a tendency for gradual increase during the monitoring period of 2005–2008, reaching the maximum value in 2007 – $1.76 \text{ mg}/\text{dm}^3$. Also, from 2005 to 2008, the minimum value for the fourteen-year period was recorded. In the interval of 2010–2011, a sharp increase in phosphate ion concentrations was characteristic, reaching the highest value for the fourteen-year period in 2010 – $2.86 \text{ mg}/\text{dm}^3$, followed by a gradual decrease to $0.93 \text{ mg}/\text{dm}^3$ in 2011. From 2012 to 2015, no sharp fluctuations were observed. In 2015, there was a sharp drop from $1.64 \text{ mg}/\text{dm}^3$ to $1.11 \text{ mg}/\text{dm}^3$, after which concentrations did

not show significant fluctuations until the end of the year. Since 2016, phosphate ion concentration indicators have shown a tendency for short-term increases to $1.62 \text{ mg}/\text{dm}^3$ and $1.68 \text{ mg}/\text{dm}^3$; after this period, significant fluctuations were absent.

Figure 4 presents the dynamics of changes in chloride ion and sulfate ion indicators in water samples from the Kryvyi Torets River. From 2005 to 2009, chloride ion concentrations had a general tendency to increase with periods of decrease; in this interval of the fourteen-year observation period, the lowest value was recorded in 2006 – $234.30 \text{ mg}/\text{dm}^3$. In the period from 2010 to 2018, fluctuations in chloride ion concentrations were minor, within the

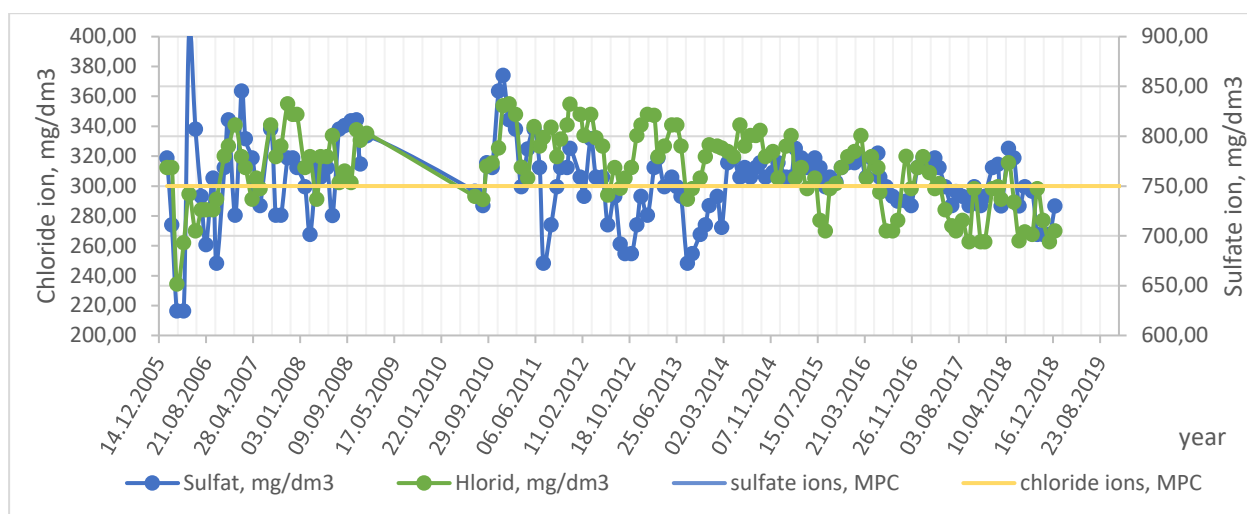


Fig. 4 – Dynamics of changes in sulfate and chloride ion concentrations in the Kryvyi Torets River in 2005–2019

range of 262.70–355 mg/dm³. Most of the graph of chloride ion concentration values lies outside the MPC.

From 2005 to 2008, sulfate ion concentrations tended to increase with periods of sharp decrease in values; in this interval, the highest value was recorded in 2006 – 902.90 mg/dm³, and in the same year the lowest – 624.40 mg/dm³. The observation period from 2010 to 2014 was characterized by fluctuations in sulfate ion concentrations; the lowest values were found in 2011 and 2013 – 672.40 mg/dm³, while the highest was in 2010 – 861.10 mg/dm³. During 2015–2018, no significant fluctuations in sulfate ion concentration indicators occurred.

Figure 5 demonstrates the change in nitrate and nitrite concentration indicators in water

samples from the Kryvyi Torets River. Nitrate concentrations during the fourteen-year observation period did not exceed the established MPC of 40 mg/dm³.

The dynamics of nitrite concentrations are inversely proportional to nitrates. During the fourteen-year period, all nitrite concentration indicators did not meet the MPC, which was 0.08 mg/dm³, reaching the highest value in 2007 – 1.90 mg/dm³, while the lowest in the same year was 0.18 mg/dm³.

Nitrogen compounds, in particular nitrates (NO₃⁻) and nitrites (NO₂⁻), are important indicators of water quality, reflecting the level of organic pollution and the efficiency of nitrification and denitrification

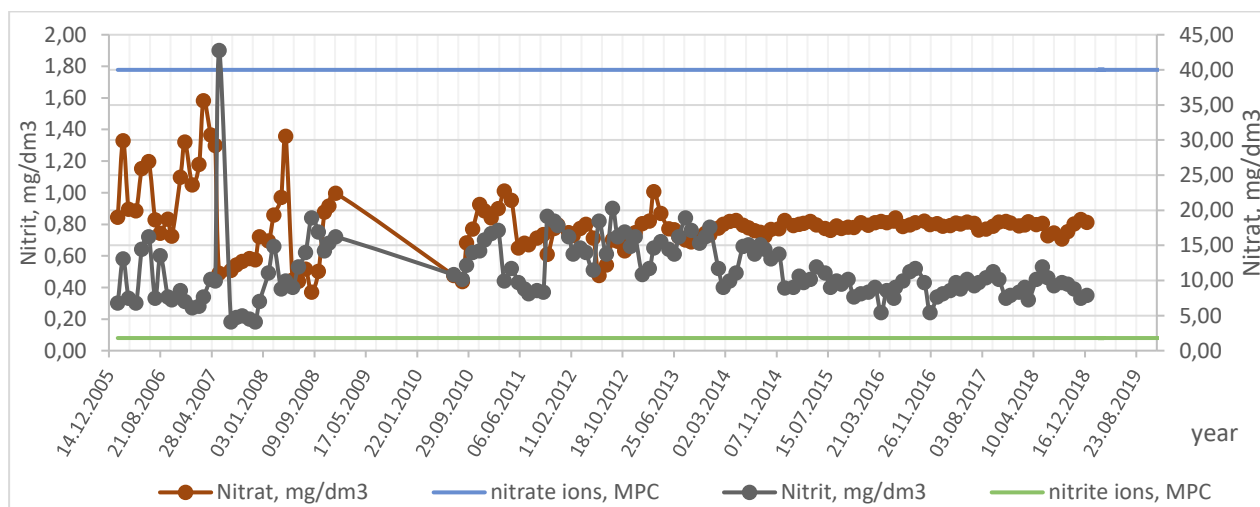


Fig. 5 – Dynamics of changes in nitrate and nitrite ion concentrations in the surface waters of the Kazennyi Torets River in 2005–2019 compared with the maximum permissible concentrations (MPC)

processes. Monitoring their concentrations makes it possible to detect technogenic impact, in particular the inflow of insufficiently treated wastewater. The graph shows the long-term dynamics of changes in the content of nitrate and nitrite ions in the Kazennyi Torets River, which is a left tributary of the Siverskyi Donets, taking into account comparison with the maximum permissible concentrations (Fig. 5).

Figure 5 presents the dynamics of changes in nitrate ion concentrations (right axis, orange line) and nitrite ion concentrations (left axis, gray line) in the waters of the Kazennyi Torets River during 2005–2019. The values are compared with the maximum permissible concentrations (MPC), which for nitrites are 0.02 mg/dm^3 (green line), and for nitrates – 45 mg/dm^3 (blue line).

Regarding nitrites, in 2005–2008 an extremely high level of nitrite pollution was observed – with frequent exceedances of 1.0 mg/dm^3 , and in some cases up to 1.9 mg/dm^3 , which is more than 90 times higher than the MPC. This indicates a significant organic load during this period, probably due to the inflow of insufficiently treated domestic or industrial wastewater. Starting from 2009, the level of nitrite ions decreases and stabilizes within $0.3\text{--}0.6 \text{ mg/dm}^3$. Although this still significantly exceeds the standard (by 15–30 times), the fluctuations decreased significantly, which may indicate some improvement in the state of wastewater treatment.

Regarding nitrates, nitrate ion concentrations were less variable and generally did not exceed the maximum permissible level of 45 mg/dm^3 . Most of the observed values were within $15\text{--}22 \text{ mg/dm}^3$, which indicates background pollution typical for areas with developed agriculture

or urban infrastructure. After 2011, the concentrations became even more stable.

Significant and prolonged exceedance of the MPC for nitrites indicates high toxicity of the aquatic environment in certain years, since nitrites are extremely harmful to aquatic biota. The absence of nitrate exceedances does not exclude risks for the ecosystem, as the combination of high nitrite and nitrate contents indicates active transformation of nitrogen compounds, typical for organic pollution. The decrease in nitrite concentrations after 2010 can be associated with the improvement of biological treatment processes or the reduction of load on sewage networks. The obtained data indicate that the Kazennyi Torets River in 2005–2008 was subject to intensive organic pollution, which was manifested in numerous nitrite peaks. Since 2009, a gradual improvement in the hydrochemical state has been observed. At the same time, the persistent exceedance of the MPC for nitrites requires further research into pollution sources and strengthening of control over the region's water treatment infrastructure.

The parameters of biochemical oxygen demand (BODs) and dissolved oxygen (DO) are key indicators of organic pollution and the aeration state of aquatic ecosystems. The graph presents the change of these indicators in the waters of the Kazennyi Torets River in the period from 2002 to 2019, which makes it possible to assess the dynamics of organic load and the ability of the reservoir for self-purification (Fig. 6).

The level of dissolved oxygen (DO) in most cases fluctuates within $7.5\text{--}10.0 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$, which indicates satisfactory conditions for oxygen saturation of the waters.

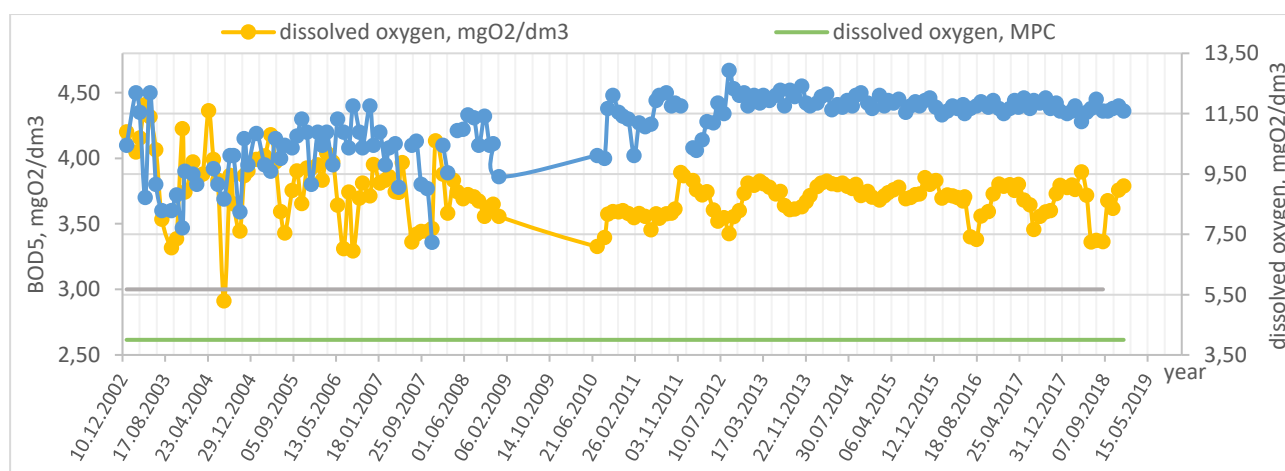


Fig. 6 – Dynamics of biochemical oxygen demand (BODs) and dissolved oxygen concentration in the waters of the Kazennyi Torets River (2002–2019)

However, in some years, especially during the periods 2004–2006 and 2011–2013, a decrease of DO to the level of 6.5–7.0 mgO₂/dm³ was observed, which may be related to increased organic pollution or changes in hydrological conditions. Biochemical oxygen demand (BOD₅) was mainly within the range of 4.0–4.5 mgO₂/dm³, which is close to the maximum permissible concentration (MPC) of 3 mgO₂/dm³. The indicators repeatedly exceeded this level, especially during the periods 2005–2007 and 2011–2013, which indicates the presence of organic load. In 2011–2013, the greatest decrease in the level of dissolved oxygen was observed simultaneously with an increase in BOD₅ – probably due to increased inflow of organic substances, which led to active oxygen consumption by microorganisms. Since 2015, there has been a tendency towards stabilization: the DO level fluctuates within 8.0–9.5 mgO₂/dm³, and BOD₅ decreased to a more stable level (3.8–4.2 mgO₂/dm³), which indicates improvement of the aquatic environment condition.

The analysis of the dynamics of dissolved oxygen and BOD₅ in the waters of the Kazennyi Torets River during 2002–2019 indicates periodic increases in organic load, especially in the mid-2000s and early 2010s. However, in the

second half of the study period, there is a tendency towards improvement of the ecological condition, which may indicate a decrease in anthropogenic impact or an increase in the effectiveness of treatment measures.

The Kazennyi Torets River, as a tributary of the Siverskyi Donets, is an important element of the Donbas water system and undergoes significant anthropogenic load due to the presence of industrial facilities and settlements. For the purpose of assessing the degree of surface water pollution and analyzing the sources of organic and inorganic load, the concentrations of ammonium ions (NH₄⁺) and phosphate ions (PO₄³⁻) were analyzed during 2002–2019 (Fig. 7).

In the period 2002–2005, the levels of both ions were mainly below the MPC, although isolated spikes of ammonium exceeded 2.5 mg/dm³. Starting from 2007–2008, a tendency of increasing concentrations of both ions was observed, with a particularly sharp rise in 2010–2012. Peak values of phosphates reached almost 3.0 mg/dm³, and ammonium ions – 1.8 mg/dm³, which significantly exceeds sanitary standards.

After 2014, concentrations stabilized, however ammonium remained at a level twice as high as the MPC.

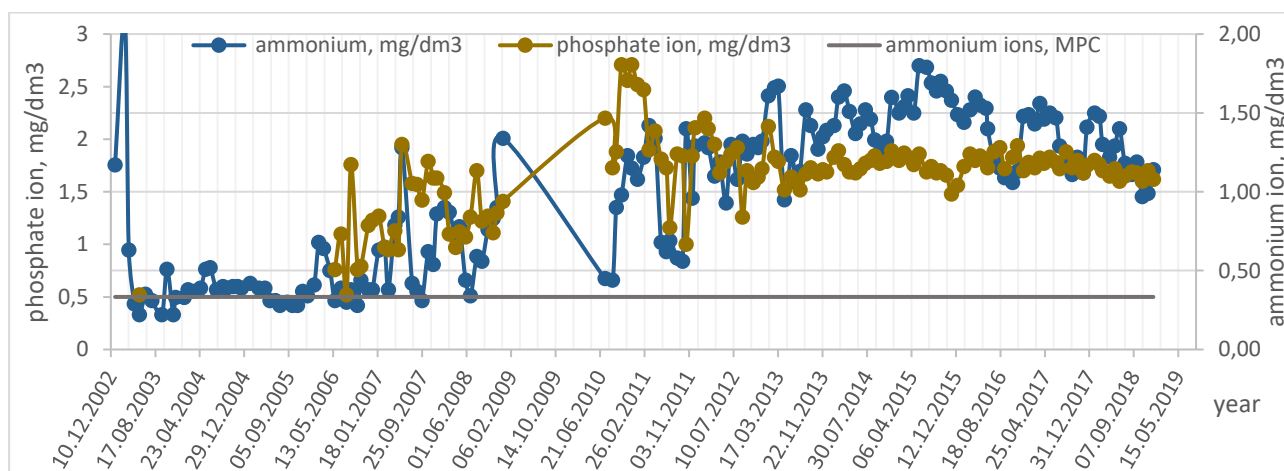


Fig. 7 – Dynamics of changes in ammonium and phosphate ion concentrations in the waters of the Kazennyi Torets River (2002–2019)

Constant exceedance of the MPC for ammonium ions indicates significant organic load, probably caused by insufficient treatment of wastewater and the presence of domestic and industrial pollution sources. High phosphate concentrations may indicate eutrophication caused by excessive application of phosphate fertilizers or the entry of phosphates from detergents. In

general, the ecosystem of the Kazennyi Torets shows signs of nutrient overloading, which creates risks for the condition of the aquatic environment and biota.

Sulfate and chloride ions are among the main components of natural water mineralization and serve as important indicators of anthropogenic load. Their concentration is formed under

the influence of natural processes (rock leaching, atmospheric precipitation) and economic activity (discharges of industrial and municipal wastewater, use of mineral fertilizers, road reagents, etc.).

For the Kazennyi Torets River, which flows through industrially developed areas,

fluctuations in the levels of these ions are typical depending on seasonal factors and technogenic impact. The study of changes in SO_4^{2-} and Cl^- concentrations makes it possible to assess the degree of stability of the hydrochemical regime and the level of anthropogenic pressure on the aquatic ecosystem (Fig. 8).

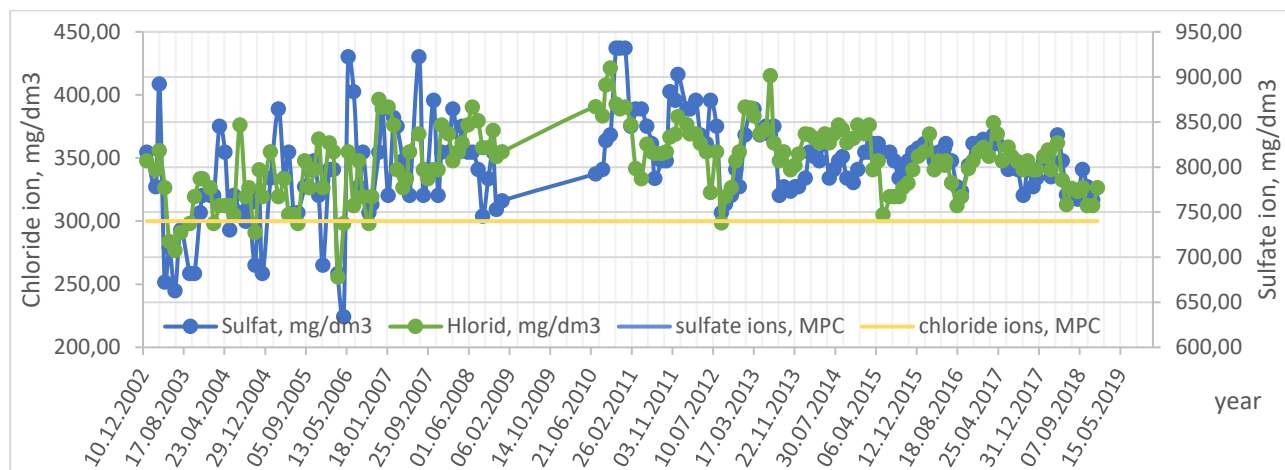


Fig. 8 - Dynamics of changes in sulfate and chloride ion concentrations in the waters of the Kazennyi Torets River (2002–2019)

The graph shows the dynamics of sulfate and chloride ion content in the surface waters of the Kazennyi Torets River during 2002–2019. Sulfate concentrations fluctuated within 600–950 mg/dm³, with periodic peak values that exceeded the average level. Chloride ions were mainly in the range of 200–450 mg/dm³, with a tendency to increase in 2006–2013, after which some stabilization was observed.

In general, both indicators in a number of cases approached or exceeded the normative MPC values, which indicates significant technogenic impact on the river. There is synchrony in the fluctuations of Cl^- and SO_4^{2-} , which points to their common sources of inflow, in particular from industrial and municipal wastewater. The largest peaks were recorded in 2006–2008 and 2011–2013, which may be related to intensive industrial discharges and low river flow during these periods.

Starting from 2014, a relative stabilization of concentrations is observed, but they still remain high and, in some years, exceed permissible standards. This indicates prolonged persistence of anthropogenic load on the aquatic ecosystem and limited capacity of the river for self-purification.

Monitoring of nitrogen-containing compounds (nitrates and nitrites) is an important

component of assessing the ecological state of surface waters. Their excessive accumulation may indicate the influence of anthropogenic pollution sources – municipal wastewater, agricultural fertilizers, or industrial discharges. High concentrations of these compounds pose risks of eutrophication and deterioration of water quality, which is especially dangerous for river ecosystems (Fig. 9).

Nitrate ions (brown line), their values fluctuated within 5–25 mg/dm³. In certain years (2003–2008), significant peaks were recorded, approaching the maximum permissible concentration (MPC = 40 mg/dm³). Starting from 2010, a relative stabilization of indicators at the level of about 15–20 mg/dm³ is observed, which is below the normative value, but indicates constant anthropogenic load. Nitrite ions (gray line), fluctuated in the range from 0.1 to 2.0 mg/dm³. In 2007, a sharp increase was observed (over 1.8 mg/dm³), which significantly exceeded the MPC (0.08 mg/dm³). After that, the maximum concentrations decreased, but throughout the entire study period an exceedance of the standard by several times was observed. Comparison with the MPC, the permissible level lines (blue – for nitrates, green – for nitrites) clearly show that the nitrate content in the river mostly remains within the standard, while the concentra-

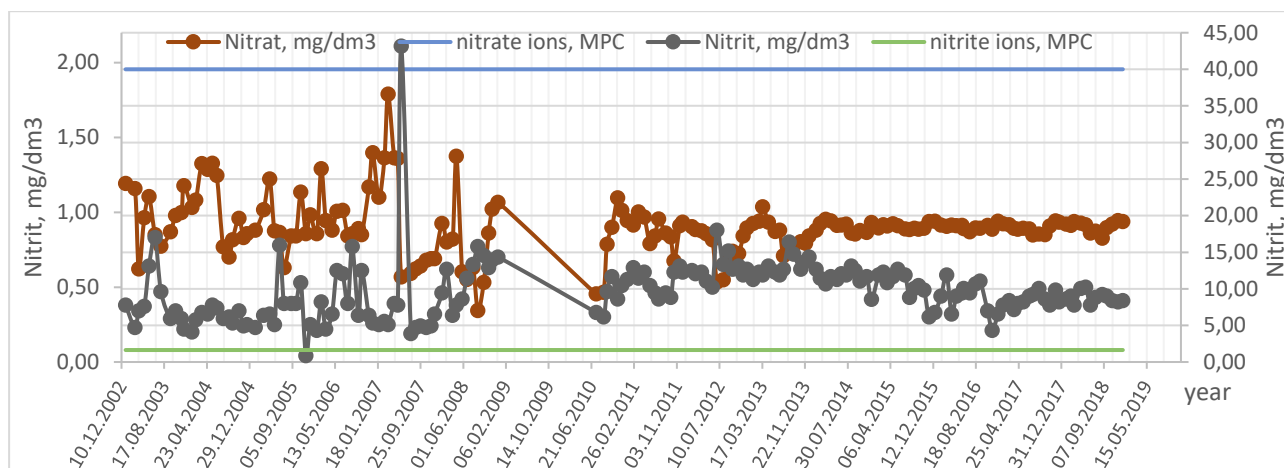


Fig. 9 – Dynamics of nitrate and nitrite ion content in the waters of the Kazennyi Torets River (2002–2019)

tion of nitrites systematically exceeds the limit values. The obtained results indicate a consistently high level of nitrite pollution in the waters of the Kazennyi Torets River, which poses a threat to the ecological balance of the aquatic ecosystem. The nitrate content generally corresponds to the standards, however individual peak concentrations may be related to the inflow of agricultural fertilizers and wastewater. The presence of such tendencies indicates the need to strengthen control over the sources of nitrogen-containing compounds, especially in the spring-summer period, when the risk of eutrophication processes increases.

Since the data of the Basin Water Monitoring Laboratory of the Siverskyi Donets BUVR for the observation posts of the Kazennyi Torets River (55 km, Druzhkivka, below the confluence, below the city technical water intake) and the Kryvyi Torets River (1 km, Karlivska dam, technical water intake) are available for 2003–2019, we carried out forecasting of the corresponding indicators up to 2025.

The use of the data approximation tool in Excel by creating a trend line on the chart did not allow achieving acceptable forecasting accuracy. Verification of the accuracy of all models for all indicators, carried out using the coefficient of determination (R^2), showed that the trend lines do not correspond to the data.

That is why for forecasting the studied indicators for the period up to 2025 we used another Excel tool – Forecast Sheet. Taking into account that for using this function it is necessary to arrange the time scale with a constant

step between different points, we determined the average annual values of the indicators.

The forecasting results using the Forecast Sheet tool for the Kryvyi Torets River are presented for each studied indicator up to 2025 in Figs. 10–17.

The forecasting results using the Forecast Sheet tool for the Kazennyi Torets River are presented for each studied indicator up to 2025 in Figs. 18–25.

The accuracy of the forecasts was verified using official data as of 26.05.2025 for the corresponding posts of the Kazennyi Torets River

(https://ecozagroza.gov.ua/map?id=39546&layer=water_resource) and the Kryvyi Torets River (https://ecozagroza.gov.ua/map?id=39551&layer=water_resource), as well as for the Kryvyi Torets River as of 04.07.2024 (<http://monitoring.davr.gov.ua/EcoWaterMon/MapEcoWater-Mon/Index>). The obtained comparative data are presented in Table 1 and Table 2.

As can be seen, high accuracy was obtained in the coincidence of the actual values of the studied indicators in 2025 with the corresponding average forecast values.

The general trends during the studied years are as follows: the level of BOD₅ increases, the level of dissolved oxygen decreases, the level of phosphate and ammonium ions increases; the content of sulfate and chloride ions, as well as nitrate and nitrite ions, decreases. However, these trends regarding water quality in 2024–2025 are not positive, since the indicator values exceed the MPC.

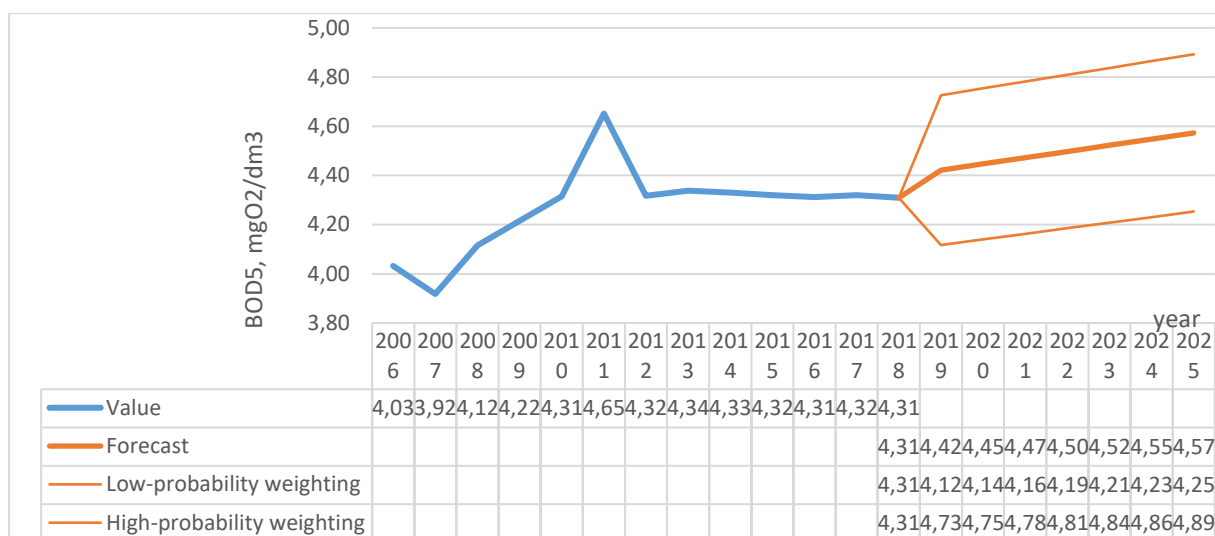


Fig. 10 – Dynamics of changes in BOD₅ level in the Kryvyi Torets River and its forecasting until 2025

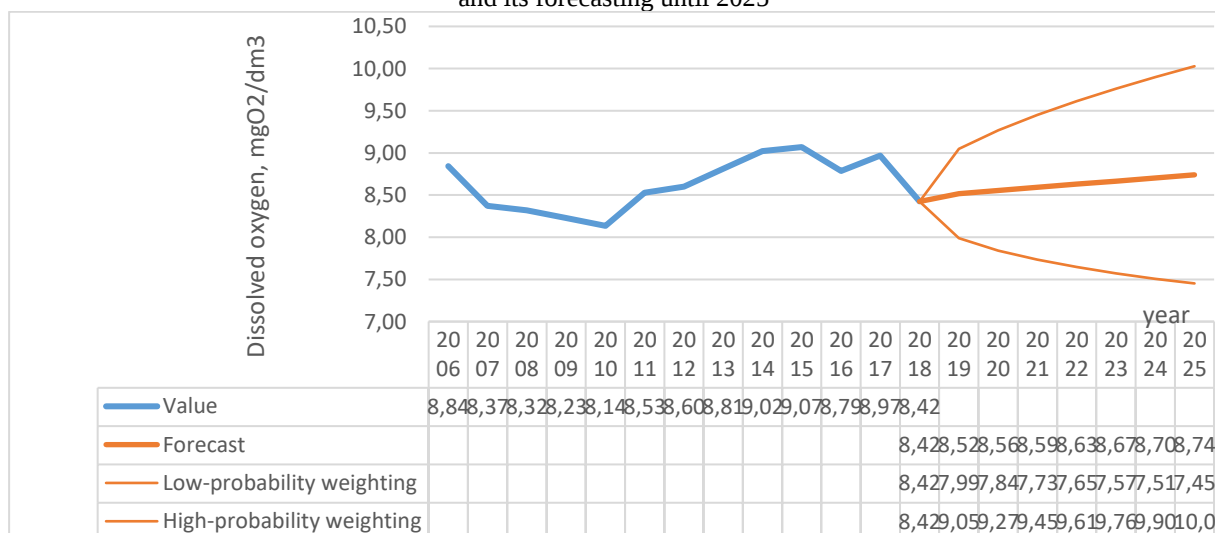


Fig. 11 – Dynamics of changes in dissolved oxygen level in the Kryvyi Torets River and its forecasting until 2025

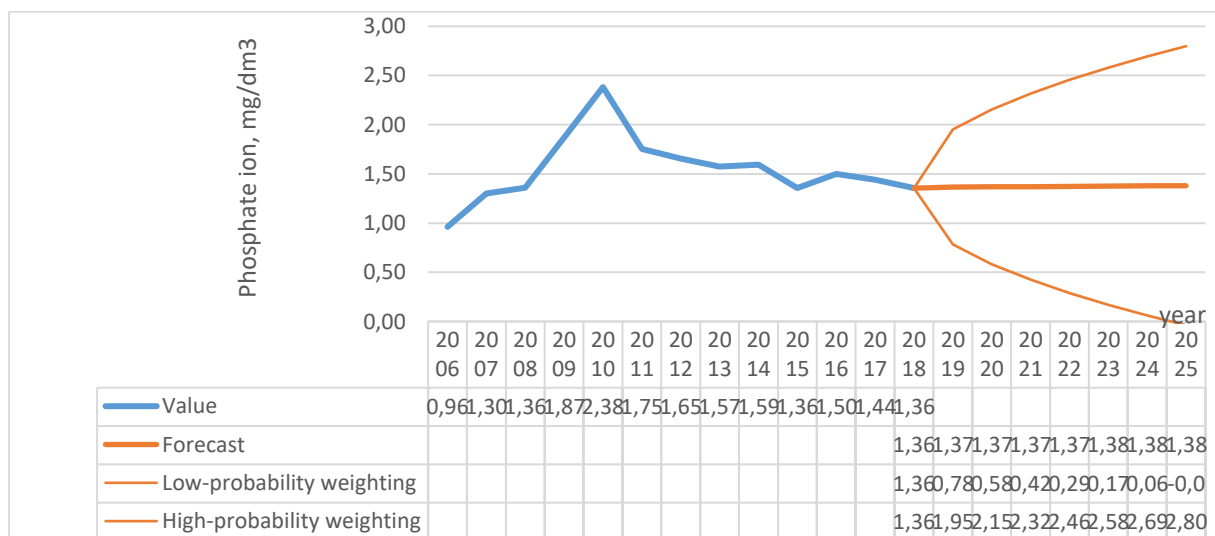


Fig. 12 – Dynamics of changes in phosphate ion levels in the Kryvyi Torets River and their forecasting until 2025

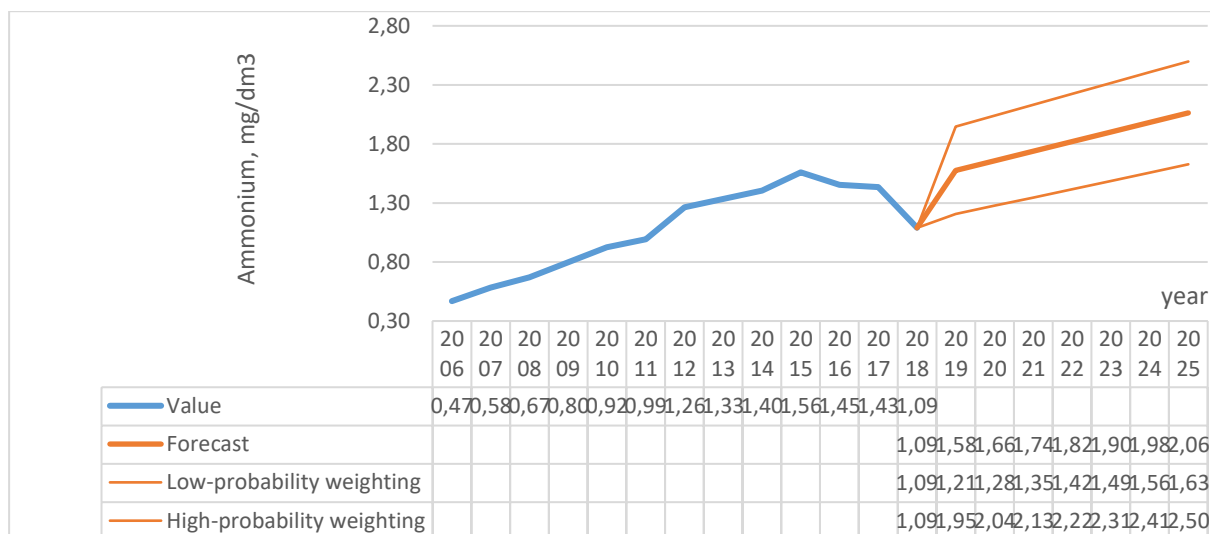


Fig. 13 - Dynamics of changes in ammonium ion levels in the Kryvyi Torets River and their forecasting until 2025

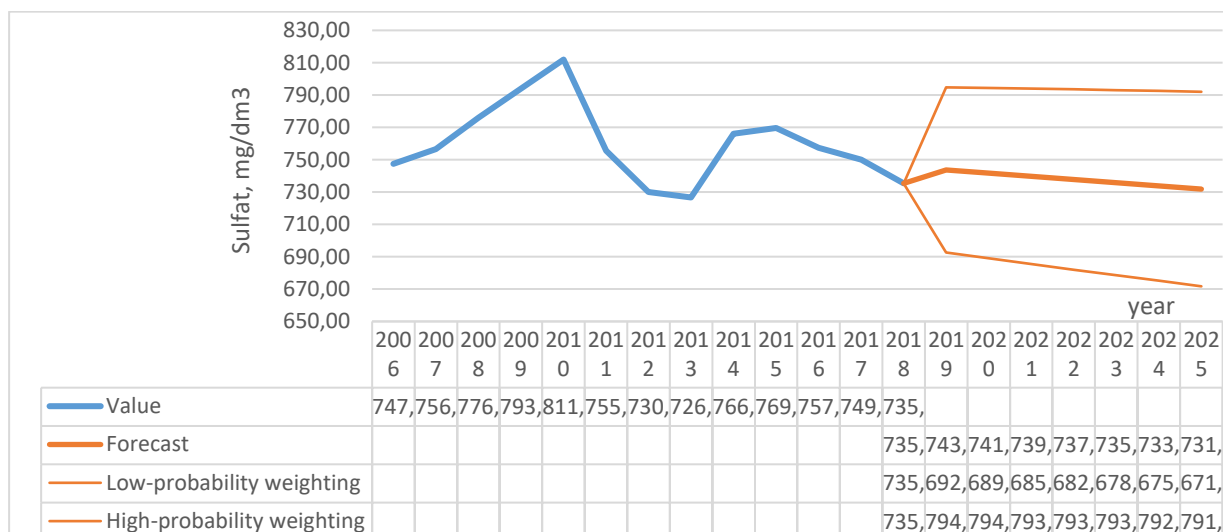


Fig. 14 – Dynamics of changes in sulfate ion levels in the Kryvyi Torets River and their forecasting until 2025

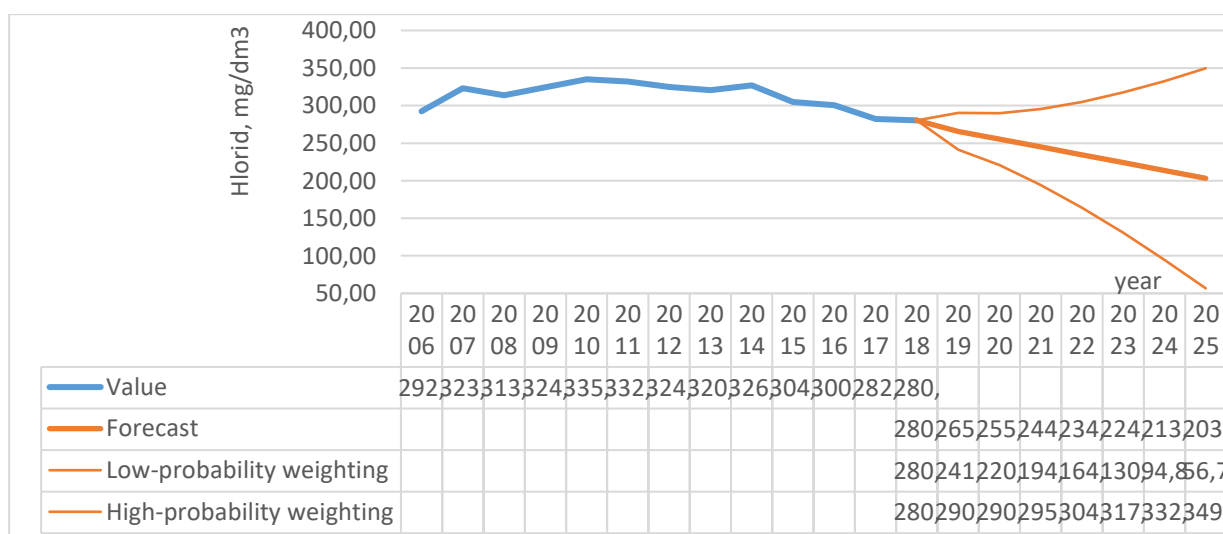


Fig. 15 – Dynamics of changes in chloride ion levels in the Kryvyi Torets River and their forecasting until 2025

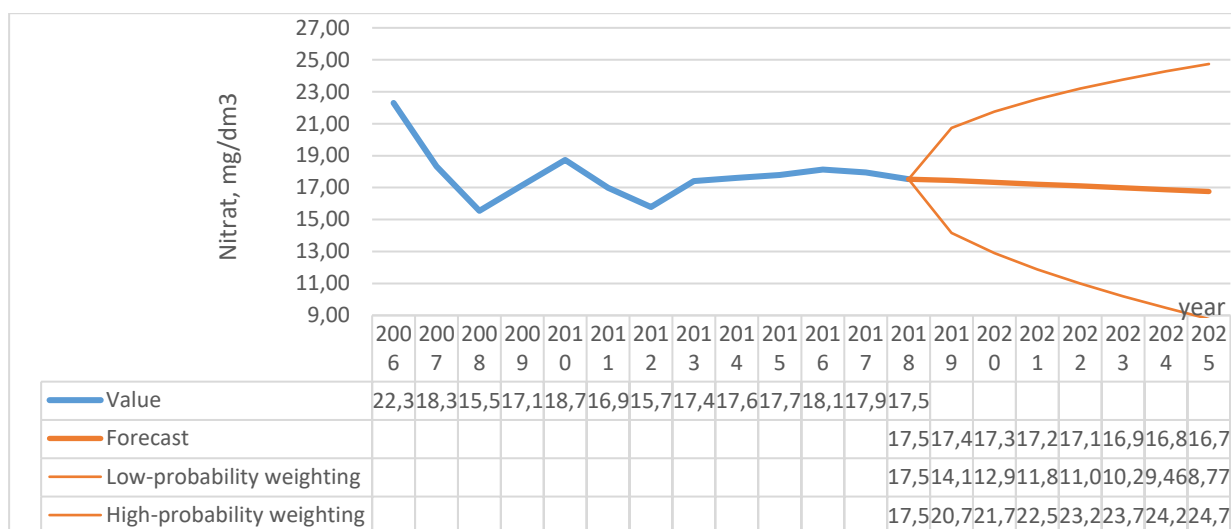


Fig. 16 – Dynamics of changes in nitrate ion levels in the Kryvyi Torets River and their forecasting until 2025

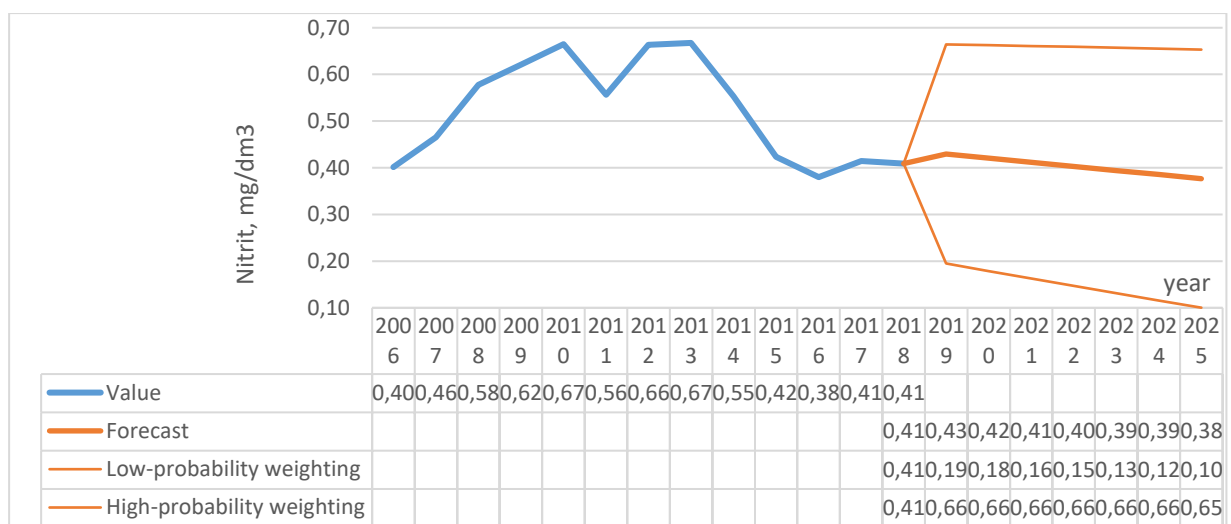


Fig. 17 – Dynamics of changes in nitrite ion levels in the Kryvyi Torets River and their forecasting until 2025

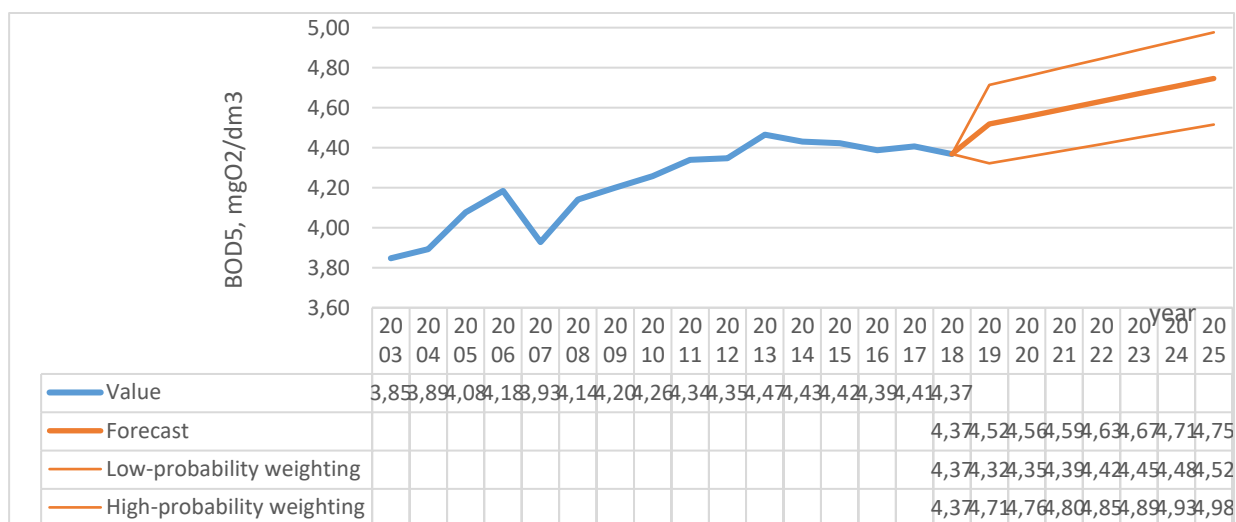


Fig. 18 – Dynamics of changes in BOD₅ level in the Kazennyi Torets River and its forecasting until 2025

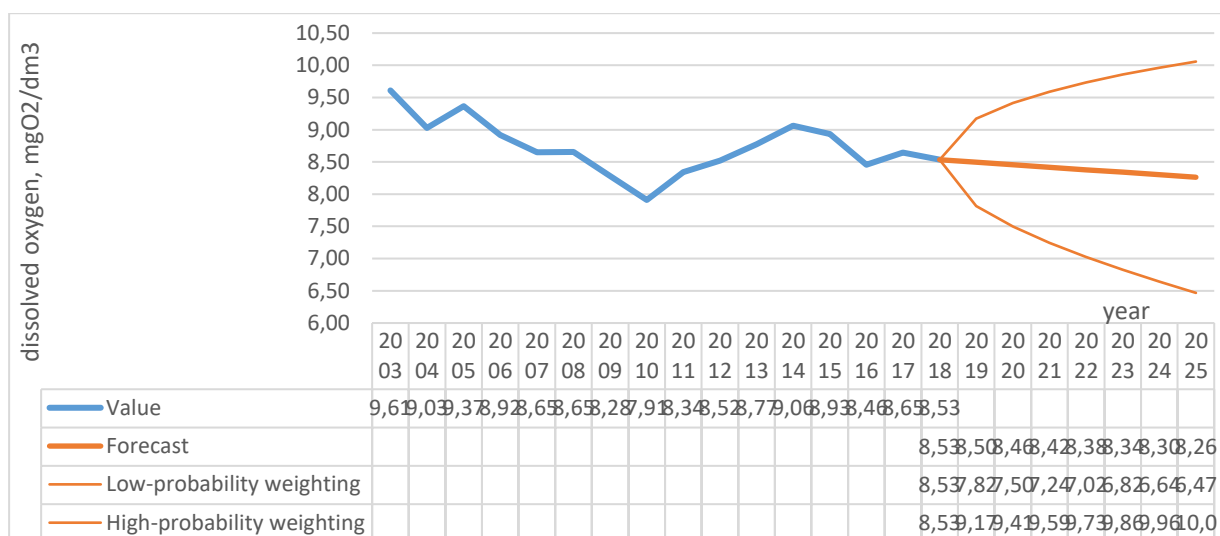


Fig. 19 – Dynamics of changes in dissolved oxygen level in the Kazennyi Torets River and its forecasting until 2025

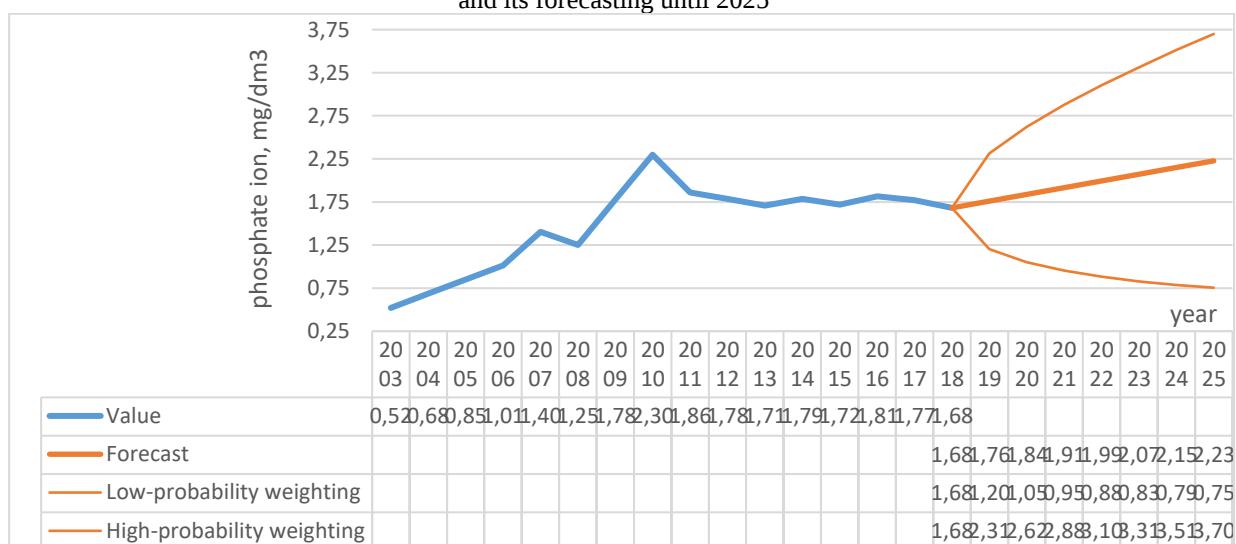


Fig. 20 – Dynamics of changes in phosphate ion levels in the Kazennyi Torets River and their forecasting until 2025

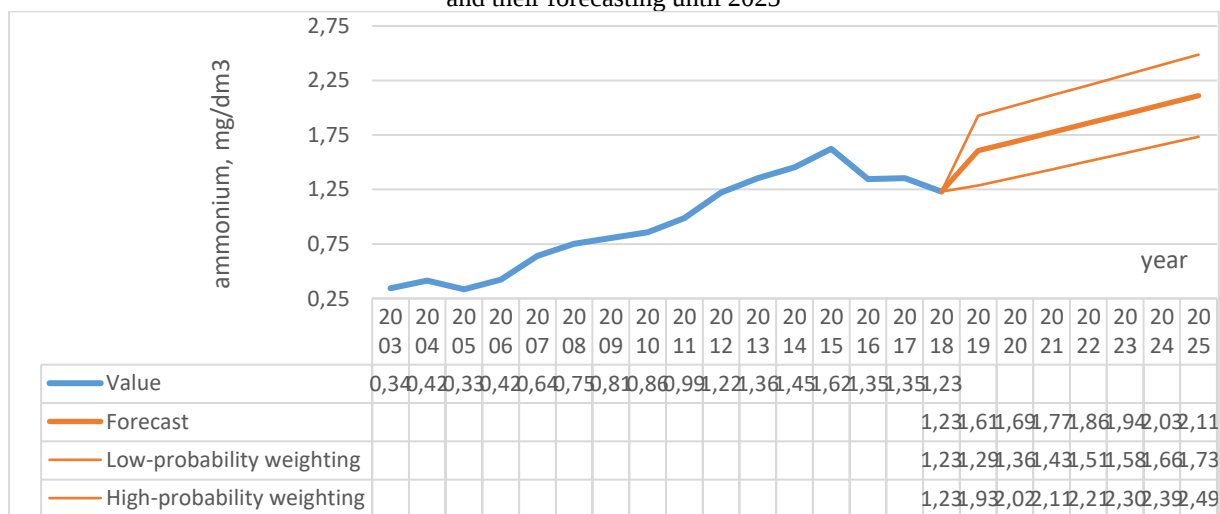


Fig. 21 – Dynamics of changes in ammonium ion levels in the Kazennyi Torets River and their forecasting until 2025

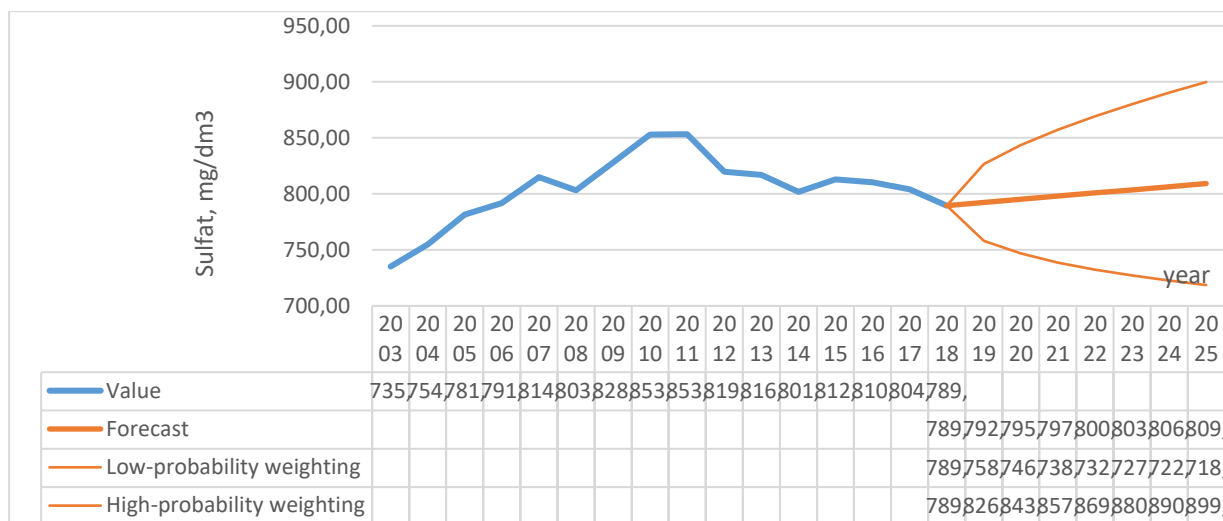


Fig. 22 – Dynamics of changes in sulfate ion levels in the Kazennyi Torets River and their forecasting until 2025

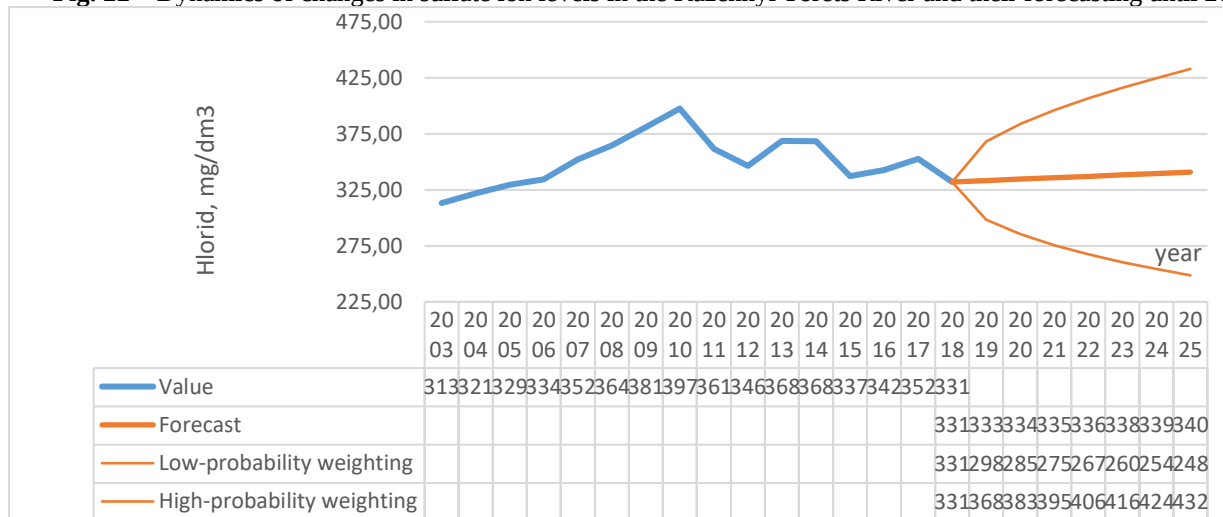


Fig. 23 – Dynamics of changes in chloride ion levels in the Kazennyi Torets River and their forecasting until 2025

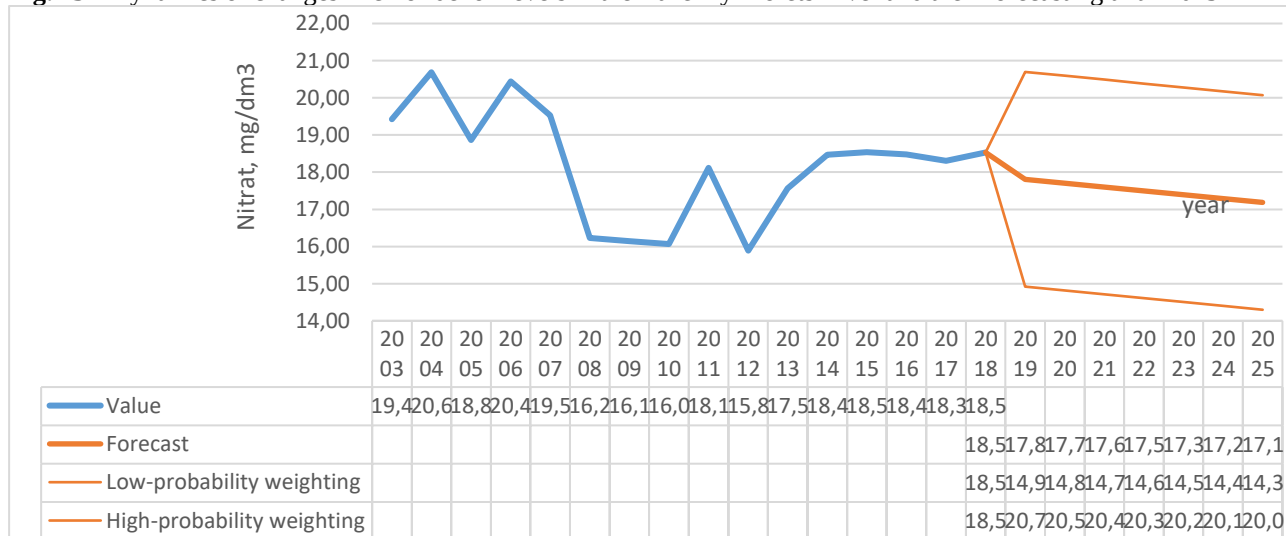


Fig. 24 - Dynamics of changes in nitrate ion levels in the Kazennyi Torets River and their forecasting until 2025

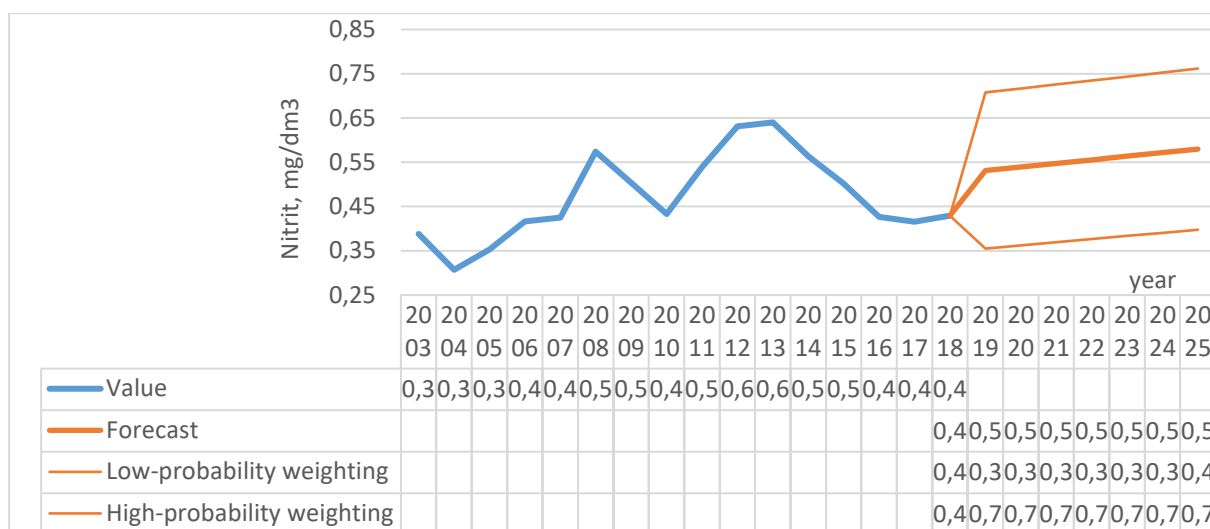


Fig. 25 – Dynamics of changes in nitrite ion levels in the Kazennyi Torets River and their forecasting until 2025

Table 1
Comparative analysis of forecasting results of the surface water condition of the Kryvyi Torets River
with BUVR monitoring data

Indicator	BOD ₅ , mgO ₂ /dm ³	Dissolved oxygen, mgO ₂ /dm ³	Phosphate ion, mg/dm ³	Ammonium, mg/dm ³	Sulfat, mg/dm ³	Hlorid, mg/dm ³	Nitrat, mg/dm ³	Nitrit, mg/dm ³
04.07.2024	4,56	7,38	1,48	1,21	749,30	298,20	1,95	0,26
Forecast	4,55	8,70	1,38	1,98	733,82	213,63	16,87	0,39
Low-probability weighting	4,23	7,51	0,06	1,56	675,13	94,84	9,46	0,12
High-probability weighting	4,86	9,90	2,69	2,41	792,51	332,41	24,28	0,66
26.05.2025	4,42	7,84	1,08	1,08	701,20	383,40	19,78	0,43
Forecast	4,57	8,74	1,38	2,06	731,85	203,20	16,76	0,38
Low-probability weighting	4,25	7,45	0,04	1,63	671,42	56,70	8,77	0,10
High-probability weighting	4,89	10,03	0,80	2,50	791,98	349,70	24,74	0,65

Thus, according to the data of the State Institution "Donetsk Regional Center for Disease Control and Prevention of the Ministry of Health of Ukraine" [15–17], in the Druzhkivka TG as of May 2024 the water of the Kazennyi Torets River and the Kryvyi Torets River was characterized by the following exceedances of standards:

1) Kazennyi Torets River: sulfates – from 2.9 to 3.51 MPC, chlorides – from 1.71 to 2.46 MPC, BOD₅ – from 1.83 to 2.03 MPC, dissolved oxygen below the norm by 1.12–2.41 times;

2) Kryvyi Torets River: sulfates – from 2.38 to 3.45 MPC, chlorides – from 1.37 to 2.09 MPC, BOD₅ – from 1.8 to 1.86 MPC, dissolved oxygen below the norm by 1.12–2.41 times

Table 2

**Comparative analysis of forecasting results of the surface water condition
of the Kazennyi Torets River with BUVR monitoring data**

Indicator	BOD ₅ , mgO ₂ / dm ³	Dissolved oxygen, mgO ₂ /dm ³	Phosphat e ion, mg/dm ³	Ammonium, mg/dm ³	Sulfat, mg/dm ³	Hlorid, mg/dm ³	Nitrat, mg/dm ³	Nitrit, mg/dm ³
26.05.2025	4,42	7,82	0,33	1,21	797,30	383,40	17,49	0,65
Forecast	4,75	8,26	2,23	2,11	809,26	340,75	17,19	0,58
Low- probability weighting	4,52	6,46	0,75	1,73	718,66	248,63	14,30	0,40
High- probability weighting	4,98	10,07	3,70	2,49	899,95	432,88	20,07	0,76

In August 2025, in the Kazennyi Torets River the following exceedances were recorded: sulfates – 2.02–2.05 MPC, BOD₅ – 1.5 MPC, chlorides – 1.15 MPC, the actual content of dissolved oxygen was 2.12 and 2.15 mg/dm³ with

the normative value ≥ 4.0 mg/dm³, a decrease of 1.88 and 1.85 mg/dm³, respectively, was recorded. In the Kryvyi Torets River: BOD₅ – 2.33 MPC; sulfates – 2.01–3.93 MPC.

Conclusions

The conducted analysis of the state of surface waters of the Kryvyi Torets and Kazennyi Torets rivers indicates long-term and systematic pollution of the rivers. Organic pollution (BOD₅ and dissolved oxygen) in both rivers was high, throughout the entire observation period there was a systematic exceedance of BOD₅ over the MPC (3 mgO₂/dm³), which indicates excessive organic load. The concentration of dissolved oxygen repeatedly dropped below the standard (4 mgO₂/dm³), which indicates a threat to aquatic biota and disruption of self-purification processes. The most critical periods were the mid-2000s and early 2010s. In 2024–2025 a steady decrease in oxygen levels is observed with high BOD₅ values, which confirms an unfavorable ecological state.

As for nitrogen-containing compounds (nitrates, nitrites, ammonium) – the situation is also unfavorable. Nitrates generally did not exceed the MPC, however peak values were recorded, associated with agricultural load. Nitrites constantly and significantly exceeded the standard (by tens of times), especially in 2005–2008, which indicates intensive organic pollution and the inflow of insufficiently treated wastewater. Ammonium ions in most years exceeded permissible values, reaching peaks over 1.7–2.0 mg/dm³. This indicates a stable technogenic load.

Periodic significant maxima of phosphate ion content (up to 3.0 mg/dm³) were noted, which

indicates eutrophication processes and the inflow of phosphates from detergents and fertilizers. Mineralization of water (sulfate and chloride ions) is high, the concentrations of both indicators often exceeded the standards, especially in 2006–2008 and 2011–2013. Since 2014 stabilization has been observed, but at a high level, which indicates a constant technogenic influence of industrial and municipal discharges.

In the absence of monitoring data, we carried out forecasting using the Forecast Sheet resource, which showed good convergence of forecast and actual values. The general trends are as follows: BOD₅ indicators increase, DO decreases, the content of ammonium and phosphate ions increases, the content of sulfate, chloride, nitrate and nitrite ions decreases, but their levels still remain elevated. This means that no positive dynamics of water quality was recorded – in 2024–2025 most indicators exceed the MPC.

Thus, the Kazennyi Torets and Kryvyi Torets rivers are in a state of persistent organic and chemical pollution, with dangerously low oxygen levels and exceedances of BOD₅, ammonium, phosphates, sulfates and nitrites. Despite partial stabilization after 2015, the overall ecological state remains unsatisfactory, and in 2024–2025 the situation has even worsened. This requires strengthening control over sources of discharges, modernization of treatment facilities, and the

development of a comprehensive program for the ecological rehabilitation of the Siverskyi Donets basin.

Overall, the war has significantly deepened the ecological problems of these rivers. They require a comprehensive approach to restoration:

modernization of treatment facilities, rehabilitation of aquatic ecosystems, and restoration of the monitoring system. Without this, there is a threat of further degradation of the region's water resources, which will have long-term consequences for the environment and public health.

Conflict of Interest

The authors declare no conflict of interest regarding the publication of this manuscript. Furthermore, the authors have fully adhered to ethical norms, including avoiding plagiarism, data falsification, and duplicate publication.

Authors Contribution: all authors have contributed equally to this work.

The work does not use artificial intelligence resources.

References

1. Myhal, M. (2024). War and ecology: Why nature becomes a victim of armed conflict. *Institute of Analytics and Advocacy*. Retrieved from <https://iaa.org.ua/articles/vijna-ta-ekologiya-chomu-pryroda-staye-zhertvoyu-zbrojnogo-konfliktu/>
2. Velychko, S., & Dupliak, O. (2023). Impact of full-scale aggression on water bodies as sources of water supply. *Problems of Water Supply, Sewerage and Hydraulics*, (45), 5–14. <https://doi.org/10.32347/2524-0021.2023.45.5-14>
3. Ministry of Health of Ukraine. (2022, May 2). *Hygienic standards of water quality in water bodies for drinking, household and other needs of the population* (Order No. 721). Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0524-22#top>
4. Ministry of Health of Ukraine. (2010, May 12). *State sanitary norms and rules. Hygienic requirements for drinking water intended for human consumption (DSanPiN 2.2.4-171-10)*. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text>
5. Google Earth. (n.d.). Cartographic data: Google, Maxar Technologies, Airbus. Retrieved from <https://www.google.com.ua/earth/>
6. Horoshkova, L., Menshov, O., Maslov, D., & Horoshkov, S. (2025, April). Environmental assessment of the war impact on the surface waters of the Dnipro River in Zaporizhzhia city. In *XVIII International Scientific Conference "Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment"* (pp. 1–5). European Association of Geoscientists & Engineers. Retrieved from <https://eage.in.ua/wp-content/uploads/2025/04/Mon25-052.pdf>
7. Horoshkova, L. A., Menshov, O. I., Kornichuk, Y. D., Horoshkov, S. V., & Ryshykov, I. V. (2025). Ecological assessment of surface water conditions of the Danube River. *Bulletin of V. N. Karazin Kharkiv National University Series Ecology*, 32, 6–22. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-32-01>
8. Bezsonnyi, V., Ponomarenko, R., Tretyakov, O., Kalda, G., & Asotskyi, V. (2021). Monitoring of ecological safety of watercourses by means of oxygen indicators. *Technogenic and Ecological Safety*, 10(2), 75–83. <https://doi.org/10.52363/2522-1892.2021.2.12>
9. Bezsonnyi, V. L., Tretyakov, O. V., Kravchuk, A. M., & Statsenko, Yu. F. (2016). Prediction of the oxygen regime of the Siverskyi Donets River by mathematical modeling methods. *Construction, Materials Science, Mechanical Engineering. Series: Life Safety*, (93), 113–119. Retrieved from <http://srd.pgasa.dp.ua:8080/xmlui/handle/123456789/3632>
10. Nekos, A., Boiaryn, M., Lugowska, M., Tsos, O., & Netrobchuk, I. (2021). Assessment of the ecological state of rivers in the Western Bug basin using the macrophyte index (MIR). *Bulletin of V. N. Karazin Kharkiv National University. Series "Geology. Geography. Ecology"*, (54), 316–328. <https://doi.org/10.26565/2410-7360-2021-54-24>
11. Bezsonnyi, V., Tretyakov, O., Khalmuradov, B., & Ponomarenko, R. (2017). Examining the dynamics and modeling of oxygen regime of Chervonooskil water reservoir. *Eastern European Journal of Enterprise Technologies*, 5/10(89), 32–38. Retrieved from <http://repositc.nuczu.edu.ua/handle/123456789/5546>
12. Bezsonnyi, V., & Nekos, A. (2022, November 15–18). Modeling of the oxygen regime of the Chervonooskil-sky reservoir. In *16th International Conference "Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment"*. Kyiv, Ukraine. <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2022580216>
13. Bezsonnyi, V. (2022). Selection of indicative indicators of ecological condition of surface source of water supply. *Municipal Economy of Cities (Technical Science)*, 3(170), 26–34. <https://doi.org/10.33042/2522-1809-2022-3-170-26-34>

14. Horoshkova, L., Zaitsev, V., Ryshkov, I., & Shovkoplias, T. (2025, April). Environmental impacts of dredging operations on the condition of surface waters of the Danube River. In *XVIII International Scientific Conference "Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment"* (pp. 1–5). European Association of Geoscientists & Engineers. Retrieved from <https://eage.in.ua/wp-content/uploads/2025/04/Mon25-189.pdf>
15. Public Health Center of the Ministry of Health of Ukraine. (2024, June 10). Sanitary-epidemiological situation in Donetsk region as of 10.06.2024. Retrieved from <https://dn.cdc.gov.ua/articles/sanitarno-epidemichna-sytuatsiya-v-donetskij-oblasti-stanom-na-10-06-2024/>
16. Public Health Center of the Ministry of Health of Ukraine. (2025, September 1). Sanitary-epidemiological situation in Donetsk region as of 01.09.2025. <https://dn.cdc.gov.ua/articles/sanitarno-epidemichna-sytuatsiya-v-donetskij-oblasti-stanom-na-01-09-2025/>
17. Public Health Center of the Ministry of Health of Ukraine. (2025, August 4). Sanitary-epidemiological situation in Donetsk region as of 04.08.2025. Retrieved from <https://dn.cdc.gov.ua/articles/sanitarno-epidemichna-sytuatsiya-v-donetskij-oblasti-stanom-na-04-08-2025/>

The article was received by the editors 09.09.2025
The article is recommended for printing 25.10.2025

The article was revised 21.10.2025
This article published 30.12.2025

Л. А. ГОРОШКОВА, д-р екон. наук, проф.,
професор кафедри екології
e-mail: goroshkova69@gmail.com ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-7142-4308>
Національний університет «Києво-Могилянська академія»
вул. Сковороди, 2, Київ, 04070, Україна

О. І. МЕНШОВ, д-р геол. наук, ст. наук. співроб.,
Кафедра геоінформатики
e-mail: menshov@knu.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-7280-8453>
Київський національний університет імені Тараса Шевченка
вул. Володимирівська. 60, Київ, 01033, Україна

А. Н. НЕКОС, д-р географ. наук, проф.,
професор кафедри екологічного моніторингу та заповідної справи
e-mail: nekos@karazin.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-1852-0234>
Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна,
майдан Свободи, 4, м. Харків, 61022, Україна

Ю. Д. КОРНІЙЧУК^{1, 2}, магістр
e-mail: yuliia.korniichuk@ukma.edu.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0008-0742-3213>
¹*Київський національний університет імені Тараса Шевченка*
вул. Володимирівська. 60, Київ, 01033, Україна
²*Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна*,
майдан Свободи, 4, м. Харків, 61022, Україна

К. В. ХАДУСКІНА, бакалавр
e-mail: kateryna.khaduskina@student.karazin.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0008-8558-8937>
Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна,
майдан Свободи, 4, м. Харків, 61022, Україна

АНТРОПОГЕННИЙ ВПЛИВ ВІЙНИ НА СТАН ПОВЕРХНЕВИХ ВОД РІЧОК КАЗЕННИЙ ТОРЕЦЬ ТА КРИВИЙ ТОРЕЦЬ В МЕЖАХ М. ДРУЖКІВКА

Мета. Надати комплексну екологічну оцінку стану поверхневих вод річок Кривий Торець та Казенний Торець у м. Дружківка з метою визначення основних антропогенних факторів впливу, зокрема наслідків війни.

Методи. Системний аналіз, методи статистичної обробки, аналіз динаміки у ретроспективі та прогнозування майбутніх тенденцій.

Результати. Проведено аналіз показників стану води для постів моніторингу – р. Кривий Торець та р. Казенний Торець. Органічне забруднення (БСК₅ та розчинений кисень) в обох річках упродовж усього періоду спостерігалось систематичне перевищення БСК₅ над ГДК. Концентрація розчиненого кисню неодноразово опускалася нижче нормативу, що вказує на загрозу для водної біоти та порушення процесів самоочищення. Нітриту постійно та суттєво перевищували норматив особливо у 2005–2008 рр. Відзначено періодичні значні максимуми вмісту фосфат-іонів, що свідчить про евтрофікаційні процеси та надходження фосфатів з миючих засобів і добрив. Мінералізація води (сульфат- та хлорид-іони) є високою особливо у 2006–2008 та 2011–2013 рр. З 2014 р. спостерігається стабілізація, але на високому рівні. Прогнозування з використанням ресурсу Forecast Sheet, яке показало добру збіжність прогнозних та фактичних значень. Позитивної динаміки якості води не зафіксовано – у 2024–2025 рр. більшість показників перевищує ГДК.

Висновки. Річки Казенний Торець і Кривий Торець знаходяться у стані стійкого органічного та хімічного забруднення. Загальний екологічний стан залишається незадовільним, а у 2024–2025 рр. ситуація навіть погіршилася. Загалом, війна значно поглибила екологічні проблеми цих річок. Вони потребують комплексного підходу до відновлення: модернізації очисних споруд, реабілітації водних екосистем та відновлення системи моніторингу. Без цього існує загроза подальшої деградації водних ресурсів регіону, що матиме довгострокові наслідки для довкілля та здоров'я населення.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: річка Кривий Торець, річка Казенний Торець, поверхневі води, екологічний моніторинг, фосфати, амоній, сульфати, хлориди, розчинений кисень, БСК₅, натрати, нітриту, антропогенний вплив, наслідки війни

Конфлікт інтересів

Автори заявляють, що конфлікту інтересів щодо публікації цього рукопису немає. Крім того, автори повністю дотримувались етичних норм, включаючи плагіат, фальсифікацію даних та подвійну публікацію.

Внесок авторів: всі автори зробили рівний внесок у цю роботу
В роботі не використано ресурс штучного інтелекту.

Список використаної літератури

1. Мигаль, М. Війна та екологія: чому природа стає жертвою збройного конфлікту. *Інститут аналітики та адвокації*. 2023. URL: <https://iaa.org.ua/articles/vijna-ta-ekologiya-chomu-priroda-staye-zhertvoyu-zbroynogo-konfliktu/>
2. Величко, С., & Дупляк, О. Вплив повномасштабної агресії на водні об'єкти як джерела водопостачання. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідраліки*. 2023. № 45. С. 5–14. <https://doi.org/10.32347/2524-0021.2023.45.5-14>
3. Міністерство охорони здоров'я України. *Гігієнічні нормативи якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення* (Наказ № 721). 2022, 2 травня. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0524-22#top>
4. Міністерство охорони здоров'я України. *Державні санітарні норми та правила. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною* (ДСанПіН 2.2.4-171-10). 2010, 12 травня. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text>
5. Google Earth. Картографічні дані: Google, Maxar Technologies, Airbus. URL: <https://www.google.com.ua/earth/>
6. Horoshkova L., Menshov O., Maslov D., Horoshkov S. Environmental assessment of the war impact on the surface waters of the Dnipro River in the Zaporizhzhia city. In *XVIII International Scientific Conference "Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment"* (pp. 1–5). European Association of Geoscientists & Engineers. 2025, April. URL: <https://eage.in.ua/wp-content/uploads/2025/04/Mon25-052.pdf>
7. Horoshkova L. A., Menshov O. I., Korniiichuk Y. D., Horoshkov S. V., Ryshykov I. V. Ecological assessment of surface water conditions of the Danube River. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2025. 32, 6–22. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-32-01>
8. Bezsonnyi V., Ponomarenko R., Tretyakov O., Kalda, G., Asotskyi V. Monitoring of ecological safety of water-courses by means of oxygen indicators. *Technogenic and Ecological Safety*. 2021. Vol.10. N 2. P.75–83. <https://doi.org/10.52363/2522-1892.2021.2.12>
9. Безсонний В. Л., Третяков О. В., Кравчук А. М., Стаценко Ю. Ф. Прогнозування кисневого режиму річки Сіверський Донець методами математичного моделювання. *Будування, матеріалознавство, машинобудування. Серія: Безпека життєдіяльності*. 2016. № 93. С. 113–119. URL: <http://srd.pgasa.dp.ua:8080/xmlui/handle/123456789/3632>

10. Nekos A., Boiaryn M., Lugowska M., Tsos O., Netrobchuk I. Оцінка екологічного стану річок басейну Західного Бугу за індексом макрофітів (MIR). *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Геологія. Географія. Екологія»*. 2021. Вип. 54. С. 316–328. <https://doi.org/10.26565/2410-7360-2021-54-24>
11. Bezsonnyi V., Tretyakov O., Khalmuradov B., Ponomarenko R. Examining the dynamics and modeling of oxygen regime of Chervonooskil water reservoir. *Eastern European Journal of Enterprise Technologies*, 2017. 5/10(89), 32–38. URL: <http://repositc.nuczu.edu.ua/handle/123456789/5546>
12. Bezsonnyi V., Nekos A. Modeling of the oxygen regime of the Chervonooskilsky reservoir. In *Proc. of the XVIth International Conference Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment*. (2022, November 15–18). Kyiv, Ukraine. <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2022580216>
13. Bezsonnyi V. Selection of indicative indicators of ecological condition of surface source of water supply. *Municipal Economy of Cities (Technical Science)*, 2022. 3(170), 26–34. <https://doi.org/10.33042/2522-1809-2022-3-170-26-34>
14. Horoshkova, L., Zaitsev, V., Ryshkov, I., & Shovkoplias, T. Environmental impacts of dredging operations on the condition of surface waters of the Danube River. In *Proc. of the XVIII International Scientific Conference "Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment"* (2025, April). (pp. 1–5). European Association of Geoscientists & Engineers. URL: <https://eage.in.ua/wp-content/uploads/2025/04/Mon25-189.pdf>
15. Центр громадського здоров'я МОЗ України. (2024, 10 червня). Санітарно-епідемічна ситуація в Донецькій області станом на 10.06.2024. URL: <https://dn.cdc.gov.ua/articles/sanitarno-epidemichna-sytuatsiya-v-donetskij-oblasti-stanom-na-10-06-2024/>
16. Центр громадського здоров'я МОЗ України. (2025, 1 вересня). Санітарно-епідемічна ситуація в Донецькій області станом на 01.09.2025. URL: <https://dn.cdc.gov.ua/articles/sanitarno-epidemichna-sytuatsiya-v-donetskij-oblasti-stanom-na-01-09-2025/>
17. Центр громадського здоров'я МОЗ України. (2025, 4 серпня). Санітарно-епідемічна ситуація в Донецькій області станом на 04.08.2025. URL: <https://dn.cdc.gov.ua/articles/sanitarno-epidemichna-sytuatsiya-v-donetskij-oblasti-stanom-na-04-08-2025/>

Стаття надійшла до редакції 09.09.2025
Стаття рекомендована до друку 25.10.2025

Переглянуто 21.10.2025
Опубліковано 30.12.2025

DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-05>
УДК (UDC): 504.453.054:628.1(477.54)

Д. В. ШЕПЕЛЕНКО¹,

аспірант

e-mail: Ivanov123456789101112131415@gmail.com ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0005-1234-8041>

Н. С. ЦАПКО¹, канд. техн. наук, доц.,

перший заступник директора,

e-mail: tsapkonatali@gmail.com ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-2480-3636>

¹Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем»
вул. Єніна Євгенія, 6, м. Харків, 61165, Україна

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ХАРКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ В УМОВАХ ВОЄННОГО СТАНУ (НА ПРИКЛАДІ Р.УДИ)

Мета. Оцінка динаміки фізико-хімічних показників якості води річки Уди у 2023 році та виявлення потенційних джерел забруднення.

Методи. Польові, хімічні та фізико-хімічні, статистичні.

Результати. Відбір проб води р. Уди здійснено щомісяця протягом 2023 року на двох стаціонарних пунктах спостереження: у межах населених пунктів Золочів та Есхар Харківської області. Визначено показники якості води: розчинений кисень, біохімічне споживання кисню (БСК₅), хімічне споживання кисню (ХСК), амоній, нітрити, нітрати, фосфати, ортофосфати, сухий залишок і нафтопродукти. Найбільш критичними показниками виступають БСК₅, ХСК, амоній, фосфати та нафтопродукти, які систематично перевищують гранично допустимі концентрації, особливо в пункті спостереження смт Есхар, що визначає підвищене органічне навантаження, забруднення сполуками азоту, фосфору та нафтопродуктами, що може пов'язано з витокami паливно-мастильних матеріалів від військової техніки, зруйнованих складів та транспортних шляхів. Водночас концентрації нітритів, нітратів та азоту нітритного залишаються в межах нормативів, що вказує на відсутність гострих процесів нітрифікації та певну здатність водойми до самоочищення. Сезонна динаміка підтверджує, що найвищі рівні забруднення припадають на весняно-літній період, що збігається з підвищенням температури, активізацією біохімічних процесів та можливими наслідками бойових дій і зливових зливів з територій населених пунктів і полів.

Висновок. За результатами спостережень протягом 2023 року екологічний стан р. Уди залишається напруженим і характеризується як помірно забруднений із локальними ділянками високого рівня органічного та фосфатного навантаження, що зумовлене поєднанням природних і воєнно-техногенних факторів. Для стабілізації гідроекосистеми потрібне комплексне відновлення водоохоронних споруд, систем очищення стоків і подальше наукове спостереження за динамікою показників якості води.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: *якість води, фізико-хімічні показники, динаміка показників, забруднення*

Як цитувати: Шепеленко Д. В., Цапко Н. С. Екологічний стан водних об'єктів Харківської області в умовах воєнного стану (на прикладі р. Уди). *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2025. Вип. 33. С. 70-82. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-05>

In cites: Shepelenko, D. V., Tsapko, N. S. (2025). Ecological state of water bodies of Kharkiv region in conditions of martial law (on the example of the Uda river). *Visnyk of V.N. Karazin Kharkiv National University. Series Ecology*, (33), 70-82. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-05> (in Ukrainian)

Вступ

Водні ресурси являються одним із ключових елементів гідросфери Землі та є незамінною основою для забезпечення базових потреб людини, соціально-економічного

розвитку, збереження екосистем та виробництва продовольства. Вода є не лише життєво необхідним ресурсом для існування живих організмів, але й важливим чинником

© Шепеленко Д. В., Цапко Н. С., 2025



[This is an open access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

підтримки біорізноманіття та функціонування природних екологічних систем. Україна належить до країн з обмеженими запасами доступних для використання водних ресурсів, що робить ефективне управління та охорону водних об'єктів надзвичайно важливим. Тривалий вплив антропогенних факторів, таких як промислова діяльність, інтенсивне сільське господарство, міське та побутове забруднення, спричинив суттєві зміни у кількісних та якісних характеристиках водних ресурсів. Це включає зменшення обсягів чистої води, погіршення її хімічного складу, підвищення концентрації токсичних сполук та патогенних мікроорганізмів, а також деградацію водних екосистем.

Стан поверхневих вод є одним із ключових індикаторів екологічного благополуччя території, оскільки відображає рівень антропогенного навантаження та ефективність заходів з охорони навколишнього середовища. У сучасних умовах, з огляду на інтенсивне промислове освоєння територій, зміну клімату та наслідки воєнних дій, питання систематичного моніторингу якості водних об'єктів набуває особливої актуальності.

Загальним питанням збереження водних ресурсів та їх управління присвячено чимало вітчизняних робіт (законодавча база в Україні щодо процесу реформування системи управління водними ресурсами – в роботах М. І. Ромащенко [1], водний менеджмент та його сутність розкрито у працях Макаренка Н. А. [2], комплексна оцінка якості води, її методологія дослідження, джерела забруднення вод – викладено у працях

Строкаль В. П. [3-5] та інших). Питання впливу військової діяльності на стан водних ресурсів висвітлено у розрізі таких напрямів: ознаки збройних конфліктів та наслідки їх у регіоні Донбасу України розкрито у працях Хільчевського В. К. [6, 7]; приклади шляхів вирішення водних конфліктів представлено у працях Куцька О. М., Перемибіда Д. О. [8]. Проте питання щодо впливу військових дій на стан водних ресурсів України залишається відкритим, актуальним та затребуваним, оскільки ми маємо розуміти основні майбутні ризики для компонентів довкілля, щоб своєчасно попередити наслідки забруднення.

Річка Уди, яка протікає територією Харківської області, є важливим джерелом водопостачання для населення та промисловості, а також виконує функції регулювання локального водного балансу та підтримки біорізноманіття. Проте води річки зазнають комплексного впливу промислових, сільськогосподарських і побутових стоків, а також впливу бойових дій, що обумовлює необхідність оцінки сучасного стану її водних ресурсів [9, 10].

Метою дослідження є оцінка динаміки фізико-хімічних показників якості води річки Уди у 2023 році, виявлення потенційних джерел забруднення та формулювання рекомендацій щодо покращення стану водного об'єкта. Результати дослідження можуть стати підґрунтям для подальших наукових досліджень, планування заходів з охорони вод та раціонального використання водних ресурсів у регіоні.

Методи дослідження

Для оцінки якості води у р. Уди проводився систематичний моніторинг. Вибір проб води здійснювався власноруч щомісяця протягом 2023 року на двох стаціонарних пунктах спостереження: у межах населених пунктів смт. Золочів та смт. Есхар Харківської області. Вибір пунктів відбору проб обґрунтовувався особливостями антропогенного впливу на річку Уди та наявністю потенційних джерел забруднення в межах цих територій.

Польовий відбір проб проводився відповідно до вимог стандарту ДСТУ ISO 5667-6:2009 [14], що забезпечує репрезентативність та достовірність отриманих даних. Для

мінімізації змін фізико-хімічних характеристик проб під час транспортування та зберігання використовувалися спеціальні герметичні поліетиленові посудини, а проби води доставляли до лабораторії у максимально короткий термін.

У відібраних пробах визначали такі показники якості води: розчинений кисень, біохімічне споживання кисню (БСК₅), хімічне споживання кисню (ХСК), амоній-іон, нітрити, нітрати, фосфати, ортофосфати, сухий залишок і нафтопродукти.

Визначення концентрацій показників здійснювалося у лабораторії Регіонального офісу водних ресурсів у Харківській області.

Лабораторне визначення показників якості води виконувалося відповідно до чинних національних стандартів:

- азот амонійний – за ДСТУ ISO 7150-1:2003 [15].;
- азот нітритний – за ДСТУ ISO 6777:2003 [16].;
- азот нітратний – за ДСТУ ISO 7890-3:2004 [17].;
- фосфати (у перерахунку на фосфор) – за ДСТУ ISO 6878:2008 [18].;
- ортофосфати – фотометричним методом згідно з ДСТУ ISO 6878:2003 [18].;
- нафтопродукти – за ДСТУ ISO 9377-2:2015 [19].;
- БСК₅ – за ДСТУ ISO 5815-1:2009 [20].;
- ХСК – за ДСТУ ISO 6060:2003 [21].

Оцінка якості води здійснювалася шляхом порівняння фактичних концентрацій досліджуваних показників із гранично допустимими концентраціями (ГДК) відповідно до «Гігієнічних норм якості води водних об'єктів для задоволення питних,

господарсько-побутових та інших потреб населення» (Наказ МОЗ України № 721 від 02.05.2022 р.) [22].

Методологія дослідження передбачала комплексний підхід, що включає:

Польовий етап – відбір проб у контрольних пунктах та первинна фіксація умов навколишнього середовища (температура, погодні умови, швидкість течії).

Лабораторний етап – хімічний та фізико-хімічний аналіз проб, визначення вмісту основних забруднювачів та показників органічного навантаження.

Аналітичний етап – статистична обробка результатів, порівняння з нормативними значеннями, оцінка динаміки змін показників протягом року та ідентифікація потенційних джерел забруднення.

Використаний комплексний підхід забезпечує системну оцінку якості води у р. Уди і дозволяє зробити висновки щодо екологічного стану водного об'єкта та пріоритетних напрямів охорони водних ресурсів у регіоні.

Результати дослідження та обговорення

Аналіз динаміки вмісту розчиненого кисню у р. Уди (рис.1) визначив, що усі значення перевищують ГДК (4 мг/дм³). Сезонний розподіл має чітко виражену тенденцію: у літні місяці спостерігається зниження рівня кисню внаслідок підвищення температури води та інтенсифікації біологічних процесів, тоді як у холодний період року

вміст кисню зростає завдяки зниженню температури та посиленню процесів аерації.

Вміст амонію у пункті спостереження смт Золочів протягом 2023 року коливався в межах 0,85-2,36 мг/дм³ та не перевищував встановлену ГДК (рис.2). Вміст амонію у р. Уди у смт Есхар коливався від 2,36 до 4,26 мг/дм³ при ГДК 2,58 мг/дм³. Перевищення

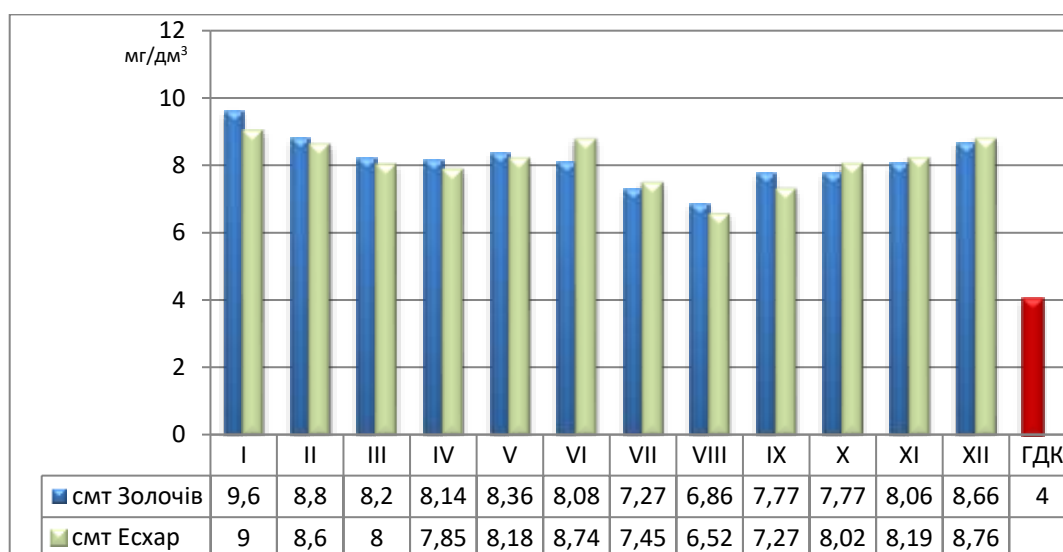


Рис. 1 – Вміст розчиненого кисню протягом 2023 р. у порівнянні з ГДК

Fig. 1 – Dissolved oxygen content during 2023 compared to the MPC

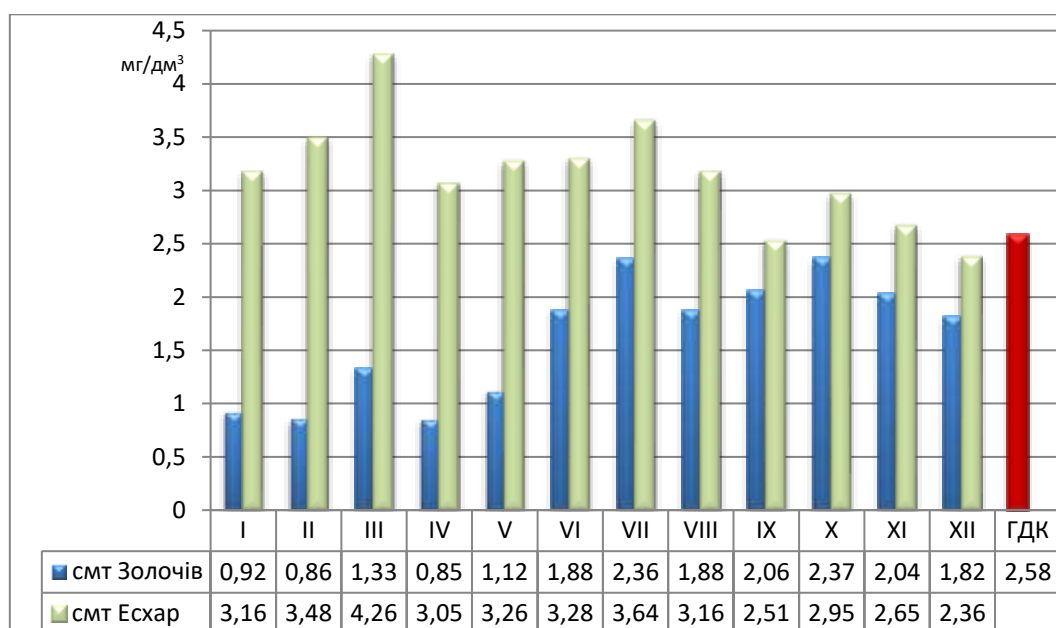


Рис. 2 – Вміст амонію протягом 2023 р. у порівнянні з ГДК

Fig. 2 – Ammonium content during 2023 compared to the MPC

ГДК простежуються у всі місяці, крім вересня та грудня. Перевищення ГДК свідчить про забруднення побутовими та сільськогосподарськими стоками, що посилюється воєнними пошкодженнями каналізації та витокami з пошкодженої інфраструктури. Це може призводити до токсичного впливу на водні організми, включаючи накопичення в харчовому ланцюзі, що загрожує здоров'ю людини через споживання забрудненої води чи риби. Необхідно впровадити сучасні

технології очищення стоків, обмежити використання азотних добрив у сільському господарстві та провести аудит інфраструктури для запобігання подібним проблемам. Довгострокові наслідки можуть включати порушення ґрунтових вод та потребу в додатковій допомозі для відновлення.

Вміст азоту амонійного у воді р. Уди (рис.3), відібраної з пункту в с.м.т. Золочів протягом року коливались у межах 0,66-1,84 мг/дм³ та не перевищували ГДК.

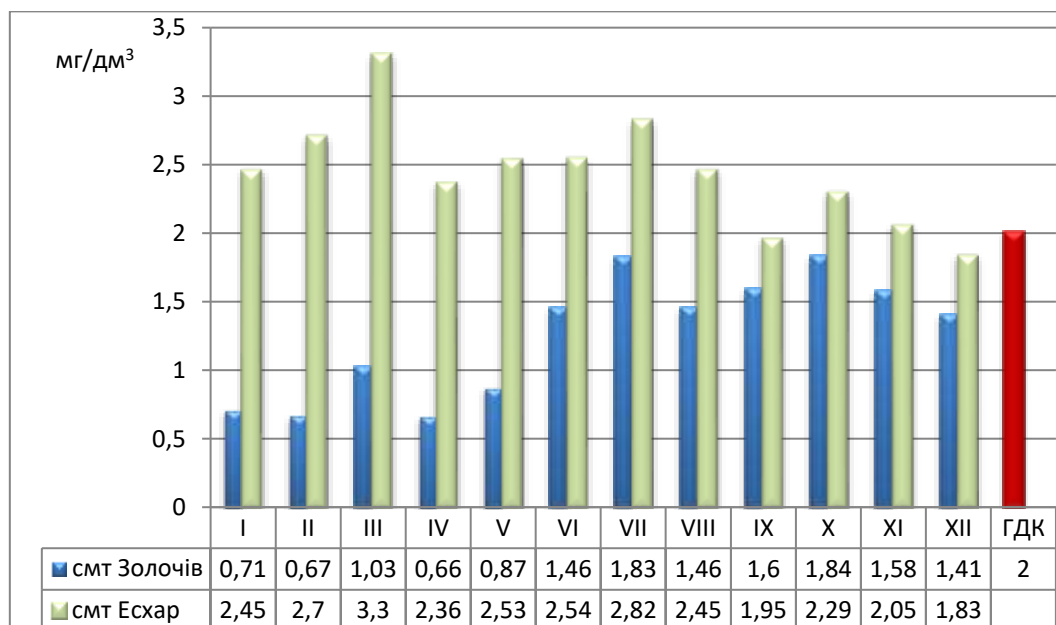


Рис. 3 – Вміст азоту амонійного протягом 2023 рік у порівнянні з ГДК

Fig. 3 – Ammonium nitrogen content during 2023 compared to the MPC

Вміст азоту амонійного у р. Уди в смт Есхар коливався від 1,83 до 3,3 мг/дм³. Перевищення ГДК простежуються у всі місяці, крім вересня та грудня. Підвищений вміст азоту амонійного свідчить про органічне забруднення (стічними водами, добривами, продуктами розпаду), що небезпечно, оскільки призводить до зниження рівня розчиненого кисню, «цвітіння» води та загибелі водних організмів.

Концентрація нітритів у пробах води з обох пунктів спостереження протягом 2023 року не перевищувала ГДК (рис.4). Отже, якість води у р. Уди за показниками нітритів відповідає Гігієнічним нормам якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення, затверджених наказом МОЗ України № 721 від 02.05.2022 р. [22].

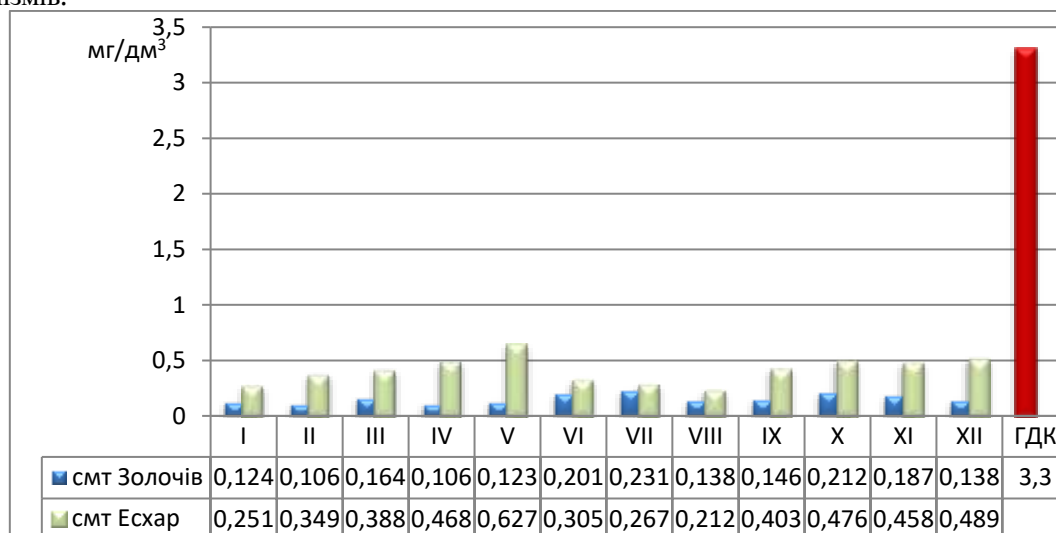


Рис. 4 – Вміст нітритів протягом 2023 рік у порівнянні з ГДК

Fig. 4 – Nitrite content during 2023 compared to the MPC

Протягом 2023 року концентрація азоту нітритного у воді р. Уди (рис. 5) з обох пунктів спостереження залишався стабільно низьким і значно нижчим за нормативні показники.

Сезонна динаміка визначає зростання концентрації у теплий період року, ймовірно

через підвищення температури та активізацію біохімічних процесів у водних об'єктах.

Найменші концентрації характерні для зимового періоду, що може бути пов'язано з розбавленням води під час паводків та активного водообміну. У цілому екологіч-

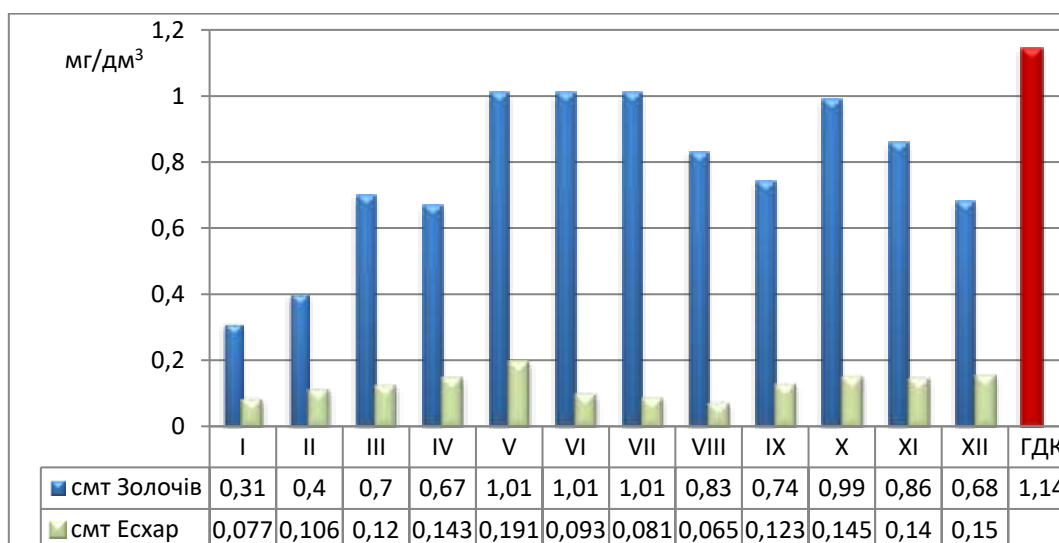


Рис. 5 – Вміст азоту нітритного протягом 2023 рік у порівнянні з ГДК

Fig. 5 – Nitrite nitrogen content during 2023 compared to the MPC

ний стан за даним показником можна вважати сприятливим, оскільки перевищень ГДК не зафіксовано.

Концентрація нітратів у пробах води з обох пунктів спостереження протягом 2023 року не перевищувала ГДК (рис. 6). Отже, якість води у р. Уди за показниками нітратів відповідає нормам якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення [22].

Концентрація азоту нітратного у пробах води з обох пунктів спостереження протягом 2023 року не перевищувала ГДК (рис. 7). Отже, якість води у р. Уди за показником азоту нітратного відповідає Гігієнічним нормам якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення, затверджених наказом МОЗ України № 721 від 02.05.2022 р. [22].

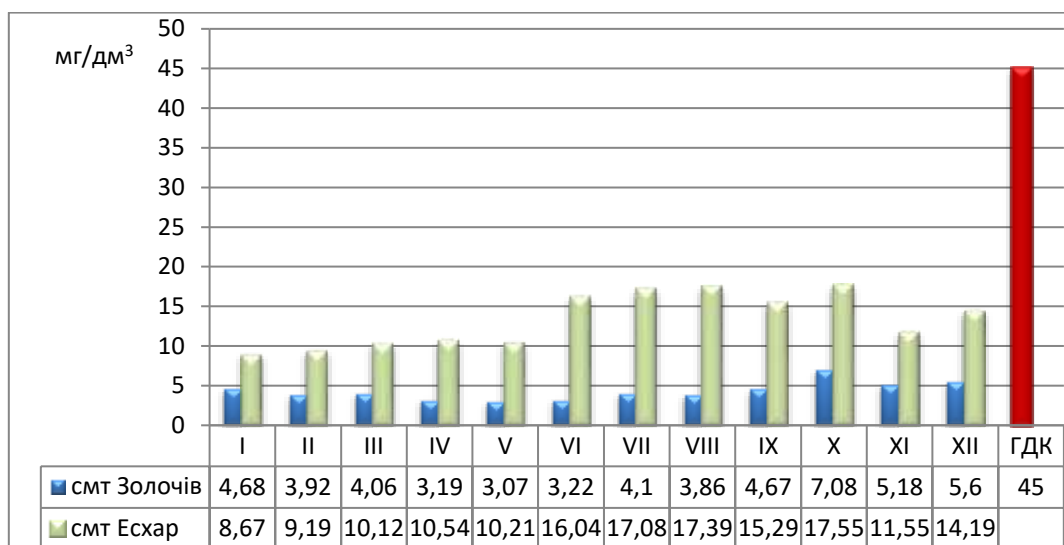


Рис. 6 – Вміст нітратів протягом 2023 рік у порівнянні з ГДК

Fig. 6 – Nitrate content during 2023 compared to the MPC

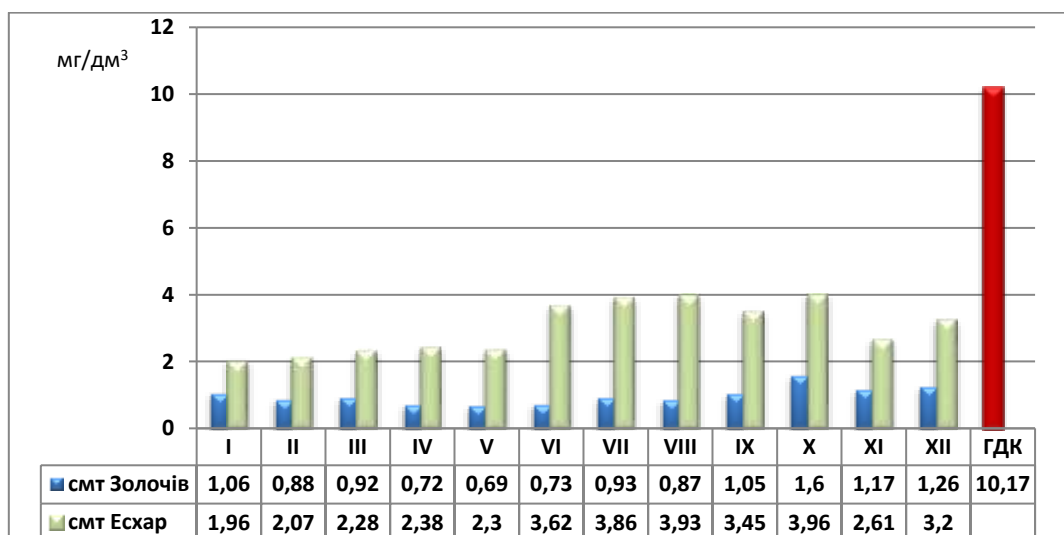


Рис. 7 – Вміст азоту нітратного протягом 2023 рік у порівнянні з ГДК

Fig. 7 – Nitrate nitrogen content during 2023 compared to the MPC

Визначено, що, вміст фосфатів у пункті спостереження смт Золочів протягом 2023 року коливався в межах 0,95-3,55 мг/дм³ (рис. 8). Незначне перевищення ГДК зафіксоване у червні. Вміст фосфатів у р. Уди у смт Есхар коливався від 2,09 до 4,9 мг/дм³ при ГДК 3,5 мг/дм³. Перевищення ГДК простежуються у всі місяці, крім січня, лютого, березня та квітня 2023 року.

Це може свідчити про значне забруднення водного об'єкту, ймовірно, внаслідок змиву добрив із сільськогосподарських угідь або скиду неочищених стічних вод. Окрім

того, підвищення концентрації фосфатів у р. Уди може бути наслідком руйнації інфраструктури в результаті бойових дій (пошкодження каналізації, очисних споруд, фосфатних заводів тощо), що призвело до потрапляння неочищених стічних вод у річку. Також фосфор може бути наявним у складі вибухівки, які після детонації або розкладу також можуть потрапляти у воду.

Забруднення фосфатами водного об'єкта може призвести до евтрофікації (цвітіння води), що негативно впливає на екосистему водойми.

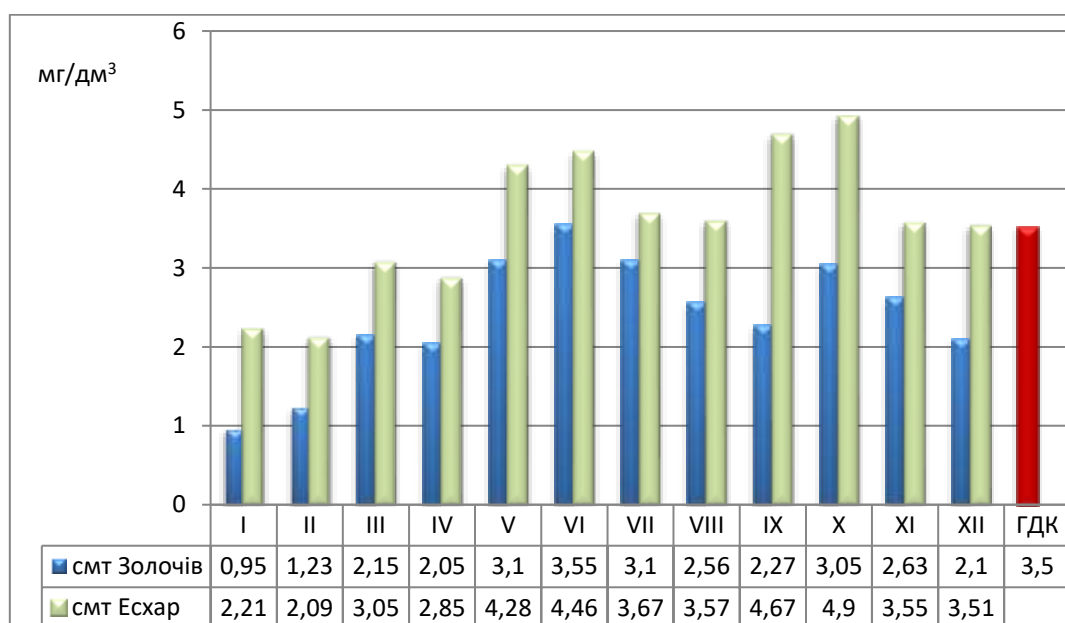


Рис. 8 – Вміст фосфатів протягом 2023 рік у порівнянні з ГДК

Fig. 8 – Phosphate content during 2023 compared to the MPC

Вміст фосфору ортофосфатів (рис.9) у пункті спостереження смт Золочів протягом 2023 року коливався в межах 0,31-1,16 мг/дм³. Незначне перевищення ГДК зафіксоване у червні місяці.

Вміст фосфору ортофосфатів у р. Уди у смт Есхар коливався від 0,68 до 1,6 мг/дм³ при ГДК 1,14 мг/дм³. Перевищення ГДК простежуються у всі місяці, крім січня, лютого, березня та квітня 2023 року.

Підвищений вміст фосфору ортофосфатів у воді досліджуваної річки є наслідком забруднення стічними водами, а бойові дії можуть сприяти цьому через пошкодження інфраструктури, що призводить до скидання неочищених стоків, а також через забруднення від військової техніки та боєприпасів. Це викликає цвітіння води, виснаження

кисню та загибель водних мешканців, а також ускладнює очищення води до стану питної.

Вміст хімічного споживання кисню (ХСК) у воді р. Уди протягом 2023 року перевищували ГДК (30 мг/дм³) на обох пунктах спостереження – смт Золочів і смт Есхар (рис.10). Це свідчить про підвищене органічне навантаження на водний об'єкт упродовж усього року.

Найвищі значення зафіксовані у смт Есхар у липні (50 мг/дм³) та червні (48 мг/дм³), що перевищує норматив у 1,6 рази. У смт Золочів аналогічні пікові концентрації припадають на літній період (червень–серпень: 43,5–42 мг/дм³), а мінімальні – у січні–лютому (28 мг/дм³). Після серпня спостерігається поступове зниження рівнів

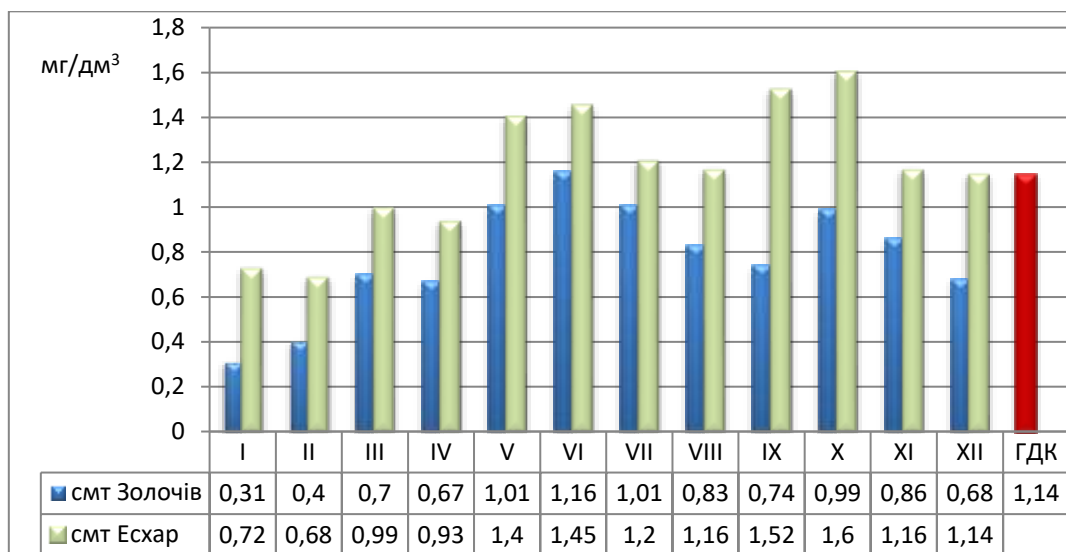


Рис. 9 – Вміст фосфору ортофосфатів протягом 2023 рік у порівнянні з ГДК

Fig. 9 – Phosphorus content of orthophosphates during 2023 compared to the MPC

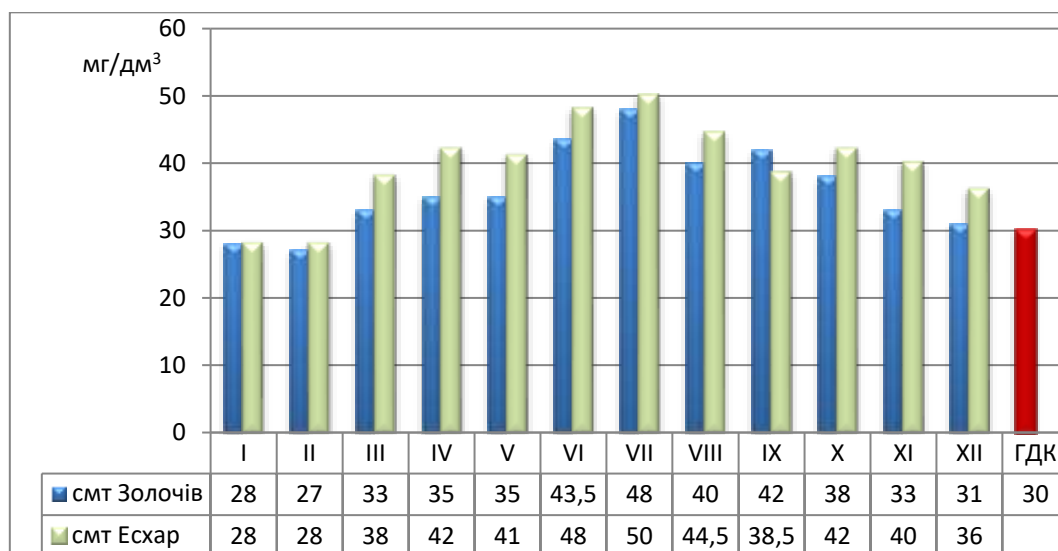


Рис. 10 – Вміст ХСК протягом 2023 рік у порівнянні з ГДК

Fig. 10 – COD content during 2023 compared to MPC

ХСК, хоча показники залишаються вищими за норматив. Перевищення ГДК можна пояснити кількома чинниками, пов'язаними з наслідками бойових дій у регіоні: руйнуванням очисних споруд і каналізаційних систем, що спричинило надходження неочищених побутових і господарських стоків у річку; витоками паливно-мастильних матеріалів через пошкодження складів і техніки; руйнуванням промислових об'єктів та накопиченням продуктів горіння й важких органічних сполуки у поверхневих водах.

Загалом, динаміка ХСК свідчить про нестабільний екологічний стан басейну р. Уди, з максимальним навантаженням у теплий період року, що може бути наслідком як природних сезонних процесів, так і антропогенного впливу, посиленого умовами воєнних дій.

Результати моніторингу свідчать про суттєве перевищення гранично допустимих концентрацій (ГДК = 3 мг/дм³) біохімічного споживання кисню (БСК₅) у воді р. Уди на обох пунктах спостереження смт Золочів і смт Есхар протягом усього року (рис.11).

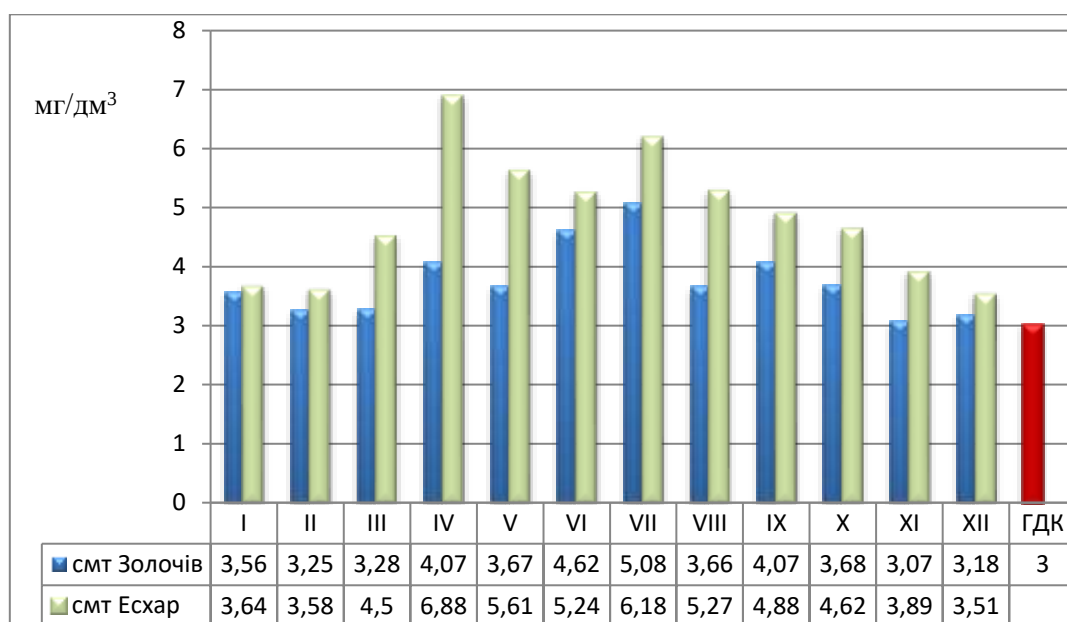


Рис. 11 – Вміст БСК₅ протягом 2023 р. у порівнянні з ГДК

Fig. 11 – BOD₅ content during 2023 compared to the MPC

Найвищі значення зафіксовано у смт Есхар у квітні (6,88 мг/дм³) та липні (6,18 мг/дм³), що перевищує норматив у 2,3 рази. У смт Золочів пікові показники спостерігались у червні–липні (4,62–5,08 мг/дм³), що також суттєво перевищує ГДК.

Мінімальні концентрації в обох пунктах припадають на зимовий період (3,07–3,18 мг/дм³), проте навіть вони перевищують допустимий рівень.

Такі показники свідчать про стійке органічне навантаження на водний об'єкт. Основними причинами підвищеного БСК₅ можуть бути: потрапляння побутових і господарських стоків через пошкодження каналізаційних мереж та очисних споруд унаслідок бойових дій; руйнування промислових об'єктів і складів паливно-мастильних матеріалів, що спричинило надходження органічних речовин до поверхневих вод;

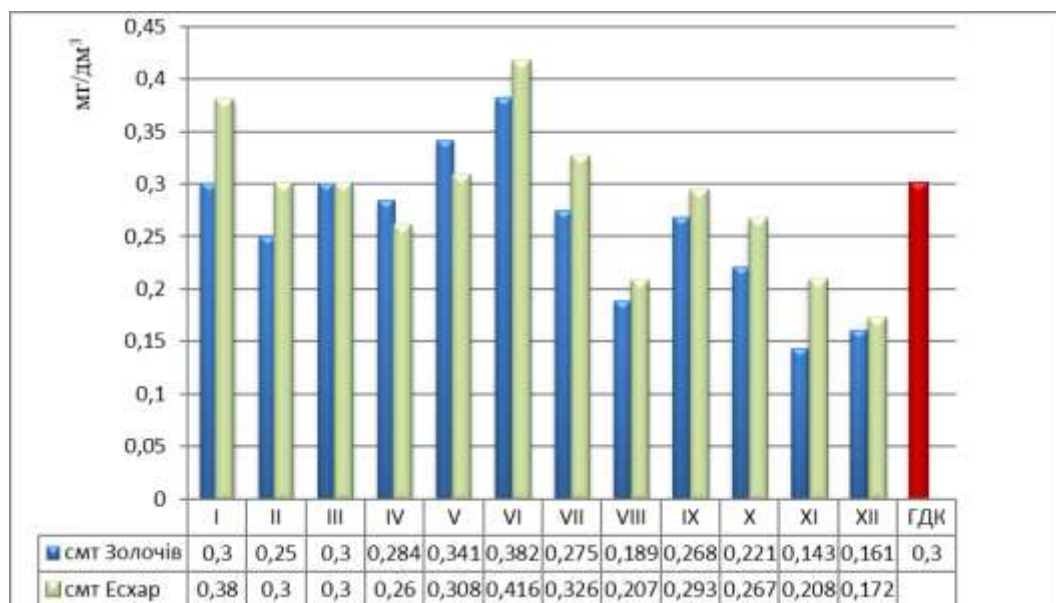


Рис. 12 – Вміст нафтопродуктів протягом 2023 рік у порівнянні з ГДК

Fig. 12 – Petroleum products content during 2023 compared to MPC

зменшення ефективності моніторингу та очищення стічних вод через перебої у роботі комунальних служб у зоні воєнних дій [11].

Загалом, динаміка БСК₅ у 2023 році демонструє нестабільний екологічний стан р. Уди, із характерними весняно-літніми піками, що можуть бути пов'язані з інтенсифікацією стоків та вторинним надходженням органічних забруднень з пошкоджених інфраструктурних об'єктів.

Аналіз фактичних концентрацій нафтопродуктів у річці Уди в пунктах відбору смт Есхар та смт Золочів виявив виражену сезонну мінливість (рис. 12). У смт Есхар максимальні значення зареєстровано у січні (0,38 мг/дм³) та у червні (0,416 мг/дм³); перевищення гранично допустимої концентрації (ГДК = 0,3 мг/дм³)

підтверджено в цих місяцях. Після червня спостерігається тенденція до зниження та частковим підвищенням у грудні.

У смт Золочів фіксується два піки – у травні та червні і значні спади у серпні (0,189 мг/дм³) та листопаді (0,143 мг/дм³); систематичного перевищення ГДК не виявлено. Порівняльний аналіз вказує на помірну синхронність сезонних коливань.

Можливими факторами таких змін є сезонні гідрометеорологічні процеси, інциденти витоків та техногенні впливи, включно з наслідками воєнних дій, а саме руйнування інфраструктури, залишення БК/бронетехніки, вантажівок супроводжуються локальними витокami паливно-мастильних матеріалів, особливо під час бойових дій [12, 13].

Висновки

Екологічний стан р. Уди залишається напруженим. Найбільш критичними показниками виступають БСК₅, ХСК, амоній-іон, фосфати та нафтопродукти, які у більшості випадків перевищують гранично допустимі концентрації, особливо в пункті спостереження смт Есхар. Це свідчить про підвищене органічне навантаження, забруднення сполуками азоту, фосфору та продуктами нафтохімії.

Водночас концентрації нітритів, нітратів та азоту нітритного залишаються в межах нормативів, що вказує на відсутність гострих процесів нітрифікації та певну здатність водойми до самоочищення.

Сезонна динаміка свідчить, що пік забруднення припадає на весняно-літній період, коли поєднуються підвищення температури, посилення біохімічних процесів та інтенсивні зливи після опадів. У цей час до річки надходить основна маса забруднювальних речовин із територій населених пунктів і сільськогосподарських угідь.

Ключовим чинником погіршення якості води є неочищені побутові та господарські стоки, що потрапляють до річки через

пошкодження каналізаційних мереж та очисних споруд. Додаткове забруднення формують руйнування промислових підприємств та складів паливно-мастильних матеріалів, унаслідок чого у воду надходять органічні сполуки, токсичні речовини та продукти горіння.

Воєнні дії підсилюють усі зазначені процеси: пошкоджена інфраструктура сприяє аварійним скидам, витокам небезпечних речовин і забрудненню від військової техніки, а ослаблення роботи комунальних служб знижує здатність систем очищення функціонувати належним чином. Сукупний вплив цих факторів призводить до значного порушення водної екосистеми та стійкого погіршення якості води.

Для покращення якості води у р. Уди пропонуються такі заходи: провести аудит водоочисної інфраструктури та ліквідувати пошкодження; впровадити ефективні технології очищення стічних вод; обмежити використання фосфатних та азотних добрив у прибережних зонах; розширити мережу моніторингу з урахуванням післявоєнних ризиків.

Конфлікт інтересів

Автори заявляють, що конфлікту інтересів щодо публікації цього рукопису немає. Крім того, автори повністю дотримувалися етичних норм, включаючи плагіат, фальсифікацію даних та подвійну публікацію.

Внесок авторів: всі автори зробили рівний внесок у цю роботу.

В роботі не використано ресурс штучного інтелекту.

Список використаної літератури

1. Romashchenko M.I., Yatsyuk M.V., Dehtyar O.O. Conceptual principles of water management reform in Ukraine. *Bulletin of Agrarian Science*. 2018. No 12 (789). P. 9-18: URL: <https://agrovisnyk.com/archive/en/2018/12/02.html>
2. Makarenko N, Budak O. Waste management in Ukraine: municipal solid waste landfills and their impact on rural areas. *Annals of Agrarian Science*. 2017. Vol.15. No 1. P. 80–87: URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1512188717300209>
3. Строкаль В. П., Ковпак А. В. Причинно-наслідкові зв'язки забруднення біогенними елементами басейну річки Дніпра: синтез теоретичних даних. *Екологічні науки*. Вип 2 (35). 2021. С. 37-44. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2021.eco.2-35.6>
4. Строкаль В.П., Ковпак А.В. Екологічний стан природних вод суббасейну Верхнього Дніпра та Десни: показники якості води і можливі причини їх погіршення. Біологічні системи: теорія та інновації. Том 12. № 2. 2021. С. 24-40. DOI: <http://dx.doi.org/10.31548/biologiya2021.02.003>
5. Strokal, V., Kuiper, E. J., Bak, M. P., Vriend, P., Wang, M., van Wijnen, J., & Strokal, M. Future microplastics in the Black Sea: River exports and reduction options for zero pollution. *Marine Pollution Bulletin*. Vol, 178, 2022, 113633. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113633>
6. Khilchevskiy, V. K., & Mezentssev, K. V. (2021, November). Water conflicts and Ukraine: Donbas region. In 15th International Conference Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment (Vol. 2021, No. 1, pp. 1-5). European Association of Geoscientists & Engineers. URL: <https://www.earthdoc.org/content/papers/10.3997/2214-4609.20215K2004>
7. Хільчевський В.К. (2022). Водні та збройні конфлікти – класифікаційні ознаки: у світі та в Україні. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. № 1(63). 6-19. URL: DOI: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2022.1.1>
8. Куцька, О. М., Перемибіда, Д. О. Реалізація прагнення виходу до моря в рамках водних конфліктів ХХІ століття: зарубіжний досвід вирішення протиріч мирним шляхом. *Військово-науковий вісник*. 2022. № 37. С. 270-291. <https://doi.org/10.33577/2313-5603.37.2022.270-291>
9. Реалії та стратегії розвитку України: вітчизняний та закордонний досвід: моногр. Харків: СГ НТМ «Новий курс», 2024. 112 с.
10. Лобода Н. С., Смалій О. В., Катинська І. В., Котович О. М. Оцінка змін якості води по довжині річки Сіверський Донець на початку ХХІ сторіччя. *Український гідрометеорологічний журнал*, 2019. № 23. С. 54-68. DOI <https://doi.org/10.31481/uhmj.23.2019.06>
11. Варламов Є.М., Квасов В.А., Брук В.В., Берешко І.М. Моніторинг навколишнього природного середовища. Концептуальні положення й шляхи реалізації: Монографія. Нац. аерокосм. ун-т ім. М.Є. Жуковського «ХАІ». Харків, 2016. 188 с.
12. Зайцев В.В. Особливості гігієнічного нормування води водоймищ при здійсненні державного моніторингу. *Актуальні питання громадського здоров'я та екологічної безпеки України: матеріали V Марзєєвських читань*. Київ. 2019. Вип. 19. С. 103-105. URL: <http://repo.dma.dp.ua/id/eprint/5467>
13. Хільчевський В.К. Глобальні водні ресурси: виклики ХХІ століття. *Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Географія*. 2020. 1/2 (76/77). С. 6-16. <http://doi.org/10.17721/1728-2721.2020.76-77.1>
14. Якість води. Відбирання проб. Частина 6. Настанови щодо відбирання проб з річок і струмків (ISO 5667-6:2005, IDT): ДСТУ ISO 5667-6:2009. Київ: Держспоживстандарт України, 2012. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=64511
15. Якість води. Визначення амонію. Частина 1. Ручний спектрометричний метод (ISO 7150/1:1984, IDT) ДСТУ ISO 7150-1:2003. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=73305
16. Якість води. Визначення нітритів. Спектрометричний метод молекулярної абсорбції (ISO 6777:1984, IDT) ДСТУ ISO 6777:2003. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=56481
17. Якість води визначення нітрату Частина 1. Спектрометричний метод із застосуванням 2,6-диметилфенолу ДСТУ ISO 7890-1:2003. URL: https://online.budstandart.com/ru/catalog/doc-page.html?id_doc=73280
18. Якість води. Визначення фосфору. Спектрометричний метод із застосуванням амонію молібдату (ISO 6878:2004, IDT) ДСТУ ISO 6878:2008. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=58908
19. Якість води. Визначення нафтопродуктів у воді. Частина 2. Метод рідинної екстракції та газової хроматографії (ISO 9377-2:2000, IDT) ДСТУ ISO 9377-2:2015. URL: https://online.budstandart.com/ru/catalog/doc-page.html?id_doc=73832
20. Якість води. Визначення біохімічного споживання кисню після п діб (БСКп). Частина 1. Метод розведення та засівання з додаванням алітгіосечовини (ISO 5815-1:2003, IDT); ДСТУ ISO 5815-1:2009. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=29652
21. Якість води. Визначення хімічної потреби в кисні (ISO 6060:1989, IDT) ДСТУ ISO 6060:2003. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=52804

22. Про затвердження Гігієнічних нормативів якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення : Наказ МОЗ України від 02.05.2022 № 721: станом на 21 січ. 2025 р. URL: https://moz.gov.ua/uploads/7/36944-dn_721_02_05_2022_dod.pdf

Стаття надійшла до редакції 28.10.2025
Стаття рекомендована до друку 18.12.2025

Переглянуто 12.12.2025
Опубліковано 30.12.2025

D. V. SHEPELENKO¹,
PhD student

e-mail: Ivanov123456789101112131415@gmail.com ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0005-1234-8041>

N. S. TSAPKO¹, PhD (Technical),
First Deputy Director,

e-mail: tsapkonatali@gmail.com ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-2480-3636>

¹Scientific Research Institution «Ukrainian Scientific Research Institute of Ecological Problems»
6, Yenina Yevheniya St., Kharkiv, 61165, Ukraine

ECOLOGICAL STATE OF WATER BODIES OF KHARKIV REGION IN CONDITIONS OF MARTIAL LAW (ON THE EXAMPLE OF THE UDA RIVER)

Purpose. Assessment of the dynamics of physicochemical water quality indicators of the Uda River in 2023 and identification of potential sources of pollution.

Methods. Field, chemical and physicochemical, statistical.

Results. Water sampling of the Uda River was carried out monthly during 2023 at two stationary observation points: within the settlements of Zolochiv and Eskhar, Kharkiv region. Water quality indicators were determined: dissolved oxygen, biochemical oxygen demand (BODs), chemical oxygen demand (COD), ammonium, nitrites, nitrates, phosphates, orthophosphates, dry residue and petroleum products. The most critical indicators are BODs, CSD, ammonium, phosphates and oil products, which systematically exceed the maximum permissible concentrations, especially at the observation point of the Eskhar settlement, which determines the increased organic load, pollution with nitrogen compounds, phosphorus and oil products, which may be associated with leaks of fuel and lubricants from military equipment, destroyed warehouses and transport routes. At the same time, the concentrations of nitrites, nitrates and nitrite nitrogen remain within the norms, which indicates the absence of acute nitrification processes and a certain ability of the reservoir to self-purify. Seasonal dynamics confirm that the highest levels of pollution occur in the spring-summer period, which coincides with an increase in temperature, activation of biochemical processes and possible consequences of hostilities and storm washouts from the territories of settlements and fields.

Conclusion. According to the results of observations during 2023, the ecological state of the Uda River remains tense and is characterized as moderately polluted with local areas of high levels of organic and phosphate loading, which is due to a combination of natural and military-technogenic factors. To stabilize the hydroecosystem, a comprehensive restoration of water protection structures, wastewater treatment systems, and further scientific monitoring of the dynamics of water quality indicators is required.

KEYWORDS: *water quality, physicochemical indicators, dynamics of indicators, pollution*

Conflict of Interest

The authors declare no conflict of interest regarding the publication of this manuscript. Furthermore, the authors have fully adhered to ethical norms, including avoiding plagiarism, data falsification, and duplicate publication.

Authors Contribution: all authors have contributed equally to this work.

The work does not use artificial intelligence resources.

References

1. Romashchenko M.I., Yatsyuk M.V., Dehtyar O.O. (2018). Conceptual principles of water management reform in Ukraine. *Bulletin of Agrarian Science*. No. 12 (789), 9-18: Retrieved from https://agrovisnyk.com/archive_en_2018_12_02.html
2. Makarenko N, Budak O. (2017). Waste management in Ukraine: municipal solid waste landfills and their impact on rural areas. *Annals of Agrarian Science*, 15(1), 80–87. Retrieved from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1512188717300209>
3. Stokol V.P., Kovpak A.V. (2021). Cause-and-effect relationships of pollution with biogenic elements of the Dnieper River basin: synthesis of theoretical data. *Ecological Sciences*, (2(35), 37-44:

- <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2021.eco.2-35.6> (in Ukrainian)
4. Strokai, V., & Kovpak, A. (2021). Ecological assessment of water quality for different water uses: The upstream sub basin of the Dnipro and Desna rivers. *Biological Systems: Theory and Innovation*, 12(2), 24-40. <https://doi.org/10.31548/biologiya2021.02.003> (in Ukrainian)
 5. Strokai, V., Kuiper, E.J., Bak, M.P., Vriend, P., Wang, M., van Wijnen, J., & Strokai, M. (2022). Future microplastics in the Black Sea: River exports and reduction options for zero pollution. *Marine Pollution Bulletin*. 178, 113633 <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113633>
 6. Khilchevskiy, V. K., & Mezentshev, K. V. (2021). Water conflicts and Ukraine: Donbas region. *Proceedings of 15th International Conference: Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment* (1), (pp. 1-5). European Association of Geoscientists & Engineers. Retrieved from: <https://www.earth-doc.org/content/papers/10.3997/2214-4609.20215K2004>
 7. Khilchevsky V.K. (2022). Water and armed conflicts - classification features: in the world and in Ukraine. *Hydrology, hydrochemistry and hydroecology*. No. 1(63). 6-19. <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2022.1.1> (in Ukrainian)
 8. Kutska, O. M., Peremybida, D. O. (2022). Realization of the desire for access to the sea within the framework of water conflicts of the 21st century: foreign experience in resolving contradictions peacefully. *Military-scientific bulletin*. (37). 270-291. <https://doi.org/10.33577/2313-5603.37.2022.270-291> (in Ukrainian)
 9. Realities and strategies of development of Ukraine: domestic and foreign experience: col. monogr. Kharkiv: SG NTM "New Course", 2024. (in Ukrainian)
 10. Loboda, N. S., Smalii O. V., Katynska I. V., & Kotovich O. M. (2019). Assessment of changes in the water quality along the length of the Siverskyi Donets river at the beginning of the 21st century. *Ukrainian Hydrometeorological Journal*, (23), 54-68. <https://doi.org/10.31481/uhmj.23.2019.06> (in Ukrainian)
 11. Varlamov E. M., Kvasov V. A., Bruk V. V., Bereshko I. M. (2016). Environmental monitoring. Conceptual provisions and ways of implementation: Monograph. National Aerospace University named after M. Ye. Zhukovsky "KHA". Kharkiv. (in Ukrainian)
 12. Zaitsev V.V. (2019). Peculiarities of hygienic regulation of water in reservoirs during state monitoring. *Current Issues of Public Health and Environmental Safety of Ukraine: Proceedings of the 15th Marzev Readings*. Kyiv. (19), 103-105. Retrieved from <http://repo.dma.dp.ua/id/eprint/5467> (in Ukrainian)
 13. Khilchevskiy, V. (2020). Global water resources: challenges of the 21st century. *Visnyk Kyivskogo nacionalnogo universytetu imeni Tarasa Shevchenka, Geografiya* [Bulletin of Taras Shevchenko National University of Kyiv, Geography], 1/2 (76/77), 6-16 <http://doi.org/10.17721/1728-2721.2020.76-77.1>
 14. Water quality. Sampling. Part 6. Guidelines for sampling from rivers and streams (ISO 5667-6:2005, IDT): DSTU ISO 5667-6:2009. Kyiv: Derzhspozhyvstandart of Ukraine, 2012. Retrieved from https://online.budstandart.com.ua/catalog/doc-page.html?id_doc=64511 (in Ukrainian)
 15. Water quality. Determination of ammonium. Part 1. Manual spectrometric method (ISO 7150/1:1984, IDT) DSTU ISO 7150-1:2003. Retrieved from https://online.budstandart.com.ua/catalog/doc-page.html?id_doc=73305 (in Ukrainian)
 16. Water quality. Determination of nitrite. Molecular absorption spectrometric method (ISO 6777:1984, IDT) DSTU ISO 6777:2003. Retrieved from https://online.budstandart.com.ua/catalog/doc-page.html?id_doc=56481 (in Ukrainian)
 17. Water quality determination of nitrate Part 1. Spectrometric method using 2,6-dimethylphenol DSTU ISO 7890-1:2003. Retrieved from https://online.budstandart.com/ru/catalog/doc-page.html?id_doc=73280 (in Ukrainian)
 18. Water quality. Determination of phosphorus. Spectrometric method using ammonium molybdate (ISO 6878:2004, IDT) DSTU ISO 6878:2008. Retrieved from https://online.budstandart.com.ua/catalog/doc-page?id_doc=58908 (in Ukrainian)
 19. Water quality. Determination of petroleum products in water. Part 2. Liquid extraction and gas chromatography method (ISO 9377-2:2000, IDT) DSTU ISO 9377-2:2015. Retrieved from https://online.budstandart.com/ru/catalog/doc-page.html?id_doc=73832 (in Ukrainian)
 20. Water quality. Determination of biochemical oxygen demand after n days (BOD_n). Part 1. Dilution and inoculation method with the addition of allylthiourea (ISO 5815-1:2003, IDT); DSTU ISO 5815-1:2009. Retrieved from https://online.budstandart.com.ua/catalog/doc-page.html?id_doc=29652 (in Ukrainian)
 21. Water quality. Determination of chemical oxygen demand (ISO 6060:1989, IDT) DSTU ISO 6060:2003. Retrieved from https://online.budstandart.com.ua/catalog/doc-page?id_doc=52804 (in Ukrainian)
 22. On approval of Hygienic standards for water quality of water bodies to meet drinking, household and other needs of the population: Order of the Ministry of Health of Ukraine dated 02.05.2022 No. 721: as of Jan. 21, 2025. Retrieved from https://moz.gov.ua/uploads/7/36944-dn_721_02_05_2022_dod.pdf (in Ukrainian)

The article was received by the editors 28.10.2025
The article is recommended for printing 18.12.2025

The article was revised 12.12.2025
This article published 30.12.2025

DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-06>
УДК (UDC) 556.55:502.51(477.82)

В. О. ФЕСЮК, д-р геогр. наук, проф.,
професор кафедри фізичної географії
e-mail: fesjuk@ukr.net ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-3954-9917>
Волинський національний університет імені Лесі Українки,
пр. Волі, 13, м. Луцьк, 43025, Україна

І. А. МОРОЗ, канд. хім. наук, доц.,
доцент кафедри харчових технологій та хімії
e-mail: i.moroz@lntu.edu.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-9167-4876>
Луцький національний технічний університет,
вул. Львівська, 75, м. Луцьк, 43018, Україна

МЕТОДИКА ТА ОЦІНКА ГІДРОЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ОЗ. КРИМНЕ

Мета. Розробка та апробація методики індикативної та просторово-часової кількісної оцінки екологічного стану оз. Кримне для визначення сучасного рівня його екологічної стійкості, виявити гідроекологічні проблеми та окреслити пріоритетні напрями його використання та моніторингу.

Методи. Польові гідрологічні, картографічні, дистанційного зондування Землі, математичного моделювання та прогнозування.

Результати. Морфометричні особливості озера змінились порівняно із 1933 р., площа та об'єм скоротилися унаслідок меліорації середини-кінця ХХ ст. Водозбір озера зберіг риси природності. Проте озеро зазнає значної трансформації: частина прибережної смуги розорана, фіксуються локальні сміттєзвалища, зростає рекреаційний тиск. Вплив антропогенних чинників сприяє надходженню біогенів. Відбувається погіршення якості води, підвищення вмісту органіки, фосфатів та амонію, періодичний кисневий дефіцит, проявляються ознаки евтрофікації. Аналіз ДЗЗ (синтетичний індекс NDVI) підтверджує сезонні коливання та літнє зростання продуктивності з локальним розвитком водоростей і макрофітів. Озеро чутливе до навантажень і потребує постійного моніторингу його стану. Основні джерела антропогенного впливу – стоки із селищних територій, сільськогосподарських полів і сміттєзвалищ

Висновки. Озеро Кримне має задовільний гідроекологічний стан, проте властива тенденція до погіршення. На цей процес впливають зростання вмісту біогенів у воді, прояв евтрофікації та сезонний розвиток рослинності. Пріоритетні природоохоронні заходи: дотримання режиму прибережних захисних смуг, оптимізація землекористування, модернізація водовідведення у найближчих населених пунктах, ліквідація стихійних сміттєзвалищ, системний гідроекологічний моніторинг озера.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: морфометричні зміни, антропогенне навантаження, евтрофікація, гідрохімічний склад води, гідроекологічний стан, моніторинг озера Кримне

Як цитувати: Фесюк В. О., Мороз І. А. Методика та оцінка гідроекологічного стану оз. Кримне. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2025. Вип. 33. С. 83-94. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-06>

In cites: Fesyuk, V. O., Moroz, I. A. (2025). Methodology and the hydroecological state assessment of lake Krymne. *Visnyk of V.N. Karazin Kharkiv National University. Series Ecology*, (33), 83-94. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-06> (in Ukrainian)

Вступ

Озера Волинського Полісся є невід'ємною частиною водних ресурсів регіону, відіграють значну роль у підтримці біорізноманіття та забезпеченні екосистемних послуг.

Проте за останні десятиліття зростання антропогенного навантаження, зміни у структурі землекористування у водозбірних басейнах та зміна клімату зумовили поступове погіршен-

ня гідроекологічного стану багатьох озер, у т. ч. оз. Кримне. Це проявляється через евтрофікацію, зниження якості води, трансформацію прибережних екосистем, накопичення завислих речовин і погіршення умов життя для гідробіонтів. Зміна гідроекологічного стану загрожує не лише природним комплексам, а й місцевим громадам, які використовують озеро для задоволення різноманітних потреб.

Питання кількісної оцінки гідро-екологічного стану озер досить добре висвітлені у іноземній науковій літературі. Проаналізовано гідроекологічний стан оз. Нойзедлер (Австрія, Угорщина) [1], визначено стан озер [2] в епоху глобальних змін як центрів збереження біорізноманіття та екосистемних послуг, та біологічні показники екологічної якості в типових міських річково-озерних екосистемах [3]. Дослідження [4] присвячено зміні гідро-екологічного стану гірських озер під впливом потепління та органічних речовин у воді, динаміці рівнів води американських озер [5], антропогенному впливу на фітопланктон Боденського озера [6], питанням екологічному відновленню озер [7], тощо.

В контексті дослідження Шацької групи озер, до яких відноситься оз. Кримне, слід згадати роботу [8], присвячену екологіко-токсикологічним дослідженням озер Шацького НПП, зокрема, вмісту органічних токсичних речовини у воді. Проаналізовано динаміку рівнів води Шацьких озер [9] та чинники, що на неї впливають, морфометрію та гідрохімію озер Шацької групи [10], динаміку гідро-морфологічних параметрів Шацьких озер [11] у порівнянні із 1933 р. Також ґрунтовно проаналізовані результати гідрохі-

мічних досліджень озера Кримне [12], в дослідженні [13] вивчається трансформація водних об'єктів Шацького поозер'я, рівень антропогенного навантаження на природні екосистеми джерелами забруднення Шацького національного природного парку [14], проведена екологічна оцінка евтрофікації озер біосферного резервату «Шацький» [15], виконано аналіз загроз антропогенного впливу на ландшафтне і біологічне різноманіття озер Шацької групи [16], досліджено причини обміління Шацьких озер [17] і шляхів регулювання їх водного балансу. Також досліджено особливості евтрофікації різних за походженням, розмірами та гідроекологічним станом озер Полісся Волині [18, 19].

Незважаючи на існуючі дослідження лімносистем регіону, кількісна оцінка гідроекологічного стану озера Кримне все ще недостатньо розроблена. Зокрема, бракує чітких кількісних оцінок окремих аспектів сучасного гідроекологічного стану, визначення ключових чинників деградації. У цьому контексті постає необхідність у розробці методики, яка забезпечить комплексну кількісну оцінку гідроекологічного стану озера на основі об'єктивних даних, доступних методів аналізу та інструментів дистанційного зондування Землі.

Метою є розробка та апробація методики індикативної та просторово-часової кількісної оцінки екологічного стану оз. Кримне, що дозволить визначити сучасний рівень його екологічної стійкості, виявити гідроекологічні проблеми та окреслити пріоритетні напрями його використання та моніторингу.

Об'єкти та методи дослідження

Об'єктом дослідження є гідроекосистема озера Кримне із властивими їй особливостями природного стану та господарського впливу.

Предметом є параметри сучасного гідроекологічного стану озера Кримне, рівень евтрофікації, можливості покращення гідроекологічного стану озера внаслідок розробки комплексу заходів раціонального використання і охорони озера.

Дослідження базується на результатах польових гідрологічних та гідрохімічних досліджень, картографічних методах (ГІС), даних дистанційного зондування (ДЗЗ), аналізі літературних та архівних даних, математичному моделюванні для прогнозування стану озера.

Методика оцінювання гідроекологічного стану озера передбачає послідовний аналіз наявних даних. Спершу опрацьовано інформацію про хімічний склад води, природні особливості водозбору та його морфометрію, освоєння та використання озера та водозбору в історичній ретроспективі.

Далі за супутниковими знімками, із використанням програми QGIS 3.34, оцінено динаміку берегової лінії, прояви ерозії, забруднення, кольоровість води, розвиток евтрофікації. Польові роботи зосереджені на візуальному огляді прибережної зони та визначенні характеру антропогенних впливів. Якість води визначено за опублікованими даними. На підсумковому етапі проведена інтеграція

всіх матеріалів, зроблено висновки про гідро-екологічний стан озера, визначено екологічні загрози і розроблено першочергові рекомендації для відновлення та раціонального використання озера.

Центральним із використаних методів є дистанційне зондування землі (ДЗЗ). Методика застосування індексу NDVI для оцінки евтрофікації озера передбачала використання мультиспектральних супутникових знімків високої роздільної здатності. Після завантаження даних проводиться попередня обробка їх, що включає атмосферну корекцію та перепроєктування знімків. Для використаних нами знімків Sentinel-2 L2A така корекція уже виконана. Індекс NDVI обчис-

люється як відношення між відбиттям у червоному та ближньому інфрачервоному діапазонах. На основі отриманих значень формується маска водної поверхні, яка буде застосована при аналізі просторового розподілу NDVI над озером. Це дозволить виявити ділянки водного об'єкта з потенційним розвитком водоростей та завислими речовинами. Порівняння різночасових даних дозволяє визначити зміни у ступені евтрофікації, верифікувати їх із результатами наземних спостережень. На основі таких спостережень, оцінок та аналізу формулюються висновки про сучасний стан озера та проблемні зони, які потребують подальшого моніторингу й реалізації екологічних заходів.

Результати та обговорення

Озеро Кримне розташоване на півночі Шацької територіальної громади, на північному сході групи Шацьких озер, за 1,5 км на північ від с. Мельники, за 1 км на південь від державного кордону України (рис. 1). Водну поверхню озера оточують ліси й болота. Водойма має видовжену, складну улоговину, ймовірно сформовану навколо 3-4 карстових лійок. За походженням озеро Кримне – карстове, воно сполучене каналом із верхів'ям р. Рита. Береги озера, здебільшого,

низовинні, місцями заболочені, дно, переважно, піщане, у межах карстових лійок спостерігається замулення. Входить до складу Шацького НПП.

Морфометричні показники: площа дзеркала близько 145 га, довжина берегової лінії 6,3 км, максимальна глибина до 6 м, середня – приблизно 2,15 м; довжина водойми – близько 2 км, ширина – 0,72 км, об'єм – 3,23 млн м³. Форма улоговини – параболічна, близька до конічної, відповідний коефі-



Рис. 1 – Фрагмент супутникового знімку озера Кримне (запозичено з Google Earth Pro)

Fig. 1 – Fragment of a satellite image of Lake Krymne (taken from Google Earth Pro)

цієнт становить 0,358. Така форма характерна для озер карстового походження. В межах Шацького НПП озеро Кримне посідає шосте місце за площею й четверте – за глибиною [20].

Гідрологічний баланс озера характеризується домінуванням поверхневого стоку: у прихідній частині на поверхневий притік припадає близько 82%, опади – 14%, підземний притік – лише 4%. У витратній частині також помітно мала частка підземного стоку (4%), випаровування складає близько 17%, а основна витрата – поверхневий стік (79%). Такі особливості гідрологічного балансу зумовлені гідравлічними зв'язками між озерами Шацького поозер'я та, частково, регуляцією рівнів води через мережу каналів. Саме тому час повного водообміну для Кримного невеликий – близько 1,1 року, що є найкоротшим періодом серед Шацьких озер [20].

Водозбірні площі, переважно, зайняті природними угіддями – лісами й болотами, ступінь антропогенної трансформації не високий. За багаторічними спостереженнями (1929-2007 рр.) середній рівень води фіксується на 161,36 м, амплітуда коливань досягала 1,48 м. Порівняльний аналіз морфометрії озера за 1933 та 2021 рр., проведений в роботі [11], вказує на зменшення площі та об'єму озера. Так, за даними авторів площа оз. Кримне у 1933 р. становила 149,7 га, а у 2021 р. – лише 137,5 га, площа зменшилась на 12,2 га (12,2%). Об'єм води в озері теж скоротився на 1,157 млн. м³ (35,85%). Озеро суттєво обміліло, головним чином через масштабну осушувальну меліорацію на Поліссі в середині ХХ ст. [11].

Озеро має значне біорізноманіття: зростають латаття біле й деякі орхідеї, виявлено 25 видів риб та численна орнітофауна. Загалом Кримне – типове карстове озеро з переважанням поверхневого живлення, швидким водообміном, високою біорізноманітністю й помітними історичними змінами морфометрії через інтенсивні осушувальні роботи.

Для Кримного властивий гідрокарбонатно-кальцієвий тип мінералізації з переважанням гідрокарбонатів і катіонів кальцію; сольовий склад відображає літологічні особливості та ґрунти водозбору. Загальний вміст розчинених речовин – у межах нормативів (сухий залишок – 193-273 мг/дм³ при ГДК 1000 мг/дм³). Найбільш ґрунтовно хімічний склад води озера досліджено в статті [8]. Авторами вста-

новлено, що перші гідрохімічні дослідження озер Шацького НПП були проведені у 1948 р. Наступні гідрохімічні обстеження здійснено науковцями Інституту гідробіології в 1975 р. Згодом такі дослідження проводились ще у 1988 р., 1989 р., 1996-97 рр. В 2000-х рр. спостереження за гідрохімічним режимом мали епізодичний характер. Останні результати дослідження хімічного складу води оз. Кримне, знайдені в наукових джерелах, що датуються 2010 р. [8].

Гідрохімічний стан оз. Кримне за результатами цих досліджень відображає поєднання природних особливостей і тривалого антропогенного тиску. Якість води у 2010 р. досить висока, але вміст низки забруднюючих речовин свідчив про розвиток евтрофікаційних процесів. Значення рН зросло до 8,31, що відображає посилення продукційної діяльності водоростей і збільшення частки біогенних речовин у системі. Концентрації амонію (0,785 мг N/дм³), нітритів (0,001 мг N/дм³) та нітратів (0,018 мг N/дм³) не перевищували граничні нормативи, проте вміст фосфатів становив 0,02 мг P/дм³, що за певних умов може сприяти наростанню біологічної продукції. Перманганатна окисність у 2010 р. була підвищеною (32,8 мг O₂/дм³), що вказує на накопичення органічних домішок. Високі показники біхроматної окисності у попередні роки підтверджують тривалу тенденцію погіршення якості води.

Аналіз багаторічних гідрохімічних даних показує чітку тенденцію до погіршення якості води озера з 1970-х до 2010 р. У 1975 р. спостерігались початкові ознаки перенасичення води озера органічними речовинами. У 1988 р. у водоймі фіксувався дефіцит кисню, підвищення концентрації загального заліза, що вказувало на посилення редуційних процесів у донних шарах. Протягом 1989-2003 рр. біогенні показники різко погіршувались. Максимальні концентрації амоній-іону у 2003 р. сягнули 3,15 мг N/дм³ (понад 3 ГДК), фосфатів – 0,86 мг P/дм³ (перевищення у 1,7 раза), нітратів – 3,45 мг N/дм³ (перевищення на 72,5%), БСК₅ – 7,76 мг O₂/дм³ (перевищення у 2,6 раза). Все це ознаки високого органічного навантаження на екосистему. Загальна тенденція зміни гідрохімічних показників вказує на те, що озеро зазнає стабільного впливу антропогенних факторів. Серед них найважливішими є поверхневий стік із селитебної території, сільськогосподарських земель, стихійних

сміттєзвалищ. У результаті в озері відбувається накопичення органічних речовин, зростає вміст сполук азоту й фосфору, посилюються процеси біохімічного розпаду та дефіцит кисню. Після 2010 р. дані моніторингу відсутні, але зберігається висока ймовірність того, що негативні тенденції тривають і посилюються на тлі змін клімату, посилення рекреаційного навантаження та інших форм антропогенного тиску.

Водозбір оз. Кримне загалом зберігав природності, ступінь його антропогенної трансформації – не високий. Причина полягає в тому, що більша частина території належить до Шацького НПП, де оберігаються природні ландшафти та обмежена господарська діяльність. У структурі земельного покриття (land cover) водозбору переважають лісові масиви, розташовані на захід і схід від водойми, а також заболочені луки на півночі та північному сході. На південному заході та південному сході зустрічаються орні землі, однак їх частка в загальній структурі земель водозбору невелика. Від найближчого населеного пункту (с. Мельники) озеро відокремлене смугою природних угідь шириною до 1,5 км.

Незважаючи на відносно добре збережене довкілля водозбору, найвразливішою його частиною є прибережно-захисна смуга. Згідно ст. 60-61 Водного кодексу України [21] навколо озер має бути передбачена 100-метрова зона з обмеженою господарською діяльністю. На окремих ділянках, насамперед, на південному, південно-східному та західному узбережжях землі в межах цієї смуги розпайовані й використовуються під рілля. Це суперечить чинним законодавчим обмеженням і створює ризики для екосистеми озера. Разом із поверхневим стоком мінеральні добрива, пестициди та завислі часточки ґрунту можуть потрапляти у водойму, посилюючи евтрофікаційні процеси. Капітальна незаконна забудова чи інші грубі порушення у межах прибережно-захисної смуги відсутні, але розорювання й сільськогосподарське використання прибережних земель є суттєвим екологічним чинником та потребує регулювання.

Додатковим потенційним ризиком є об'єкти за межами прибережної території. Наприклад, сміттєзвалища. Забруднюючі речовини з відходів і вигрібних ям можуть мігрувати в ґрунтові та поверхневі води, а далі потрапляти в озеро. Крім того, останніми роками

у с. Мельники збільшується кількість приватних садиб, орієнтованих на прийом відпочивальників. Вони користуються рекреаційними можливостями Шацького поозер'я, насамперед, оз. Пісочне. Зростання антропогенного навантаження може мати відкладений негативний ефект, особливо за умови відсутності належної інженерної інфраструктури.

Евтрофікація озер – актуальна екологічна проблема, що потребує ефективних методів оцінки та моніторингу. Для озера Кримне евтрофікація оцінена методами дистанційного зондування Землі (ДЗЗ). На супутникових знімках зафіксовані зміни кольору води, зумовлені зростанням концентрації хлорофілу та завислих речовин, які є візуальними індикаторами надмірного розвитку водоростей, а також поширення поясу гідрофітів. Мультиспектральні сенсори супутників дозволяють кількісно визначати концентрацію хлорофілу, картографувати поширення водоростей, моніторити динаміку цих процесів у часі [22].

У рамках дослідження для оцінки стану евтрофікації озера Кримне застосований нормалізований різницевий вегетаційний індекс (NDVI). Цей індекс використовується як індикативний, а не абсолютний показник евтрофікації. Він набуває все більшого поширення для аналізу гідроекологічного стану водойм завдяки своїй простоті і доступності [22]. Базується на вимірюванні відбиття світла у червоному та ближньому інфрачервоному діапазонах спектра. Хлорофіл, що міститься у рослинах (включно з водоростями), активно поглинає червоне світло і значно відбиває інфрачервоне. Чим вища концентрація хлорофілу, тим більша різниця між цими показниками, що і відображається значенням NDVI. Шкала значень індексу коливається від -1 до 1. Для водних об'єктів інтерпретація дещо відрізняється від традиційної для наземної рослинності. Від'ємні значення (до -1) свідчать про чисту воду з мінімальною кількістю водоростей та завислих речовин, значення в інтервалі (0; 0,2) вказують на помірну евтрофікацію, (0,3; 0,4) – високий ступінь евтрофікації, характерний для водойм з великою кількістю водоростей та завислих частинок у воді, вищі значення – критичний рівень евтрофікаційних процесів у озері. Тобто, чим вищі значення NDVI у водоймі, тим більший ступінь її евтрофікації. Порівняння значень NDVI у різні часові періоди дозволяє ефективно відстежувати тенден-

ції евтрофікації. На значення NDVI можуть впливати також глибина та прозорість водойми, тому для повноцінної оцінки евтрофікації рекомендується поєднувати його з іншими методами моніторингу якості води (гідробіологічне картування, біоіндикація, гідрохімічний аналіз).

Аналіз серії супутникових знімків з візуалізованим шаром NDVI, отриманих у сервісі *Copernicus Browser* за 2025 р. (рис. 2), дозволив оцінити сезонну динаміку рослинного покриву в межах водозбору озера та просторові особливості зміни індексу водної поверхні. Візуальна інтерпретація фрагментів знімків продемонструвала чітко виражені річні коливання інтенсивності вегетації як на прилеглих до озера територіях, так і на окремих ділянках водойми. Зокрема, у зимовий період (січень-березень) для поверхні озера властиві від'ємні значення NDVI. Це зумовлено наявністю льодового покриву, чистою водою та

фазою спокою, у якій перебуває рослинність. Прибережні ділянки водозбору також демонструють низькі значення NDVI, що відповідає особливостям природних умов холодного сезону.

Перехід до весняного періоду (квітень) супроводжується очищенням озера від льодового покриву та відновленням спектральної активності рослинності. На весняних знімках чітко фіксується виразне збільшення NDVI на берегах озера, властиве для початку інтенсивної весняної вегетації. Водна гладь набуває однорідної структури зі стабільно низькими значеннями індексу, що дає змогу чітко відмежувати її від оточуючих зелених масивів прилеглих до озера ділянок водозбору. Протягом літнього періоду (травень-липень) індекс NDVI досягає максимальних значень. Лісові та лучні екосистеми водозбору характеризуються максимальним рівнем вегетаційної активності. У цей час на поверхні озера локально фіксують-

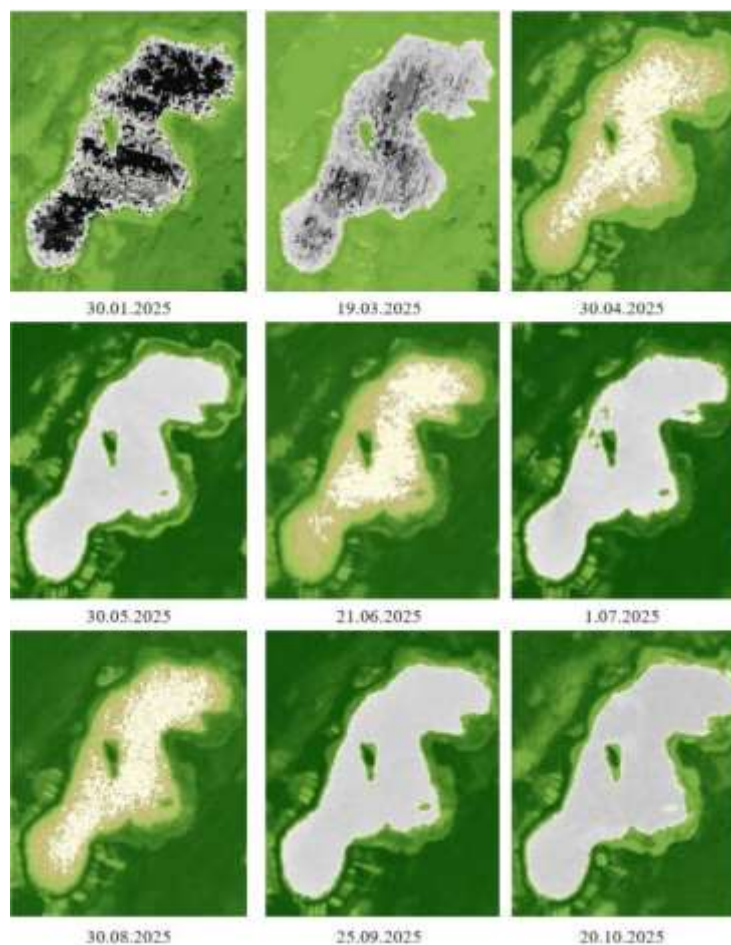


Рис. 2 – Фрагменти супутникових знімків озера з візуалізованим шаром NDVI за 2025 р.
(отримано в Copernicus Browser)

Fig. 2 – Fragments of satellite images of the lake with a visualized NDVI layer for 2025
(obtained in Copernicus Browser)

ся ділянки з підвищеними значеннями NDVI, що може свідчити про розвиток макрофітів, підводних заростей або сезонне розповсюдження фітопланктону. Такі прояви підвищення значень індексу є типовими для евтрофних та мезотрофних водойм у період літньої біологічної продуктивності.

Наприкінці літа та на початку осені (серпень-жовтень) спостерігається поступове зниження значень індексу в межах водозбору, що відображає природне згасання вегетаційних процесів. Водночас водна поверхня залишається більш-менш стабільною за спектральними характеристиками. Хоча окремим невеликим ділянкам водного дзеркала водойми властиві неоднорідні значення індексу, що свідчать про біогенні процеси, вплив вітрового перемішування, зміни прозорості води. Останній знімок (жовтень) чітко фіксує зменшення значень індексу NDVI, що відповідає сезонному переходу до холодного періоду.

Отже, динаміка індексу NDVI чітко відображає сезонність – від мінімальних зна-

чень узимку до максимальних у літній період. Значення індексу для водної поверхні озера стабільно нижчі, ніж для суші. Улітку розвиток водоростей локально підвищує NDVI на деяких частинах озера. Стан навколишньої території свідчить про переважання природної рослинності, яка активно реагує на сезонну зміну кліматичних умов.

Лівий графік (рис. 3) відображає сезонні коливання індексу NDVI в межах акваторії озера протягом року. Від'ємні значення взимку та на початку весни спричинені льодовим покривом і відсутністю вегетації. У літній період відмічаються локальні підвищення NDVI, що пов'язані з розвитком водної рослинності та зміною оптичних властивостей води (помутнінням). Восени індекс стабілізується на рівні, характерному для відкритої водної поверхні з низькою біологічною активністю.

Графік динаміки NDVI озера Кримне за п'ятирічний період демонструє міжрічну та сезонну варіабельність значень, що дозво-

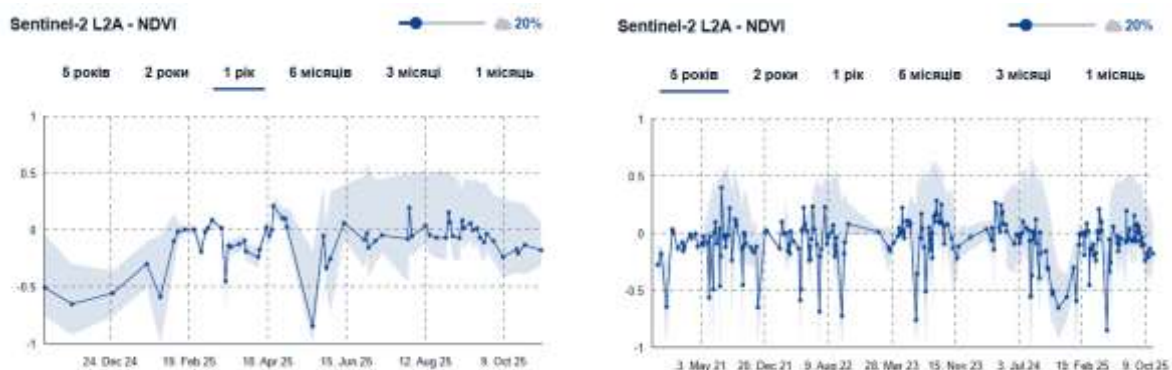


Рис. 3 – Динаміка індексу NDVI для озера Кримне протягом 2025 р. та за 5 років

Fig. 3 – Dynamics of the NDVI index for Lake Krymne during 2025 and over 5 years

ляє оцінити довготривалі коливання спектральних характеристик водної поверхні та прилеглих ділянок водозбору. Протягом кожного із років простежуються повторювані цикли:

- зимового зниження значень NDVI до -0,6...-0,9, спричиненого льодовим покривом та мінімальним відбиттям у червоному та ближньому інфрачервоному діапазонах;
- помірного підвищення значень індексу навесні у зв'язку зі сходженням льоду та появою відкритої водної поверхні;
- літньої варіабельності значень, що проявляється додатними значеннями індексу (до +0,2...+0,3) внаслідок підвищення біологічної продуктивності, каламутності, цвітіння

води чи інших умов;

- осінньої стабілізації, коли NDVI повертається до слабо негативних значень, властивих холодному періоду.

Хоча структура сезонних змін значень індексу загалом схожа, амплітуда коливань різниться між роками. Наприклад, протягом 2021-23 рр. спостерігаються більш контрастні піки та спади значень NDVI, що пов'язане з різною прозорістю води, локальними змінами рівня трофності, відмінностями розподілу хмарності, коливаннями площі озера та рівнів води. Загалом дані за 5 років підтверджують стабільність динаміки значень NDVI для оз. Кримне, щя характерної для водойм

помірного поясу. А саме – мінімум взимку, зростання навесні, динамічна зміна значень протягом літньої біологічної активності та поступове зниження восени. Міжрічні відмінності пов'язані з гідрологічними особливостями конкретних років та змінами екологічного стану водойми.

Цікаво порівняти динаміку евтрофікаційних процесів в різних озерах Шацької групи за даними ДЗЗ. Порівняльний аналіз динаміки індексу NDVI для озер Кримне, Світязь та Пісочне у 2023 р. виявив суттєві відмінності в характері евтрофікації Кримного

порівняно з іншими водоймами (рис. 4). Зокрема, графік річного ходу NDVI для оз. Кримне менш гладкий і варіабельніший, пікові значення (максимальні і мінімальні) для цього озера Кримне вищі та частіші, ніж для оз. Світязь. Це свідчить про вищу амплітуду коливань показників евтрофікації та частіші спалахи розвитку водоростей в Кримному. Низький коефіцієнт кореляції ($r = -0,18$) між річним ходом значень NDVI для озер Кримне та Світязь підтверджує значні відмінності у динаміці їх евтрофікації, різні чинники впливу та стійкість їх гідроекосистем.

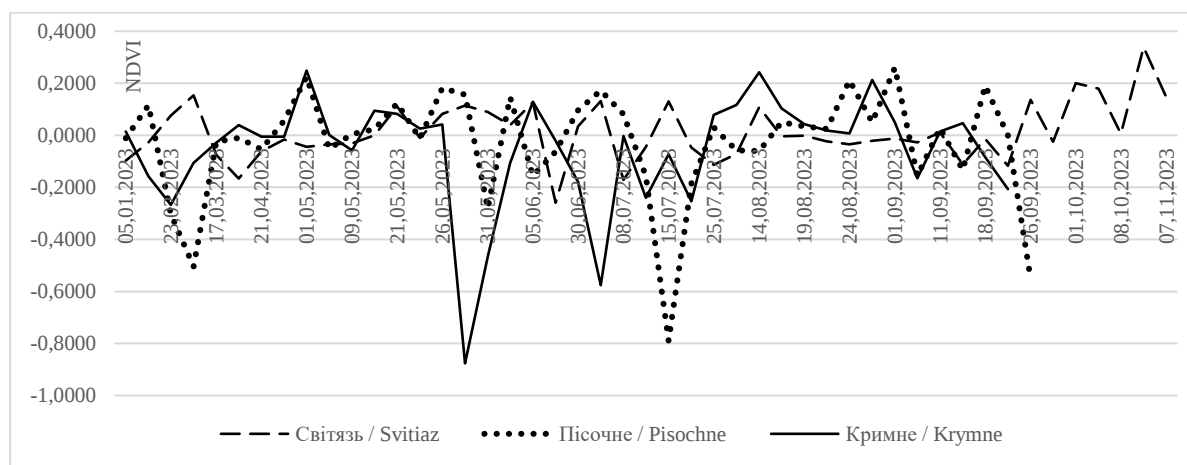


Рис. 4 – Порівняння динаміки індексу NDVI для окремих Шацьких озер протягом 2023 р.

Fig. 4 – Comparison of NDVI index dynamics for individual Shatsk Lakes during 2023.

Динаміка NDVI для оз. Кримне більш схожа на аналогічну для оз. Пісочне, особливо у теплий період року. Більшість піків значень індексу збігаються за максимальними та мінімальними значеннями та частотою. Ця схожість пояснюється співставними розмірами (площа оз. Пісочне – 139 га, оз. Кримне – 145 га), розташуванням в однакових фізико-географічних умовах і територіа-

льною близькістю. Вищий коефіцієнт кореляції ($r = 0,33$) між річним ходом NDVI цих двох озер свідчить про тісніший зв'язок процесів евтрофікації, схожі антропогенні навантаження та природні умови. При цьому, хоча озеро Пісочне гіпсометрично дещо вище і має піщані береги, воно є більш рекреаційно освоєним, а отже, відчуває інтенсивніший антропогенний тиск.

Висновки

На основі проведеної комплексної оцінки гідроекологічного стану оз. Кримне можна зробити низку проміжних висновків. По-перше, рівень антропогенного навантаження на озеро відносно невисокий, що зумовлено значною залісненістю та заболоченістю водозбірної басейну, низькою часткою орних земель у структурі землекористування та щільністю сільських поселень. По-друге, хімічний склад води визначається, переважно, природними чинниками (літологією, особливостями

грунтового покриву та гідрологічними умовами водозбору), антропогенний чинник теж впливає, проте його рівень невисокий. В той же ж час фіксується тенденція до збільшення вмісту органічних речовин і біогенних елементів, насамперед, сполук азоту та фосфору, у воді озера. Це свідчить про прогресуючу евтрофікацію водойми. Джерелами надходження біогенів є стоки з селитебних ділянок, сільськогосподарських угідь, локальних стихійних сміттєзвалищ. Аналіз динаміки NDVI

показує сезонність евтрофікаційних процесів і нерівномірність розподілу водної рослинності, що найбільш інтенсивно розвивається у відносно мілководних північній та східній частині озера. Сучасний гідроекологічний стан озера можна визначити як задовільний з наявністю виразних ознак прогресуючого евтрофікування. Така ситуація вимагає реалізації природоохоронних заходів.

Ключовим серед них є дотримання режиму прибережних захисних смуг шириною 100 м. Рослинний покрив таких смуг ефективно фільтрує поверхневий стік, що зменшує надходження біогенів. Важливим заходом є оптимізація землекористування у межах водозбору. Зменшення застосування агрохімікатів, перехід до контурно-меліоративних технологій землеробства та впровадження ґрунтозахисних практик (мульчування, безпліцевий обробіток, сівоzmіни, полезахисні смуги, протиерозійні споруди) сприятимуть зниженню інтенсивності поверхневого стоку та винесенню біогенних речовин в озеро.

Суттєвий ефект забезпечить модернізація системи водовідведення у с. Мельники, зокрема, охоплення усіх домогосподарств каналізаційною мережею та будівництво очисних споруд. Частково це вже реалізується у Шацькій територіальній громаді в межах транскордонних екологічних проєктів [23]. Важливо ліквідувати несанкціоновані сміттєзвалища і впорядкувати системи збору побутових відходів. Це забезпечить зменшення надходження органічних і біогенних сполук у водойму з прибережних територій.

Досягнення доброго гідроекологічного

стану озера неможливе без створення повноцінної системи гідроекологічного моніторингу, що проводитиметься Шацьким НПП. Моніторинг повинен включати регулярний відбір проб води, дослідження гідробіологічних показників, картування рослинності за допомогою ДЗЗ з використанням вегетаційних індексів, аналіз донних відкладів та контроль за змінами землекористування. На основі отриманих даних прогнозуватимуться темпи евтрофікації озера з урахуванням зміни клімату.

Також серед природоохоронних заходів важливими є запровадження режиму лімітованого природокористування, охорона прибережних і болотних екосистем, обмеження меліоративних робіт та вирубок, регулювання рекреаційного навантаження. Реалізація комплексу заходів сприятиме підтримці екологічної рівноваги та підвищенню стійкості гідроекосистеми озера.

Додатковим інструментом, який наразі використовувати не доцільно, хоча на найближчу перспективу можливо й буде варто, є біоремедіація, тобто використання рослин і гідробіонтів, здатних поглинати біогени та поліпшувати кисневий режим. Цей метод є екологічно безпечним та створює довготривалий позитивний екологічний ефект. Також дуже важливими напрямками охорони та збереження озера є екологічна освіта та просвітництво. залучення громади до очистки берегів, різноманітних волонтерських ініціатив і популяризація раціонального природокористування забезпечить екологічну відповідальність та природоохоронний потенціал території.

Конфлікт інтересів

Автори заявляють, що конфлікту інтересів щодо публікації цього рукопису немає. Крім того, автори повністю дотримувались етичних норм, включаючи плагіат, фальсифікацію даних та подвійну публікацію.

Внесок авторів: всі автори зробили рівний внесок у цю роботу
В роботі не використано ресурс штучного інтелекту.

Список використаної літератури

1. Boros, E. Vörös, L. (2023). Hydroecological State Of Lake Neusiedl as the Largest European Representative of the Threatened Alkaline Soda Waters. SSRN. DOI: <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4631993>
2. Heino J., Alahuhta J., Bini L. M., Cai Y., Heiskanen A.-S., Hellsten S., Kortelainen P., Kotamäki N., Tolonen K.T., Vihervaara P., Vilmi A., Angeler D. G. Lakes in the era of global change: moving beyond single-lake thinking in maintaining biodiversity and ecosystem services. *Biological reviews*. 2020. Vol. 96, No 1. DOI: <https://doi.org/10.1111/brv.12647>
3. Diwen Liang, Qing Wang, Nan Wei, Changkuan Tang, Xian Sun, Yufeng Yang. Biological indicators of ecological quality in typical urban river-lake ecosystems: The planktonic rotifer community and its response to environmental factors, *Ecological Indicators*, 2020. Vol. 112, DOI:

- <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106127>
4. Oleksy I. A., Baron J. S., Leavitt P. R., Spaulding S. A. Nutrients and warming interact to force mountain lakes into unprecedented ecological states. *Proc. R. Soc.* 2020. B.28720200304. DOI: <http://doi.org/10.1098/rspb.2020.0304>
 5. Fergus, C. E., Brooks, J. R., Kaufmann, P. R., Herlihy, A. T., Pollard, A. I., Weber, M. H., Paulsen, S. G. Lake water levels and associated hydrologic characteristics in the conterminous U.S. *Journal of the American Water Resources Association*, 2020. Vol. 56. N 2, P. 1–20. DOI: <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12817>
 6. Ibrahim, A., Capo, E., Wessels, M., Martin, I., Meyer, A., Schleheck, D., Epp, L. S. Anthropogenic impact on the historical phytoplankton community of Lake Constance reconstructed by multimarker analysis of sediment-core environmental DNA. *Molecular Ecology*, 2020. Vol.29. P. 28–42. DOI: <https://doi.org/10.1111/mec.15696>
 7. Tammeorg, O., Chorus, I., Spears, B., Nöges, P., Nürnberg, G. K., Tammeorg, P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Paerl, H., Huser, B., Horppila, J. Sustainable lake restoration: From challenges to solutions. *WIREs Water*, 2023. Vol. 10. N 6. e1689. DOI: <https://doi.org/10.1002/wat2.1689>
 8. Арсан О. М., Ситник Ю. М., Горбатюк Л. О., Кукля І. Г. Еколого-токсикологічні дослідження озерних екосистем Шацького національного природного парку: органічні токсичні речовини у воді. *Природа Західного Полісся та прилеглих територій*. 2012. №9. С. 325-328.
 9. Корлятович Т.Ю., Тартачинська З.Р., Покотило І.Я. Дослідження аномальності стану рівня води Шацьких озер у 2019 році. *Екологічні науки*. 2020. № 1(28). С. 221-227. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.1-28.35>
 10. Хільчевський В.К., Забокрицька М.Р. Основні аспекти морфометрії та гідрохімії Шацьких озер. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2020. № 3 (58). С. 92-100. DOI: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2020.3.9>.
 11. Ilyin L. V., Ilyina O. V. Dynamics of hydromorphological parameters of lakes of Shatsk National Nature Park (1933–2021). XVI International Scientific Conference “Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment”. 2022. DOI: <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2022580079>
 12. Ситник Ю.М., Шищенко П.Г., Львіна О.В., Хомік Н.В. Гідрохімічні дослідження озерних екосистем Шацького національного природного парку: озеро Кримне. *Науковий вісник Східноєвропейського національного університету імені Лесі Українки*. 2014. №11. С. 29-35.
 13. Ковальчук С.В. Трансформація водних об'єктів Шацького поозер'я за результатами оцінки антропогенного навантаження на поверхневі води. *The 6th International scientific and practical conference “Multidisciplinary scientific notes. Theory, history and practice”* (November 01 – 04, 2022) Edmonton, Canada. International Science Group. 2022. С. 42-45.
 14. Ковальчук С. В. Аналіз рівня антропогенного навантаження на природні комплекси стаціонарними джерелами забруднення Шацького національного природного парку (ШНПП). *Вісник НУВГП*. 2008. Вип. 2(42), ч. 1. С. 35-42.
 15. Конішук В.В., Христецька М.В. Екологічна оцінка евтрофікації озер біосферного резервату «Шацький». *Агроекологічний журнал*. 2023. №3. С. 62-70. DOI: <https://doi.org/10.33730/2077-4893.3.2023.287764>
 16. Романенко В. Д., Щербак В. І., Якушин В. М., Майстрова Н. В., Семенюк Н.Є. Загрози антропогенного впливу на ландшафтне і біологічне різноманіття озер Шацького національного природного парку. *Природа Західного Полісся та прилеглих територій*. 2012. №9. С.319-324.
 17. Ромащенко М.І., Яцюк М.В., Сидоренко О.О., Нечай О.М., Воропай Г.В., Наседкін І.Ю., Цветова О.В., Сайдак Р.В. Причини обміління Шацьких озер і шляхи регулювання їх водного балансу. *Вісник аграрної науки*. 2020. №8 (809). С. 5-13. DOI: <https://doi.org/10.31073/agrovisnyk202008-01>
 18. Фесюк В. О., Полянський С. В., Копитюк Т. В. Методика та практична імплементація застосування даних ДЗЗ для моніторингу евтрофікації водойм (на прикладі Турського озера). *Наукові записки ТНПУ імені Володимира Гнатюка. Серія: географія*. № 1. 2022. С. 159-166. DOI: <https://doi.org/10.25128/2519-4577.22.1.20>
 19. Фесюк В. О., Нетребчук І. М., Полянський С. В., Довган Д. Я. Особливості сучасного стану евтрофікації Шацьких озер. *Український журнал природничих наук*. 2024. №8. С.279-288. DOI: <https://doi.org/10.32782/naturaljournal.8.2024.29>.
 20. Львін Л.В., Мольчак Я.О. Озера Волині: Лімно-географічна характеристика. Луцьк: Надстир'я, 2000. 140 с.
 21. Водний кодекс України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80#Text>
 22. Федоровський О. Д., Хижняк А. В., Томченко О. В. Оцінка якості водного середовища міських водойм з використанням методів системного аналізу на основі комплексування даних ДЗЗ. *Космічна наука і технологія*. 2021. Т. 27. № 5. С. 11-18. DOI: <https://doi.org/10.15407/knit2021.05.011>
 23. Комплексний план просторового розвитку Шацької громади. URL: <https://shsrada.gov.ua/kompleksnij-plan-teritorii-shackoi-selischnoi-teritorialnoi-gromadi-09-42-08-13-12-2021/>

V. O. FESYUK, DrS (Geography), Prof.,
Professor of the Department of Physical Geography
e-mail: fesyuk@ukr.net ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-3954-9917>
Lesya Ukrainka Volyn National University,
13 Voli Ave., Lutsk, 43025, Ukraine

I. A. MOROZ, PhD (Chemistry),
Associate Professor of the Department of Food Technologies and Chemistry
e-mail: i.moroz@lntu.edu.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-9167-4876>
Lutsk National Technical University,
75 Lvivska St., Lutsk, 43018, Ukraine

METHODOLOGY AND THE HYDROECOLOGICAL STATE ASSESSMENT OF LAKE KRYMNE

Purpose. To develop and test a methodology for the indicative and spatial-temporal quantitative assessment of the ecological status of Lake Krymne in order to determine its current ecological stability, identify hydroecological problems, and outline priority directions for its further use and monitoring.

Methods. Field hydrological studies, cartographic methods, remote sensing, mathematical modeling and forecasting.

Results. The morphometric characteristics of the lake have changed compared to 1933: the area and the volume decreased due to mid-to-late 20th century land reclamation. The lake's catchment retains features of natural landscapes. However, the lake undergoes significant transformation: part of the riparian zone is plowed, local waste dumps are recorded, and recreational pressure is increasing. Anthropogenic impacts contribute to the inflow of biogenic substances. Water quality deterioration is observed, with increased organic matter, phosphates, and ammonium, periodic oxygen deficits and signs of eutrophication. Remote sensing analysis (synthetic NDVI index) confirms seasonal fluctuations and summer productivity increases, with local growth of algae and macrophytes. The lake is sensitive to pressure and requires continuous monitoring. Main sources of anthropogenic impact are runoff from settlements, agricultural fields, and waste dumps.

Conclusions. Lake Krymne has a satisfactory hydroecological status, but a tendency toward deterioration is evident. This process is driven by increased biogen content in the water, eutrophication, and seasonal vegetation development. Priority conservation measures include maintaining protective riparian buffer zones, optimizing land use, modernizing wastewater systems in nearby settlements, eliminating illegal dumps, and establishing a systematic hydroecological monitoring program for the lake.

KEYWORDS: *morphometric changes, anthropogenic pressure, eutrophication, water hydrochemical composition, hydroecological status, Lake Krymne monitoring*

Conflict of Interest

The author declares no conflict of interest regarding the publication of this manuscript. Furthermore, the author has fully adhered to ethical norms, including avoiding plagiarism, data falsification, and duplicate publication.

Authors contribution: All authors contributed equally to this work

The work does not use artificial intelligence resources.

References

1. Boros, E., & Vörös, L. (2023). Hydroecological state of Lake Neusiedl as the largest European representative of the threatened alkaline soda waters. SSRN. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4631993>
2. Heino, J., Alahuhta, J., Bini, L. M., Cai, Y., Heiskanen, A.-S., Hellsten, S., Kortelainen, P., Kotamäki, N., Tolonen, K. T., Vihervaara, P., Vilmi, A., & Angeler, D. G. (2020). Lakes in the era of global change: Moving beyond single-lake thinking in maintaining biodiversity and ecosystem services. *Biological Reviews*, 96(1). <https://doi.org/10.1111/brv.12647>
3. Liang, D., Wang, Q., Wei, N., Tang, C., Sun, X., & Yang, Y. (2020). Biological indicators of ecological quality in typical urban river-lake ecosystems: The planktonic rotifer community and its response to environmental factors. *Ecological Indicators*, 112. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106127>
4. Oleksy, I. A., Baron, J. S., Leavitt, P. R., & Spaulding, S. A. (2020). Nutrients and warming interact to force mountain lakes into unprecedented ecological states. *Proceedings of the Royal Society B*, 287, 20200304. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.0304>

5. Fergus, C. E., Brooks, J. R., Kaufmann, P. R., Herlihy, A. T., Pollard, A. I., Weber, M. H., & Paulsen, S. G. (2020). Lake water levels and associated hydrologic characteristics in the conterminous U.S. *Journal of the American Water Resources Association*, 56(2), 1–20. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12817>
6. Ibrahim, A., Capo, E., Wessels, M., Martin, I., Meyer, A., Schleheck, D., & Epp, L. S. (2020). Anthropogenic impact on the historical phytoplankton community of Lake Constance reconstructed by multimarker analysis of sediment-core environmental DNA. *Molecular Ecology*, 29, 28–42. <https://doi.org/10.1111/mec.15696>
7. Tammeorg, O., Chorus, I., Spears, B., Nöges, P., Nürnberg, G. K., Tammeorg, P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Paerl, H., Huser, B., & Horppila, J. (2023). Sustainable lake restoration: From challenges to solutions. *WIREs Water*, 10(6), e1689. <https://doi.org/10.1002/wat2.1689>
8. Arsan O. M., Sitnik, O. M., Horbatiuk, L. O., & Kuklia, I. H. (2012). Ecotoxicological research of lake ecosystems of Shatsk National Nature Park: Organic toxic substances in water. *Nature of Western Polissya and Adjacent Territories*, 9, 325–328. (In Ukrainian)
9. Korlyatovych, T. Yu., Tartachynska, Z. R., & Pokotylo, I. Ya. (2020). Study of anomalous water level conditions of the Shatsk lakes in 2019. *Ecological Sciences*, 1(28), 221–227. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.1-28.35> (In Ukrainian)
10. Khilchevskiy, V. K., & Zabokrytska, M. R. (2020). Key aspects of morphometry and hydrochemistry of the Shatsk lakes. *Hydrology, Hydrochemistry and Hydroecology*, 3(58), 92–100. <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2020.3.9> (In Ukrainian)
11. Ilyin, L. V., & Ilyina, O. V. (2022). Dynamics of hydromorphological parameters of lakes of Shatsk National Nature Park (1933–2021). *Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment*. <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2022580079>
12. Sitnik, Yu. M., Shyshchenko, P. H., Iliina, O. V., & Khomik, N. V. (2014). Hydrochemical studies of lake ecosystems of Shatsk National Nature Park: Lake Krymne. *Scientific Bulletin of Lesya Ukrainka Eastern European National University*, 11, 29–35. (In Ukrainian)
13. Kovalchuk, S. V. (2022). Transformation of water bodies of the Shatsk lakes region based on the assessment of anthropogenic load on surface waters. In *Multidisciplinary Scientific Notes. Theory, History and Practice* (pp. 42–45). International Science Group.
14. Kovalchuk, S. V. (2008). Analysis of anthropogenic load on natural complexes from stationary pollution sources in Shatsk National Nature Park. *Bulletin of NUVGP*, 2(42), 35–42. (In Ukrainian)
15. Konishchuk, V. V., & Khrystetska, M. V. (2023). Ecological assessment of eutrophication of lakes of the Shatsk Biosphere Reserve. *Agroecological Journal*, 3, 62–70. <https://doi.org/10.33730/2077-4893.3.2023.287764> (In Ukrainian)
16. Romanenko, V. D., Shcherbak, V. I., Yakushyn, V. M., Maistrova, N. V., & Semeniuk, N. Ye. (2012). Threats of anthropogenic impact on landscape and biological diversity of the lakes of Shatsk National Nature Park. *Nature of Western Polissya and Adjacent Territories*, 9, 319–324. (In Ukrainian)
17. Romashchenko, M. I., Yatsiuk, M. V., Sydorenko, O. O., Nechai, O. M., Voropai, H. V., Nasiedkin, I. Yu., Tsvetova, O. V., & Saidak, R. V. (2020). Causes of shallowing of the Shatsk lakes and ways to regulate their water balance. *Bulletin of Agrarian Science*, 8(809), 5–13. <https://doi.org/10.31073/agrovisnyk202008-01> (In Ukrainian)
18. Fesiuk, V. O., Polianskyi, S. V., & Kopytiuk, T. V. (2022). Methodology and practical implementation of remote sensing data for monitoring eutrophication of water bodies (a case of Turske Lake). *Scientific Notes of TNPU Named after Volodymyr Hnatiuk. Series: Geography*, 1, 159–166. <https://doi.org/10.25128/2519-4577.22.1.20> (In Ukrainian)
19. Fesiuk, V. O., Netrobchuk, I. M., Polianskyi, S. V., & Dovhan, D. Ya. (2024). Features of the current state of eutrophication of the Shatsk lakes. *Ukrainian Journal of Natural Sciences*, 8, 279–288. <https://doi.org/10.32782/naturaljournal.8.2024.29> (In Ukrainian)
20. Ilyin, L. V., & Molchak, Ya. O. (2000). *Lakes of Volyn: Limnographic characteristics*. Nadstyria.
21. Water Code of Ukraine. (n.d.). <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80#Text>
22. Fedorovskiy, O. D., Khyzhniak, A. V., & Tomchenko, O. V. (2021). Assessment of the quality of the (In Ukrainian) aquatic environment of urban water bodies using system analysis methods based on the integration of remote sensing data. *Space Science and Technology*, 27(5), 11–18. <https://doi.org/10.15407/knit2021.05.011> (In Ukrainian)
23. Comprehensive Spatial Development Plan of the Shatsk Community. (n.d.). <https://shsrada.gov.ua/kompleksnij-plan-teritorii-shackoi-selischnoi-teritorialnoi-gromadi-09-42-08-13-12-2021/> (In Ukrainian)

The article was received by the editors 29.10.2025
The article is recommended for printing 08.12.2025

The article was revised 30.11.2025
This article published 30.12.2025

DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-07>
УДК (UDC) 504.064: 658.5620

О. М. НЕМОШКАЛОВ,

аспірант кафедри екології та менеджменту довкілля
e-mail: alnemo7024@gmail.com ORCID: <http://orcid.org/0009-0005-8275-7553>
Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна
майдан Свободи, 4, м. Харків, Україна 61022

АКТУАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОГО АУДИТУ ЗЕМЕЛЬНИХ РЕСУРСІВ В УКРАЇНІ

Мета. Аналіз стану екологічного аудиту земель в Україні у порівнянні з існуючим досвідом впровадження екологічного аудиту в інших країнах та визначення актуальних проблем і перспектив розвитку екологічного аудиту в Україні.

Результати. З аналізу етапів становлення екологічного аудиту в Україні та світі, характеристики чинної законодавчої бази виявлено її обмеження в контексті повномасштабної військової агресії. Порівняння вимог схем ISO 14001 та EMAS визначило специфіку екологічного аудиту в сільськогосподарському секторі та актуальність впровадження спеціального екологічного аудиту територій, що постраждали від воєнних дій, який передбачає використання цифрових і дистанційних технологій дослідження. Особливої уваги потребує аудит сільськогосподарських земель, які є основою продовольчої безпеки та експортного потенціалу країни.

Висновки: У зв'язку зі змінами екологічної ситуації та викликами воєнного часу, необхідна модернізація екологічного законодавства України, зокрема в частині визначення методики, об'єктів та інструментів екологічного аудиту. Пріоритетним є впровадження спеціального аудиту постраждалих земель із застосуванням сучасних технологій та європейських стандартів.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: екологічний аудит, ISO 14001, EMAS, земельні ресурси, спеціальний екологічний аудит, мілітарний вплив

Як цитувати: Немошкалов О. М. Актуальні проблеми екологічного аудиту земельних ресурсів в Україні. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2025. Вип. 33. С. 9-106. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-07>

In cites: Nemoshkalov, O. M. (2025). Current issues of land resources environmental audit in Ukraine. *Visnyk of V.N. Karazin Kharkiv National University. Series Ecology*, (33), 95-106. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-07> (in Ukrainian)

Вступ

Екологічний аудит (ЕА) як інструмент оцінки впливу господарської діяльності на навколишнє середовище почав формуватися наприкінці 1960х - на початку 1970- років. У 1982 році була прийнята Директива Європейського економічного співробітництва щодо екологічного аудиту, в США концепція екологічного аудиту була розроблена в 1984 році для федеральних агентств з охорони навколишнього середовища. Головними передумовами розвитку екологічного аудиту стало зростання екологічної свідомості, посилення законодавчих вимог щодо охорони

навколишнього середовища та необхідність контролю за дотриманням екологічних норм і стандартів. [1, 2, 3]. На межі 1990х – 2000х років в різних країнах світу (США, Велика Британія, Німеччина, Франція, Австралія тощо) на тлі загального підвищення уваги до питань охорони навколишнього середовища в світі, відбулось також зростання інтересу і до питань екологічного аудиту. Саме на цей період припадає найбільша кількість наукових публікацій з питань екологічного аудиту, в яких розглядаються його теоретичні основи та шляхи впровадження. Сучасне ви-

значення екологічного аудиту, яке, фактично, і в подальшому прийнято і в Україні на законодавчому рівні, вперше офіційно оприлюднено Єврокомісією у 1999 році [4].

На початку 2000х років екологічний аудит також запроваджений і в Україні. На думку Ruban A. and Rydén L. [5] на запровадження екологічного аудиту в Україні вплинули такі чотири фактори:

1) погіршення екологічної ситуації, спричинене Чорнобильською катастрофою (26 квітня 1986 р.) та різноманітною забруднювальною діяльністю інших галузей промисловості;

2) широка приватизація державної власності в 1990-х і 2000-х роках, яка викликала необхідність оцінки колишніх екологічних порушень;

3) можливість отримати доступ до європейських та міжнародних ринків;

4) відкриття кордонів України для міжнародних інвесторів та інших фінансових установ, яким необхідно було оцінити екологічні ризики, пов'язані з потенційними інвестиціями.

В Україні поняття екологічний аудит (ЕА) законодавчо встановлене в 2004 році з прийняттям Закону України «Про екологічний аудит». Згідно цього закону, екологічний аудит - це документально оформлений системний незалежний процес оцінювання об'єкта екологічного аудиту, що включає збирання і об'єктивне оцінювання доказів для встановлення відповідності визначених видів діяльності, заходів, умов, системи екологічного управління та інформації з цих питань вимогам законодавства України про охорону навколишнього

природного середовища та іншим критеріям екологічного аудиту [6].

Фактично, закон розглядає екологічний аудит як механізм встановлення відповідності певної виробничої діяльності об'єктів екологічного аудиту вимогам природоохоронного законодавства держави. Такими об'єктами, згідно законодавства, можуть бути підприємства, установи та організації, їх філії та представництва чи об'єднання, окремі виробництва, інші господарські об'єкти; системи екологічного управління та інші об'єкти, передбачені законом [6].

В той же час земельні ресурси – які є одночасно і умовою і засобом виробництва в сільському господарстві мають досить невизначений стан щодо того, чи є вони об'єктом екологічного аудиту та які види оцінок стану ґрунтів та земель є предметом екологічного аудиту.

На теперішній час у зв'язку зі змінами законодавства, що відбулися від 2004 року та змінами поточної ситуації в Україні, особливо у зв'язку підписанням угоди про асоціацію з ЄС та з військовою агресією росії проти України що спричиняє, окрім іншого, й величезні екологічні збитки, закон «Про екологічний аудит» в редакції 2004 року вже не повністю відповідає актуальним потребам та потребує вдосконалення.

Метою є аналіз стану екологічного аудиту земель в Україні порівняно із існуючим досвідом впровадження екологічного аудиту в інших країнах та виявлення актуальних проблем та перспектив розвитку екологічного аудиту в Україні.

Результати досліджень та обговорення

Розвиток екологічного аудиту відбувся нерівномірно в різних країнах, залежно від рівня економічного розвитку, екологічної політики та законодавчого забезпечення, і можна виділити кілька ключових етапів [1, 2, 7, 8].

Зародження ЕА (1970-1980 рр.). В цей період виникли перші підходи та практики екологічного аудиту в США та деяких європейських країнах. У 1972 році на Конференції ООН з проблем навколишнього середовища в Стокгольмі вперше на міжнародному рівні було наголошено на необхідності моніторингу та контролю за станом навколишнього середовища. У США в цей період було прийнято ряд

важливих екологічних законів, зокрема Закон про національну політику в галузі навколишнього середовища (1969), Закон про чисте повітря (1970) та Закон про чисту воду (1972).

Формування методології ЕА проходило у вісімдесяті роки минулого сторіччя. В цей період відбувалась розробка методологічних підходів до проведення екологічного аудиту, формування стандартів та процедур. У 1985 році Агентство з охорони навколишнього середовища США (EPA) розробило перше керівництво з екологічного аудиту. В Європі почали формуватися національні системи екологічного аудиту.

В наступне десятиліття (1990-2000 рр.) активно відбувалось інституційне становлення екологічного аудиту. Екоаудит був включений до нормативно-правової бази різних країн, створювались спеціалізовані організації та системи сертифікації. Починаючи з 90-х років, в різних країнах світу були прийняті національні стандарти, які регламентують діяльність у сфері екологічного менеджменту та аудиту. Наприклад, британський стандарт BS 7750 Інституту стандартів Великої Британії, стандарт CSAZ 750-94 Канадської асоціації стандартів, стандарти з екологічного аудиту та управління у сфері охорони навколишнього природного середовища Міжнародної організації стандартів сімейства ISO 14000. У 1993 році в ЄС було прийнято Регламент про екологічний менеджмент та аудит (EMAS) [9], а у 1996 році міжнародні стандарти ISO 14010, 14011 та 14012 [10].

В Україні їх тотожний переклад був визнаний в якості Державних стандартів в 1997 році як ДСТУ ISO 14010-97; ДСТУ ISO 14011-97 та ДСТУ ISO 14012-97. На той час ці стандарти мали лише рекомендаційний характер. У 2003 р. ці три стандарти були замінені єдиним стандартом ДСТУ ISO 19011:2003 який є перекладом міжнародного стандарту ISO 19011:2002 «Guidelines for quality and/or environmental management systems auditing». Цей стандарт зараз вже втратив чинність та замінений новою редакцією ДСТУ ISO 19011:2019 (переклад ISO 19011:2018). У 2015 році був прийнятий, міжнародний стандарт ISO 14001:2015, який був прийнятий і в Україні в тому ж 2015 році та чинний і дотепер як ДСТУ ISO 14001:2015 «Системи екологічного управління. Вимоги та настанови щодо застосування» [11].

В наступні десятиріччя відбувались процеси поширення екологічного аудиту на міжнародному рівні, інтеграція з іншими системами управління та аудиту. Розвиток міжнародного співробітництва та обміну досвідом у сфері екологічного аудиту. Розвиток комплексних програм на рівні ЄС був пов'язаний із прийняттям загальноєвропейського Зеленого курсу та розвитком європейського законодавства щодо охорони навколишнього середовища.

Теперішній етап розвитку екологічного аудиту в світі пов'язаний з прискореним розвитком технологій дослідження навколишнього середовища, в тому числі ГІС технологій та

дистанційного зондування, розвитком штучного інтелекту та появою нових вузько-спеціалізованих напрямів екологічного аудиту, як, наприклад, аудит секвестрації вуглецю в програмах карбонового землеробства. Серед тенденцій та питань, що обговорюються в сучасних наукових публікаціях можна назвати використання цифрових інструментів в екологічному аудиті, міждисциплінарна співпраця та зміна фокусу екологічного аудиту [12, 13, 14]. Серед сучасних проблем екологічного аудиту різні автори називають обмеженість ресурсів, недостатню кваліфікацію аудиторів, відсутність єдиної методології при зростанні кількості стандартів та вимог, відсутність узгодженості різних форм аудиту, брак передового досвіду, брак мотивації та інформації, рівень економічного розвитку тощо [12, 13]. Виділяють три види екологічного аудиту – аудити відповідності, аудити управління та аудити процесів, або функціональні аудити [14, 15]. В таблиці 1 надано сучасне уявлення про зміст окремих видів екологічного аудиту.

Екологічна оцінка використання земельних ділянок та оцінка стану ґрунтів може проводитись в рамках екологічного аудиту залежно від характеру використання земель. Стосовно земель, що використовуються у сільськогосподарському виробництві в країнах ЄС застосовуються саме аудити відповідності – тобто перевірка дотримання агровиробниками ряду екологічних вимог, що є обов'язковими для отримання субсидій в рамках спільної сільськогосподарської політики ЄС. Крім того агровиробники можуть приймати участь в добровільних схемах екологічного аудиту, що має покращувати довіру до таких виробників та їх конкурентоспроможність.

На теперішній час в ЄС екологічний аудит передбачений в межах двох добровільних схем – оцінки відповідності умовам міжнародного стандарту ISO 14001 або в межах схеми екологічного менеджменту та аудиту (EMAS). EMAS – це добровільний інструмент управління навколишнім середовищем, розроблений Європейською комісією. EMAS об'єднує та розширює вимоги міжнародного стандарту екологічного менеджменту ISO 14001. Порівняння вимог EMAS та ISO 14001 наведено в таблиці 2. Як визначено з таблиці 2, EMAS є дещо

Таблиця 1

Види екологічного аудиту (за [15])

Table 1

Types of environmental audit (according to [15])

Аспект/ Aspect	Аудити відповідності / Compliance audits	Управлінські аудити / Management audits	Функціональні аудити / Functional audits
Фокус/ Focus	Визначення рівня дотримання правових та регуляторних екологічних норм/ Determining the level of compliance with legal and regulatory environmental standards	Оцінка відповідності систем управління навколишнім середовищем (СУС) вимогам відповідних стандартів/ Assessment of environmental management systems (EMS) compliance with relevant standards	Оцінка екологічної відповідності конкретних операцій або процесів / Assess the environmental compliance of specific operations or processes
Мета аудиту / Audit Objective	Забезпечення дотримання законів і нормативів/ Ensuring compliance with laws and regulations	Оцінка ефективності СУС та його покращення/ Assessment of EMS effectiveness and its improvement	Оцінка ефективності конкретних операцій або процесів/ Assess the effectiveness of specific operations or processes
Частота / Frequency	Щорічно або частіше в регульованих галузях/ Annually or more frequently in regulated industries	Щорічно або частіше для зон з високим впливом/ Annually or more frequently for high impact areas	Щоквартально, раз на півроку або за потреби на основі ризику/ Quarterly, semi-annually or as needed based on risk
Тривалість / Duration	Від кількох днів до кількох тижнів/ From a few days to a few weeks	Від кількох днів до тижня / From a few days to a week	Від кількох днів до тижня/ A few days to a week
Результати / Results	Виявлення невідповідностей, уникнення штрафів/ Identifying non-compliances, avoiding fines	Покращення СУС, досягнення важливих сертифікацій, таких як ISO 14001/ Improvement of EMS, achievement of important certifications such as ISO 14001	Оптимізація конкретних операцій, виявлення можливостей для покращення/ Optimize specific operations, identify opportunities for improvement

ширша за ISO 14001, оскільки передбачає впровадження постійного покращення екологічних показників виробництва, прозорості і відкритості для спілкування з громадськістю. Відмінним є також суб'єкти, що мають проводити екологічний аудит підприємств в межах цих двох схем. Якщо стандартизація ISO передбачає проведення внутрішніх та зовнішніх екологічних аудитів, то EMAS вимагає незалежної верифікації екологічної заяви незалежними сертифікованими верифікаторами. Відповідність стандартам як ISO 14001 так і EMAS це добровільні схема екологічного менеджменту, участь в яких дає підприємствам переваги на ринку, з огляду підтвердженої якості продукції та

відповідності її стандартам, пільгового оподаткування а також дозволяє економити ресурси та знижувати екологічні платежі. Обов'язковий екологічний аудит в країнах ЄС відсутній, але економічні переваги участі в схемах екологічного аудиту змушують виробників прагнути отримання сертифікату ISO або свідоцтва про участь в EMAS.

На теперішній час в Україні, відповідно до діючого законодавства, передбачено дві форми екологічного аудиту - добровільний та обов'язковий. Як вказано в Законі України «Про екологічний аудит» [6], в Україні добровільний ЕА може здійснюватися на замовлення заінтересованого суб'єкта за згодою керівника чи власника

Таблиця 2

Порівняльний аналіз схем екологічного аудиту за [16, 17]

Table 2

Comparative analysis of environmental audit schemes according to [16, 17]

Аспект/ Aspect	EMAS	ISO 14001
Основні вимоги/ Basic requirements	Відповідність Регламенту (ЄС) № 1221/2009/ Compliance with Regulation (EC) No. 1221/2009	Відповідність стандарту ISO 14001:2015/ Compliance with ISO 14001:2015
Мета/ Purpose	Постійне покращення екологічних показників виробництва, прозорість та залучення громадськості/ Continuous improvement of environmental performance, transparency and public involvement	Постійне вдосконалення системи управління екологічними аспектами, зменшення впливу на навколишнє середовище/ Continuous improvement of the environmental management system, reduction of environmental impact
Документація/ Documentation	Екологічна заява, яка перевіряється незалежним верифікатором/ Environmental statement verified by an independent verifier	Екологічна політика, цілі, плани, процедури та записи/ Environmental policy, objectives, plans, procedures and records
Відповідність законодавству/ Legal compliance	Підтвердження відповідності законодавству/ Confirmation of compliance with legislation	Зобов'язання дотримуватися застосовних законодавчих вимог. Відсутність аудиту відповідності/ Commitment to comply with applicable legal requirements. No compliance audit
Залучення співробітників/ Employee engagement	Активна участь співробітників у процесі постійного вдосконалення екологічних показників/ Active participation of employees in the process of continuous improvement of environmental performance	Залучення співробітників до екологічного управління, проведення тренінгів/ Employee involvement in environmental management, training
Зовнішнє спілкування/ External communication	Відкрите спілкування з громадськістю та зацікавленими сторонами/ Open communication with the public and stakeholders	Спілкування з зацікавленими сторонами за потреби/ Communication with stakeholders as needed
Верифікація/ Verification	Незалежна верифікація екологічної заяви. Визначена періодичність та методологія проведення внутрішніх аудитів/ Independent verification of the environmental statement. The frequency and methodology of internal audits are determined	Внутрішні та зовнішні аудити відповідно вимог стандарту/ Internal and external audits in accordance with the requirements of the standard
Сертифікація/ Certification	Реєстрація в EMAS після успішної верифікації/ Registration in EMAS after successful verification	Сертифікація за ISO 14001 після успішного аудиту/ ISO 14001 certification after successful audit
Реєстрація/ Registration	У загальнодоступному реєстрі кожна організація має індивідуальний реєстраційний номер/ Each organization has an individual registration number in the publicly accessible register	Немає офіційного реєстру/ No official register

об'єкта екологічного аудиту. А обов'язковий ЕА здійснюється на замовлення заінтересованих органів виконавчої влади або органів місцевого самоврядування. Обов'язковому ЕА підлягають об'єкти або види діяльності, які становлять підвищену екологічну небезпеку, відповідно до переліку, що затверджується Кабінетом Міністрів України, а також інші об'єкти у ряді випадків, зокрема пов'язаних із зміною власності чи передачі об'єкту в оренду, екологічного страхування об'єктів тощо [6]. Оскільки закон про екологічний аудит був прийнятий ще в 2004 році то в ньому на пріоритетне місце займає приватизація об'єктів та зміна форми власності, як підстава для проведення обов'язкового ЕА. На даний час приватизація вже не є таким актуальним питанням, в той же час як перебування об'єктів в зоні інтенсивних бойових дій є, на наш погляд, набагато більш вагомою підставою для обов'язкового екологічного аудиту, оскільки це призводить до зміни базових показників стану довкілля, що не пов'язані з діяльністю об'єкта аудиту.

Добровільний екологічний аудит використовується для сертифікації компаній відповідно до серії ISO 14001 для входження в міжнародні маркери та інші екологічні стандарти якості для оцінки кредитного ризику Європейським банком реконструкції та розвитку (ЄБРР), Міжнародною фінансовою корпорацією (ІFC), Світовим банком (СБ) та кількома комерційними банками в Україні. Отже суттєвим важелем проведення добровільного ЕА в Україні є вимоги Світового банку та Європейського Банку Реконструкції та Розвитку які висувають проведення ЕА підприємств як умову для надання фінансової підтримки. Відсутність такої комерційної необхідності часто означає, фактично, і відсутність екологічного аудиту підприємств.

Згідно законодавства, результати аудиту мають бути подані у вигляді звіту про екологічний аудит, зміст якого розглянуто у ст.20 Закону «Про екологічний аудит» [6]. Вказано, що форми і методи екологічного аудиту виконавець ЕА має право визначати самостійно, відповідно до законодавства та договору із замовником.

Форми та методи аудиту мають відповідати специфіці об'єкту аудиту. Оскільки за даними земельного аудиту України [18] площа

сільськогосподарських земель становить 68% території України, саме екологічний аудит сільськогосподарського виробництва та сільськогосподарських земель має бути одним з пріоритетних. Враховуючи прагнення України до вступу в ЄС та необхідність відповідності європейським стандартам важливо розуміти систему екологічного аудиту щодо використання земель в сільськогосподарському виробництві в країнах ЄС. Екологічний аудит сільськогосподарських підприємств має принципові відмінності, оскільки весь виробничий процес таких підприємств пов'язаний не лише із використанням земельних ресурсів як просторового базису для розміщення виробничих площ та складування відходів, а й з використанням ґрунтів як засобу виробництва.

Треба зауважити, що в Європейському Союзі екологічні аудити не є обов'язковими для всіх земельних ділянок або сільськогосподарської діяльності. Натомість ЄС використовує поєднання обов'язкових заходів щодо дотримання екологічного законодавства та добровільних схем у рамках спільної сільськогосподарської політики [19]. Вимоги та їх впровадження можуть відрізнятися залежно від країни та конкретного виду сільськогосподарської діяльності або землекористування. До обов'язкових екологічних заходів в ЄС відноситься так звана перехресна відповідність у рамках Спільної сільськогосподарської політики (ССП). Усі фермери ЄС, які отримують прямі виплати у вигляді дотацій, повинні дотримуватися обов'язкових екологічних стандартів, відомих як «перехресна відповідність» [19]. Ці стандарти вимагають підтримки земель у доброму сільськогосподарському та екологічному стані (GAEC) та дотримання правил, що захищають здоров'я людей, тварин і рослин, а також довкілля. Дотримання цих вимог контролюється компетентними органами аудиту в кожній державі-члені, але це не є традиційним екологічним аудитом, це набір перевірок та контролю виконання обов'язкових вимог, пов'язаних з правом на отримання субсидій. Ці перевірки здійснюються спеціально уповноваженими органами, які в кожній державі-члені відповідають за розподіл коштів, спрямованих на фінансування спільної сільськогосподарської політики. Отже обов'язковий екологічний аудит сільськогосподарських

підприємств в країнах ЄС відсутній, але замість нього функції екологічного контролю виробництва виконують аудити відповідності в рамках надання субсидій агровиробникам.

Наразі для України така система контролю поки що не актуальна оскільки не Україна не є членом ЄС та на українських агровиробників вимоги ССП не поширюються. Однак, з огляду підписання угоди про асоціацію та підготовку України до вступу в ЄС напрямок аудитів відповідності вимогам ССП в найближчі роки в Україні має активно розвиватися.

Ще одним актуальним напрямком розвитку екологічного аудиту в сільському господарстві у зв'язку з Євроінтеграцією України має стати аудит накопичення та зберігання вуглецю межах добровільних схем сертифікації вуглецю, методологія яких наразі також розвивається в Європейському Союзі та має бути встановлена в найближчі роки [20]. Цей вид аудиту є вузькоспецифічним, призначеним для конкретних видів сільськогосподарської діяльності, а саме -карбонового землеробства в межах схем добровільної сертифікації, однак його результати можуть бути використані на місцевому, регіональному та державному рівні, наприклад, у звітах про викиди парникових газів.

Як показав аналіз розвитку екологічного аудиту в Україні, проведений Рубан та Риденем (2019), фаза активного становлення (фундації) екологічного аудиту в Україні яка проходила у 2004-2010 роках змінилася у з 2011 року фазою стагнації, коли розвиток ЕА фактично не відбувався. Значною мірою внаслідок відсутності зацікавленості суб'єктів аудиту у його проведенні [5]. Отже, на даний час активізація діяльності з розвитку екологічного аудиту сільськогосподарських підприємств з наближенням до стандартів ЄС є актуальним завданням для України, що потребує одночасного розвитку правових засад, організаційної та методичної складової екологічного моніторингу.

На теперішній час у зв'язку зі змінами законодавства від 2004 року та змінами поточної ситуації в Україні, закон «Про екологічний аудит» 2004 року вже значною мірою застарів та не відповідає актуальним потребам. На прогалини в діючому законодавстві з екологічного аудиту в Україні, які існували ще до 2022 року вказували, наприклад [21, 22, 23]. Тому, ще в

2021 році Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України розробило Проект Закону України «Про внесення змін до Закону України «Про екологічний аудит» щодо удосконалення процедури проведення екологічного аудиту». Метою подання даного законопроекту у 2021 році було приведення норм Закону України «Про екологічний аудит» у відповідність із законодавством України, а також уточнення положень Закону України «Про екологічний аудит» задля забезпечення прозорих механізмів здійснення екологічного аудиту. Цей законопроект №6349 проходив процедуру обговорення та розгляду аж до липня 2023 року.

За цей час відбулося повномасштабне російське вторгнення в Україну, що супроводжувалось, зокрема і величезними екологічними збитками, обсяги яких можна поки ще лише попередньо грубо оцінити. Для детальної оцінки екологічних збитків необхідно проведення екологічного аудиту постраждалих територій за єдиною методологією, розробка якої є на сьогодні одним з найактуальніших завдань екологічної науки. Враховуючі ці обставини, в травні 2023 року Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України підготувало додаткові пропозиції до законопроекту №6349 про внесення змін до деяких Законів України щодо удосконалення процедури проведення екологічного аудиту, що враховували нові виклики, що постали перед Україною у зв'язку із веденням воєнних дій на її території [24]. Основні пропонувані доповнення до законопроекту №6349 були спрямовані на законодавче встановлення поняття спеціального екологічного аудиту, націленого першу чергу на визначення шкоди довкіллю, що була нанесена збройною агресією та військовими діями.

Однак, в липні 2023 року цей законопроект був відхилений. Частково нагальні потреба виявлення та фіксації шкоди земельним ресурсам внаслідок ведення військових дій була врахована в новому Порядку проведення моніторингу земель і ґрунтів, прийнятому постановою Кабінету міністрів України №848 24.07.2024 [25]. В цій постанові окремо наголошується на тому, що моніторинг земель і ґрунтів включає, в тому числі, проведення оцінки процесів, пов'язаних із забрудненням ґрунтів, засміченням земельних ділянок внаслідок надзви-

чайних ситуацій та/або збройної агресії і бойових дій під час воєнного стану. Такі спостереження віднесено до оперативного моніторингу, що проводиться незалежно від періодичних моніторингових процесів.

Дійсно, в частині встановлення факту негативного впливу на довкілля та оцінки його наслідків сфера застосування екологічного аудиту та екологічного моніторингу перетинаються. Саме тому в значній частині наукових публікацій щодо екологічного аудиту земель автори змішують поняття екологічного аудиту та екологічного моніторингу. Однак відмінність полягає значною мірою у порядку проведення та суб'єктах моніторингу та аудиту. Якщо для екологічного аудиту таким суб'єктом може бути замовник аудиту, в тому числі власник об'єкту, а виконавцем – незалежні екологічні аудитори або аудиторські агенції, то екологічний моніторинг здійснюється лише офіційними органами за затвердженою програмою моніторингу [26]. Стосовно земельні ділянок, забруднених та засмічених внаслідок надзвичайних ситуацій та/або збройної агресії і бойових дій під час воєнного стану суб'єктом (виконавцем) моніторингу згідно є Держекоінспекція [25].

На теперішній час в сфері відстеження та реагування на надзвичайні ситуації та наслідки бойових дій пріоритет віддається екологічному моніторингу [26]. Однак, можливість застосування до оцінки наслідків мілітарного впливу принципів екологічного аудиту дозволило би спростити та пришвидшити процедуру оцінки екологічних умов виробництва сільськогосподарської продукції для агровиробників, для яких важливим є не лише оцінка наявних збитків та визначення зон, небезпечних для виробництва, а й можливість сертифікації якості продукції, якщо це дозволяють екологічні умови

Отже, ми вважаємо, що пропозиції Міністерства України щодо розвитку екологічного аудиту [24] в сучасних умовах відбивають нагальні актуальні потреби України, пов'язані з необхідністю оцінки екологічних наслідків російської воєнної агресії та вони мають бути розвинені та впроваджені в життя. Ці пропозиції висвітлюють наявні прогалини в чинному законодавстві України щодо екологічного аудиту. Зокрема щодо можливості проведення спеціального екологічного аудиту на екосистемах та територіальних одиницях, що зазнали негатив-

ного мілітарного впливу та можливість проводити дослідження із використанням дистанційних методів.

Згідно з визначенням, екологічний аудит має на меті виявлення та фіксацію потенційних загроз, джерел і рівня негативного впливу різних форм антропогенної діяльності на довкілля. У чинній редакції Закону України «Про екологічний аудит» джерелом такого впливу вважається діяльність самого об'єкта аудиту. Однак військові дії є особливим видом антропогенного впливу, який безпосередньо шкодить навколишньому середовищу. Цей вплив є, так би мовити, «зовнішнім» щодо об'єкта аудиту (наприклад, аграрного підприємства) і не пов'язаний із його власною діяльністю. Проте він також потребує фіксації та оцінки. Звіт екологічного аудиту територій, що зазнали пошкоджень, має стати основою для розробки заходів з усунення негативних наслідків і відновлення цих територій. Він може також використовувати наявні дані оперативного екологічного моніторингу.

Важливим аспектом є також нормативне визнання можливості застосування дистанційних методів дослідження для збору доказової бази під час проведення спеціального екологічного аудиту. Це особливо актуально в умовах, коли через загрозу безпеці неможливо оперативно здійснювати традиційні виїзні обстеження територій, що зазнали ушкоджень внаслідок обстрілів чи авіаударів. Практика наших досліджень свідчить, що своєчасність проведення таких обстежень має вирішальне значення для виявлення пошкоджень ґрунтового покриву, оскільки візуальні ознаки бомботурбації з часом зникають. Це відбувається як внаслідок природних процесів, так і через активне повернення земель до господарського використання після розмінування, яке нерідко здійснюється самими фермерами.

Моніторинг ґрунтів, що здійснюється в межах діючого законодавства не замінює екологічний аудит, однак ці інструменти мають бути взаємо-доповнюючими: інформація отримана в рамках моніторингових досліджень земельних ділянок має бути доступна виконавцям екологічного аудиту та навпаки, результати екологічного аудиту можуть бути використані як допоміжна інформація при проведенні оперативного моніторингу.

Висновки

На сучасному етапі розвитку України, в умовах воєнного стану та глибоких екологічних втрат, спричинених бойовими діями, екологічний аудит земельних ресурсів набуває особливого значення. Діюче законодавство України, зокрема Закон «Про екологічний аудит» 2004 року, потребує оновлення для адекватного реагування на сучасні виклики. Необхідно створити правові та методичні механізми для проведення спеціального екологічного аудиту на постраждалих територіях, у тому числі із залученням дистанційного зондування та міжнародної експертизи.

З огляду на європейські практики та стандарти ISO 14001 і EMAS, екологічний аудит в Україні повинен інтегрувати як обов'язкові, так і добровільні механізми контролю та оцінки. Особливої уваги потребує аудит сільськогосподарських земель, які є основою продовольчої безпеки та експортного потенціалу країни.

Запровадження системи екологічного аудиту, адаптованої до умов збройного конфлікту, сприятиме сталому відновленню довкілля та підвищенню довіри з боку міжнародних фінансових і донорських організацій.

Конфлікт інтересів

Автор заявляє, що конфлікту інтересів щодо публікації цього рукопису немає. Крім того, автор повністю дотримував етичних норм, включаючи плагіат, фальсифікацію даних та подвійну публікацію.

В роботі не використано ресурс штучного інтелекту.

Список використаної літератури

1. Tomlinson P., Atkinson S. F. Environmental audits: A literature review. *Environmental Monitoring and Assessment*. 1987. Vol.8. N 3. P. 239–261. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00404267>
2. Шевчук В. Я., Саталкін Ю. М., Навроцький В. М. Екологічний аудит. К.: Вища шк., 2000. 343 с.
3. Plokhikh, R., Shokparova, D., Fodor, G., Berghauer, S., Tóth, A., Suymukhanov, U., Zhakupova, A., Varga, I., Zhu, K., Dávid, L. D. Towards Sustainable Pasture Agrolandscapes: A Landscape-Ecological-Indicative Approach to Environmental Audits and Impact Assessments. *Sustainability*. 2023. Vol. 15. N 8. 6913. DOI: <https://doi.org/10.3390/su15086913>
4. European Commission. Integrating environmental concerns into development and economic cooperation. Brussels. 1999. URL: <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:1999:0543:FIN:En:PDF>
5. Ruban, A., & Rydén, L. Introducing environmental auditing as a tool of environmental governance in Ukraine. *Journal of Cleaner Production*. 2019. Vol. 212. P. 505–514. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.059>
6. Про екологічний аудит: Закон України від 24.06.2004 № 1862-IV. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1862-15>
7. Khan T. "The initiation of environmental auditing in the United States", *Managerial Auditing Journal*. 2020. Vol. 32. No. 8. P. 810-826. DOI: <https://doi.org/10.1108/MAJ-06-2016-1393>
8. Diachenko-Bohun M. Екологічний менеджмент і аудит: історія розвитку та генезис. *Естетика і етика педагогічної дії*. 2023. № 27. С.55–64. DOI: <https://doi.org/10.33989/2226-4051.2023.27.282098>
9. Eco-Management and Audit Scheme (EMAS). (2025, May 26). Green Forum. URL: https://greenforum.ec.europa.eu/emas_en
10. ISO - ISO 14000 family — Environmental management. 2023. ISO. URL: <https://www.iso.org/standards/popular/iso-14000-family>
11. Збаровська Н. Система екологічного управління: вимоги стандарту ISO 14001. Офіс Сталих Рішень. 202). URL: <https://ukraine-oss.com/systema-ekologichnogo-upravlinnya-vymogy-standartu-iso-14001>
12. Wanyonyi A. An Insight into the Emerging Issues, Challenges and Future Prospects in Environmental Audit. 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.3628412>
13. Brunelli, S., Murzakhmetova, A., Falivena, C. Environmental Auditing in Rural Areas: Current Patterns and Future Challenges in Central Asia. *Sustainability*. 2022. Vol. 14. N 22. 15163. DOI: <https://doi.org/10.3390/su142215163>
14. Shin, E., Welch, E. W. Environmental auditing and compliance. *Handbook of Sustainability Management*, 2012. P. 353–378.

15. DuJack, E. How manufacturers can prepare for and conduct environmental audits. L2L. 2025. URL: <https://www.l2l.com/blog/environmental-audits>
16. Publications Office of the European Union. EMAS and ISO/EN ISO 14001 : differences and complementarities. Publications Office of the EU. 2008. URL: <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/cca83b1c-5b40-4dc5-b186-62fd0b9c620c>
17. From ISO 14001 to EMAS: Mind the gap. Office of the German EMAS Advisory Board. August 2014. Retrieved 29 November 2017. URL: https://www.emas.de/fileadmin/user_upload/4-pub/UGA_Infosheet_From-ISO-14001-to-EMAS.pdf
18. Структура земель України: с/г земля, державна, передана громадам. Agropolit.com 24.05.2021. URL: <https://agropolit.com/news/20700-struktura-zemel-ukrayini-s-g-zemlya-derjavna-peredana-gromadam>
19. Barreiro-Hurle, J., Dessart, F. J., Rommel, J., Czajkowski, M., Espinosa-Goded, M., Rodriguez-Entrena, M., Thomas, F., Zagorska, K. Willing or complying? The delicate interplay between voluntary and mandatory interventions to promote farmers' environmental behavior. *Food Policy*, 2023. Vol.120. 102481. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2023.102481>
20. Костантіно Ф. Звіт про міжнародні добровільні та обов'язкові вуглецеві ринки з особливим акцентом на механізми, які застосовуються у випадку низьковуглецевого сільського господарства та потенційні можливості для українських розробників. Офіс ПРООН в Україні. 2022. URL: <https://www.undp.org/sites/g/files/zskgke326/files/2022-11/FINAL%20REPORT%20UNDP%20LH%20CARBON%20FARMING%20UKR.pdf>
21. Басанцов І.В., Пантелейчук О.С. Екологічний аудит в Україні: актуальність, проблемні питання та напрями удосконалення. *Механізм регулювання економіки*. 2010. № 1. С.38-48
22. Бігун Т., Полтавець Ф., Тулібіна Е. Екологічний аудит в Україні: шляхи вирішення деяких проблем. підприємство, господарство і право. 2020. С. 92- 97
23. Грещук, Г. І., Нестеренко, А. О. Правові механізми розвитку екологічного аудиту земель сільськогосподарського призначення. *Наукові записки Львівського університету бізнесу та права*. 2022. Вип. 33. URL: <https://nzlubbp.org.ua/index.php/journal/article/view/687>
24. Міндовкілля пропонує удосконалити процедуру екологічного аудиту – Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. 2023. URL: <https://mepr.gov.ua/mindovkillya-proponuye-udoskonalyty-protseduru-ekologichnogo-audytu/>
25. Про затвердження Порядку проведення моніторингу земель і ґрунтів. Постанова Кабінету міністрів України № 848 від 23.07.2024. Офіційний Вебпортал Парламенту України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/848-2024-%D0%BF#Text>
26. Деякі питання функціонування державної системи моніторингу довкілля та її підсистем. Постанова Кабінету міністрів України № 684 від 13.06.2024. Офіційний Вебпортал Парламенту України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/684-2024-%D0%BF#n13>

Стаття надійшла до редакції 13.06.2025
Стаття рекомендована до друку 05.10.2025

Переглянуто 29.09.2025
Опубліковано 30.12.2025

O. M. NEMOSHKALOV

PhD Student of the Department of Ecology and Management of Environment
e-mail: alnemo7024@gmail.com ORCID: <http://orcid.org/0009-0005-8275-7553>
V. N. Karazin Kharkiv National University
4, Svobody Sq., Kharkiv, 61022, Ukraine

CURRENT ISSUES OF LAND RESOURCES ENVIRONMENTAL AUDIT IN UKRAINE

Purpose. The state analysis of lands environmental audit in Ukraine compared to the existing experience of implementing environmental audit in other countries and identification of current problems and prospects for the development of environmental audit in Ukraine.

Results. From the stages analysis of environmental auditing formation in Ukraine and the world, the characteristics of the current legislative framework, its limitations in the context of full-scale military aggression were revealed. A comparison of the requirements of the ISO 14001 and EMAS schemes determined the specifics of environmental auditing in the agricultural sector and the relevance of implementing a special environmental audit of territories affected by military actions, which involves the use of digital and remote research technologies. The audit of agricultural lands, which are the basis of food security and the country's export potential, requires special attention.

Conclusions. Due to changes in the environmental situation and wartime challenges, there is a need to modernize Ukraine's environmental legislation, particularly regarding the definition of methods, objects, and tools of environmental auditing. A priority is the implementation of specialized audits of damaged lands using modern technologies and European standards.

KEYWORDS: *environmental audit, ISO 14001, EMAS, land resources, specialized environmental audit, military impact*

Conflict of interest

The author declares no conflict of interest regarding the publication of this manuscript. Furthermore, the author has fully adhered to ethical norms, including avoiding plagiarism, data falsification, and duplicate publication.

The work does not use artificial intelligence resources.

References

1. Tomlinson, P., & Atkinson, S. F. (1987). Environmental audits: A literature review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 8(3), 239–261. <https://doi.org/10.1007/BF00404267>
2. Shevchuk, V. Ya., Satalkin, Yu. M., & Navrotskyi, V. M. (2000). *Environmental audit*. Kyiv: Vyshcha Shkola. (In Ukrainian)
3. Plokhikh, R., Shokparova, D., Fodor, G., Berghauer, S., Tóth, A., Suymukhanov, U., Zhakupova, A., Varga, I., Zhu, K., & Dávid, L. D. (2023). Towards sustainable pasture agrolandscapes: A landscape-ecological-indicative approach to environmental audits and impact assessments. *Sustainability*, 15(8), 6913. <https://doi.org/10.3390/su15086913>
4. European Commission. (1999). *Integrating environmental concerns into development and economic cooperation*. Brussels. Retrieved from <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:1999:0543:FIN:En:PDF>
5. Ruban, A., & Rydén, L. (2019). Introducing environmental auditing as a tool of environmental governance in Ukraine. *Journal of Cleaner Production*, 212, 505–514. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.059>
6. Verkhovna Rada of Ukraine. (2004, June 24). *On environmental audit: Law of Ukraine No. 1862-IV*. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1862-15> (In Ukrainian)
7. Khan, T. (2020). The initiation of environmental auditing in the United States. *Managerial Auditing Journal*, 32(8), 810–826. <https://doi.org/10.1108/MAJ-06-2016-1393>
8. Diachenko-Bohun, M. (2023). Environmental management and audit: History of development and genesis. *Aesthetics and Ethics of Pedagogical Action*, (27), 55–64. <https://doi.org/10.33989/2226-4051.2023.27.282098>
9. Eco-Management and Audit Scheme (EMAS). (2025). *Green Forum*. Retrieved from https://green-forum.ec.europa.eu/emas_en
10. ISO. (2023). *ISO 14000 family — Environmental management*. Retrieved from <https://www.iso.org/standards/popular/iso-14000-family>
11. Zbarovska, N. (2022). Environmental management system: Requirements of the ISO 14001 standard. *Office of Sustainable Solutions*. Retrieved from <https://ukraine-oss.com/systema-ekologichnogo-upravlinnya-vymogy-standartu-iso-14001> (In Ukrainian)
12. Wanyonyi, A. (2020). An insight into the emerging issues, challenges and future prospects in environmental audit. SSRN. Retrieved from <https://ssrn.com/abstract=3628412> or <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.3628412>
13. Brunelli, S., Murzakhmetova, A., & Falivena, C. (2022). Environmental auditing in rural areas: Current patterns and future challenges in Central Asia. *Sustainability*, 14(22), 15163. <https://doi.org/10.3390/su142215163>
14. Shin, E., & Welch, E. W. (2012). Environmental auditing and compliance. In *Handbook of Sustainability Management* (pp. 353–378).
15. DuJack, E. (2025). How manufacturers can prepare for and conduct environmental audits. L2L. Retrieved from <https://www.l2l.com/blog/environmental-audits>
16. Publications Office of the European Union. (2008). *EMAS and ISO/EN ISO 14001: Differences and complementarities*. Retrieved from <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/cc83b1c-5b40-4dc5-b186-62fd0b9c620c>

17. Office of the German EMAS Advisory Board. (2014, August). *From ISO 14001 to EMAS: Mind the gap*. Retrieved from https://www.emas.de/fileadmin/user_upload/4-pub/UGA_Infosheet_From-ISO-14001-to-EMAS.pdf
18. Structure of land in Ukraine: Agricultural, state-owned, transferred to communities. (2021, May 24). Agropolit.com. Retrieved from <https://agropolit.com/news/20700-struktura-zemel-ukrayini-s-g-zemlya-derjavna-peredana-gromadam> (In Ukrainian)
19. Barreiro-Hurle, J., Dessart, F. J., Rommel, J., Czajkowski, M., Espinosa-Goded, M., Rodriguez-Entrena, M., Thomas, F., & Zagorska, K. (2023). Willing or complying? The delicate interplay between voluntary and mandatory interventions to promote farmers' environmental behavior. *Food Policy*, 120, 102481. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2023.102481>
20. F. Costantino (2022) A report on international voluntary and mandatory carbon markets with a particular focus on mechanisms applied in the case of low-carbon agriculture and potential opportunities for Ukrainian developers. Retrieved from <https://www.undp.org/sites/g/files/zskgke326/files/2022-11/FINAL%20REPORT%20UNDP%20LH%20CARBON%20FARMING%20UKR.pdf> (In Ukrainian)
21. Basantsov, I. V., & Panteleichuk, O. S. (2010). Environmental audit in Ukraine: Relevance, problematic issues, and directions for improvement. *Mechanism of Economic Regulation*, (1), 38–48. (In Ukrainian)
22. Bigun, T., Poltavets, F., & Tulibina, E. (2020). Environmental audit in Ukraine: Ways to solve some problems. *Entrepreneurship, Economy and Law*, 92–97. (In Ukrainian)
23. Grechuk, H. I., & Nesterenko, A. O. (2022). Legal mechanisms for the development of environmental audit of agricultural land. *Scientific Notes of Lviv University of Business and Law*. (33). Retrieved from <https://nzlubp.org.ua/index.php/journal/article/view/687> (In Ukrainian)
24. Ministry of Environmental Protection and Natural Resources of Ukraine. (2023). The Ministry proposes to improve the environmental audit procedure. Retrieved from <https://mepr.gov.ua/mindovkilliya-proponuye-udoskonalyty-protseduru-ekologichnogo-audytu/> (In Ukrainian)
25. Cabinet of Ministers of Ukraine. (2024, July 23). Resolution No. 848 on the approval of the procedure for monitoring land and soils. Official Web Portal of the Parliament of Ukraine. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/848-2024-%D0%BF#Text> (In Ukrainian)
26. On certain issues of the functioning of the state environmental monitoring system and its subsystems. (2024, June 13). Cabinet of Ministers of Ukraine. Resolution No. 684. Official Web Portal of the Parliament of Ukraine. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/684-2024-%D0%BF#n13> (In Ukrainian)

The article was received by the editors 13.06.2025
The article is recommended for printing 05.10.2025

The article was revised 29.09.2025
This article published 30.12.2025

<https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-08>

УДК (UDC): 711.4:502.131.1

Т. М. КУШНІРУК¹, канд. с/г наук, доц.,
доцент кафедри садово-паркового господарства, геодезії і землеустрою
e-mail: kuschniruk81@gmail.com ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-3983-6070>

О. І. ПЕТРИЩЕ¹, канд. с/г наук, доц.,
доцент кафедри садово-паркового господарства, геодезії і землеустрою
e-mail: petrichche@ukr.net ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-9802-8006>

В. В. ДОДУРИЧ¹,
асистент кафедри садово-паркового господарства, геодезії і землеустрою
e-mail: valera.vdd@gmail.com ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0001-8399-771X>
¹Заклад вищої освіти «Подільський державний університет»,
вул. Шевченка, 12, м. Кам'янець-Подільський, Хмельницька обл., 32316, Україна

ТАКСОНОМІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ЛАНДШАФТНО-РЕКРЕАЦІЙНОГО КАРКАСА В СИСТЕМІ ЕКОЛОГІЧНОГО МІСТОБУДУВАННЯ

Мета. Систематизувати наукові підходи до визначення сутності та структурно-функціональної організації ландшафтно-рекреаційного каркаса міста, визначити його таксономічне місце серед інших видів міських каркасів у межах екологічного планування територій.

Методи. Аналітичний, системно-структурний, порівняльно-термінологічний та класифікаційно-узагальнюючий методи, а також контент-аналіз наукових і нормативних джерел, що регламентують екологізацію містобудівної діяльності.

Результати. На підставі аналізу наукових підходів до тлумачення понять «екологічний», «природно-екологічний», «зелений» і «ландшафтно-рекреаційний» каркаси визначено їх взаємозв'язки, ієрархію та диференціацію за ступенем антропогенного впливу. Запропоновано трактування ландшафтно-рекреаційного каркаса як другорядного виду міського каркаса, що поєднує просторово-функціональні та рекреаційні властивості сформованого міського ландшафту. Новизна дослідження полягає в уточненні термінологічного апарату та формуванні системної моделі зв'язків між видами каркасів у структурі міста. Практичне значення дослідження полягають у впровадженні концепції ландшафтно-рекреаційного каркаса в практику просторового планування й стандарти екологічного будівництва.

Висновки. Доведено, що ландшафтно-рекреаційний каркас є підвидом екологічного, природно-екологічного або природного каркасів і виступає структурно-функціональною моделлю сталого міського ландшафту. Його реалізація сприяє підвищенню екологічної стабільності міських систем, збереженню біорізноманіття та формуванню комфортного урбанізованого середовища.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: ландшафтно-рекреаційний каркас, екологічне містобудування, зелена система, міський ландшафт, просторове планування, стале середовище, антропогенний вплив, термінологічна систематизація, екологічний каркас

Як цитувати: Кушнірук Т. М., Петрище О. І., Додуріч В. В. Таксономічна характеристика ландшафтно-рекреаційного каркаса в системі екологічного містобудування. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2025. Вип. 33. С. 107-120. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-08>

In cites: Kushniruk, T. M., Petryshche, O. I., & Dodurych, V. V. (2025). Taxonomic characteristics of landscape and recreational framework in the system of ecological urban planning. *Visnyk of V.N. Karazin Kharkiv National University. Series Ecology*, (33), 107-120. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-08> (in Ukrainian)

Вступ

В умовах постійного процесу урбанізації територій актуальним стає завдання створення комфортного стійкого компактного міського середовища, яке часто називають просто «комфортне міське середовище». Це

завдання вирішується в рамках меж існуючих територій і подальшого перспективного розвитку міста за пріоритетними напрямками в комплексі з існуючою планувальною структурою, історичними особливостями, транспо-

© Кушнірук Т. М., Петрище О. І., Додуріч В. В., 2025



This is an open access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License 4.0

ртно-інженерною інфраструктурою та природно-екологічною складовою.

Для реалізації даного напрямку розвитку відбувається впровадження та апробація різних програм, заходів і комплексних заходів щодо поліпшення екологічної ситуації та реконструкції ландшафтних просторів у міському середовищі, відновлення та стабілізації природних і природно-антропогенних озелених територій та біорізноманіття в цілому, проте найбільш значним, цілісним і масштабним є використання такого містобудівного інструменту, як «Генеральний план міста» (генплан), зокрема його початкова частина – аналіз існуючих і перспективних зв'язків як єдиного каркаса міста. Зазвичай використовують кілька типів таких каркасів залежно від специфікації конкретного міста. Одним з них є ландшафтно-рекреаційний каркас (ЛРК), що включається як частина екологічного середовища в структурі міської забудови.

Від початку ХХІ століття та сучасному етапі державна політика України дедалі більше орієнтована на стабілізацію, розвиток та захист природно-екологічної складової міського середовища. Це проявляється у прийнятті ряду законів, стратегій, програм і місцевих ініціатив, що стосуються озеленення, зелених насаджень, благоустрою та сталого розвитку (табл. 1).

Зауважимо, що в наведених нормативно-правових актах та державних програмах простежується цілісне розуміння необхідності збереження, розвитку та інтеграції природних компонентів у структуру міського середовища. У більшості документів використовується термінологія, що стосується зеленої інфраструктури, зелених зон, зелених насаджень, рекреаційних територій, природних ландшафтів і екологічного каркаса території. Хоча поняття «ландшафтно-рекреаційний каркас» прямо не закріплене в чинному законодавстві, його змістовне наповнення відповідає комплексному підходу до просторової організації зелених і рекреаційних систем у межах населених пунктів, визначеному в стратегічних документах екологічної та містобудівної політики.

Водночас у наукових джерелах термінологічна інтерпретація цього поняття варіює – різні автори пропонують власні підходи до визначення сутності, структури та функцій ландшафтно-рекреаційного каркаса міста.

Так, автори роботи [9] зазначають, що початок уявлень у цій галузі закладено вітчизняною історією ландшафтного планування

та містобудівного проектування, де активно розвиваються та реалізуються як ідея «водно-зеленого діаметра», що пронизує тканину міста. Ця архітектурно-ландшафтна система, що складається з природних водотоків зі штучними спорудами, парками, садами, скверами, бульварами тощо, яка стала прообразом міського зеленого каркаса, досить успішно функціонує до теперішнього часу.

Звертаючись до витоків екологічного містобудування, слід згадати дослідження [10], яке сформулювало ідею виділення єдиного каркаса, який покликаний поєднати природну основу і міське середовище. Його необхідність зумовлена тим, що місто як система не має достатніх можливостей для саморегуляції, і тому повинно спиратися на природну ландшафтну структуру навколишнього регіону. На підставі розуміння, що природний каркас є первинним і становить основу архітектурно-планувальної структури міста, були опрацьовані методичні підходи до вирішення пріоритетних екологічних проблем великих міст країни.

Надалі в розвитку терміну «міський природний каркас» з'явилися інші варіанти цього поняття - «містоекологічний каркас», «екологічний каркас», «зелений каркас» міста, а також «водно-зелений міський каркас» (ВЗМК). При територіальному плануванні досить часто і активно використовується цілий комплекс схожих понять, основою яких є загальний термін «каркас» - «природний», «екологічний», «природно-екологічний», «містоекологічний», «природно-рекреаційний», «водно-зелений» і навіть «живий» каркас міста [11].

Варіанти термінів у науковій та практичній сфері екології та містобудування за останні десятиліття постійно змінювалися, але суть залишалася попередньою - планувальну структуру міста, як і раніше, пропонується вибудовувати з опорою на природну (ландшафтну) структуру місцевості, яка є первинною, з подальшим приєднанням озелених рукотворних об'єктів і встановленням зв'язків між усіма компонентами єдиної системи у вигляді об'єднуючих їх в єдине ціле елементів-коридорів.

До функцій «каркаса» відносять і біокліматичну, і функцію збереження біорізноманіття, і середовищеутворюючу, і функцію з організації простору для життя людини, а також соціокультурну і рекреаційну [12]. Стратегічним завданням формування такого

Таблиця 1

**Нормативно-правові акти України, що регулюють екологічну політику та озеленення
в містобудуванні**

Table 1

Regulatory acts of Ukraine governing environmental policy and greening in urban planning

Назва нормативно-правового акту програми / Title of the regulatory act for program	Основний зміст і значення у контексті ландшафтно-рекреаційного каркасу / Main content and significance in the context of the landscape and recreational framework
Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» 1991 р. (ред. 2024 р.) [1] / Law of Ukraine “On Environmental Protection” of 1991 (as amended in 2024) [1]	Базовий закон, який визначає правові, економічні та соціальні основи охорони довкілля; містить положення щодо збереження зелених зон, природних ландшафтів, рекреаційних територій та екологічного балансу міських систем / The basic law that defines the legal, economic, and social foundations of environmental protection; contains provisions on the preservation of green areas, natural landscapes, recreational areas, and the ecological balance of urban systems
Закон України «Про благоустрій населених пунктів» 2005 р. (ред. 2023 р.) [2] / Law of Ukraine “On the Improvement of Settlements” of 2005 (as amended in 2023) [2]	Визначає правові засади благоустрою територій, включно з утриманням, охороною й розвитком зелених насаджень; встановлює вимоги до проектування зелених зон у містобудівних документах / Defines the legal basis for the improvement of territories, including the maintenance, protection, and development of green spaces; establishes requirements for the design of green areas in urban planning documents
Закон України «Про регулювання містобудівної діяльності» 2011 р. (ред. 2024) [3] / Law of Ukraine “On Regulation of Urban Development” 2011 (ed. 2024) [3]	Нормує планування територій, зокрема включення екологічних компонентів, зелених коридорів і рекреаційних зон у структуру міського простору, передбачає оцінку впливу на довкілля під час забудови / Regulates the planning of territories, in particular the inclusion of ecological components, green corridors, and recreational areas in the structure of urban space, and provides for an environmental impact assessment while construction
Стратегія державної екологічної політики України на період до 2030 року (затверджена Законом України № 2697-VIII) 2019 р. [4] / Strategy of State Environmental Policy of Ukraine for the Period until 2030 (approved by Law of Ukraine No. 2697-VIII) 2019 [4]	Встановлює стратегічні напрями сталого розвитку, зокрема екологізацію містобудування, розвиток зеленої інфраструктури, підвищення біорізноманіття та зниження антропогенного навантаження в урбанізованих територіях / Establishes strategic directions for sustainable development, including the greening of urban planning, the development of green infrastructure, the enhancement of biodiversity, and the reduction of anthropogenic pressure in urbanized areas
Стратегія екологічної безпеки та адаптації до зміни клімату до 2030 року (розпорядження КМУ № 1363-р) 2021 р. [5] / Strategy for Environmental Security and Adaptation to Climate Change until 2030 (CMU Decree No. 1363-r) 2021 [5]	Передбачає інтеграцію природних і штучних зелених систем у структуру міст з метою зменшення кліматичних ризиків, формування стійкої урбоecosystem та покращення якості життя населення / Provides for the integration of natural and artificial green systems into the structure of cities in order to reduce climate risks, form a sustainable urban ecosystem, and improve the quality of life of the population
Концепція реалізації державної політики у сфері зміни клімату на період до 2030 року (розпорядження КМУ № 932-р) 2016 р. [6] / Concept for the implementation of state policy in the field of climate change for the period until 2030 (CMU Decree No. 932-r) 2016. [6]	Спрямована на впровадження природоорієнтованих рішень у просторовому плануванні, підтримує розвиток зелених насаджень як механізму адаптації міських територій до кліматичних змін / Aimed at introducing nature-oriented solutions in spatial planning, supports the development of green spaces as a mechanism for adapting urban areas to climate change
Державні будівельні норми України (ДБН Б.2.2-12:2019 «Планування та забудова територій») 2019 р. [7] /	Регламентують екологічні принципи просторового планування, передбачають вимоги до забезпечення рекреаційних зон, зелених насаджень, санітарно-захисних смуг у структурі міських територій /

State Building Standards of Ukraine (DBN B.2.2-12:2019 "Planning and Development of Territories") 2019. [7]	Regulate the environmental principles of spatial planning, provide requirements for the provision of recreational areas, green spaces, and sanitary protection zones in the structure of urban areas
Наказ Міністерства з питань житлово-комунального господарства України № 466 «Про затвердження Методичних рекомендацій із розроблення місцевих програм розвитку та збереження зелених насаджень у населених пунктах України» 2010 р. [8] / Order of the Ministry of Housing and Communal Services of Ukraine No. 466 "On Approval of Methodological Recommendations for the Development of Local Programs for the Development and Preservation of Green Plantings in Settlements of Ukraine" 2010. [8]	Визначає порядок і критерії планування системи зелених насаджень, що становить основу для розбудови ландшафтно-рекреаційного каркаса в межах міст / Defines the procedure and criteria for planning a system of green spaces, which forms the basis for the development of a landscape and recreational framework within cities

каркаса є підтримка екологічної рівноваги всієї містобудівної системи, іншими словами, сталого розвитку міста, тому до ключових характеристик каркаса відносять:

- просторову єдність, включно з позаміськими територіями (безперервність);
- існування на різних рівнях ієрархії (від маленького рукотворного скверу до міського лісу природного походження);
- екологічність (опора на природну ландшафтну структуру);
- багатофункціональність (здатність до виконання різноманітних завдань).

Зазначимо, що такі варіанти, як «екологічний каркас», «зелений каркас», а тепер і «водно-зелений міський каркас», в даний час є найбільш усталеними і визнані в якості основи значущої містобудівної концепції, на базі якої сформувався оновлений вектор розвитку в цій галузі, в якому ставиться

завдання практичної реалізації ВЗМК в містах України. Водночас, незважаючи на широке поширення в науковій літературі, активне використання фахівцями-практиками, представниками органів управління та масмедіа різних варіантів термінів на тему «каркас», жоден з них так і не отримав юридичного закріплення на рівні державного законодавства, тому, узагальнивши витоки, теоретичне підґрунтя та екологічний аспект, на нашу думку, найбільш точним є саме поняття «ландшафтно-екологічний каркас». Цей факт визначив мету даного дослідження, що полягає у систематизації наукових підходів до визначення сутності та структурно-функціональної організації ландшафтно-рекреаційного каркаса міста, а також у визначенні його таксономічного місця серед інших видів міських каркасів у межах екологічного планування територій.

Об'єкт та методи дослідження

Об'єктом дослідження є ландшафтно-рекреаційний каркас міста як структурний елемент екологічного містобудування, а предметом - структурно-функціональні характеристики, таксономічні ознаки та термінологічно-концептуальне позиціонування ландшафтно-рекреаційного каркаса в системі міських каркасів.

З метою досягнення наукової достовірності результатів застосовано низку взаємодоповнюючих методів. Аналітичний метод використано для глибокого опрацювання корпусу наукових джерел, які формують понятійно-термінологічне поле дослідження та відображають еволюцію підходів до трактування міських каркасів у національній і зарубіжній науковій думці. Цей метод дав змогу виявити тенденції формування теоретичних засад екологічного планування,

зокрема у напрямі гармонізації просторової та природної структур міста.

Порівняльно-термінологічний аналіз забезпечив системне зіставлення змістових характеристик понять «екологічний», «природно-екологічний», «зелений» і «ландшафтно-рекреаційний» каркас. Його застосування дозволило з'ясувати ступінь їх семантичного перетину, виявити спільні структурні ознаки та концептуальні розбіжності, що зумовлюють різні підходи до їх класифікації в сучасному містобудівному дискурсі.

Системно-структурний метод використано для визначення внутрішніх зв'язків між окремими видами міських каркасів, виявлення їх ієрархічної підпорядкованості та функціональної взаємодії у межах міської екосистеми. На його основі побудовано логічну модель просторово-функціональної

організації каркасів, у якій ландшафтно-рекреаційний каркас розглядається як інтеграційна ланка.

Класифікаційно-узагальнюючий підхід дав змогу здійснити таксономічне позиціонування ландшафтно-рекреаційного каркаса як підвиду екологічного каркаса, обґрунтувати його роль у підтриманні екологічної рівноваги урбанізованих територій та сформулювати критерії його віднесення до певного рівня міської ієрархії.

Емпіричну базу дослідження становили наукові праці вітчизняних і зарубіжних авторів, нормативно-правові акти України у сфері охорони довкілля, просторового планування та благоустрою, а також державні стратегії екологічної політики і сталого розвитку до 2030 року. Застосування аналітичного підходу до цих джерел дозволило виявити тенденції інтеграції екологічних принципів у просторову організацію міст та окреслити напрями подальшого удосконалення концепції міських каркасів.

Результати та обговорення

Аналіз наукових джерел визначає, що в даний час поняття «ландшафтно-рекреаційний каркас міста» допускає різне тлумачення залежно від позиції та поглядів автора. Часто для визначення використовуються інші, близькі за смисловим навантаженням і визначенням терміни, наприклад: «ландшафтно-екологічний каркас», «екологічний каркас», «природно-екологічний каркас».

Ідею ЛРК як структурного компонента міської системи, що об'єднує сформовані (існуючі) природні умови території в сукупності з просторовими взаємозв'язками між ними в єдину систему, розвивають у своїй праці N. Luka [13]. Обов'язкове функціонування даної системи здійснюється за рахунок виконання екосистемних послуг, в тому числі спрямованих на задоволення зростаючих потреб міського населення у зв'язку з тенденцією «комфортного міського середовища».

Повноцінність формування ЛРК досягається завдяки особливостям структурної впорядкованості складових озелених і рекреаційних просторів за їх багатокомпонентністю, зв'язністю, однорідністю розподілу та типологічними ознаками і властивостями. Водночас автор зазначає, що дане поняття може бути визначено за допомогою інших, суміжних за змістом термінів, що надає певну понятійно-термінологічну неоднозначність визначенню.

Наукова новизна одержаних результатів полягає у теоретичному обґрунтуванні системного місця ландшафтно-рекреаційного каркаса в ієрархії міських каркасів, а також у розробленні узагальненої схеми їх взаємозв'язків, що розкриває морфологічну та функціональну структуру екологічного містобудівного середовища.

Практичне значення полягає у можливості використання напрацьованої моделі для розроблення методичних рекомендацій щодо планування та реконструкції зелених і рекреаційних систем міст, формування містобудівних стандартів та удосконалення нормативно-правової бази екологічного будівництва.

Перспективи подальших досліджень полягають у створенні інтегрованої цифрової моделі ландшафтно-рекреаційного каркаса, що дозволить забезпечити його застосування у системі стратегічного планування міського розвитку, зокрема під час розроблення схем просторового планування територій і міських екологічних атласів.

Схоже за змістом визначення пропонують науковці [14], інтерпретуючи систему ландшафтно-рекреаційних просторів (ЛРП) як відкриту цілісну екологічну систему з цільовою рекреаційною функцією, що складається з населення, штучного середовища (благоустрою) і природного середовища (природного ландшафту та озелених територій). Формування системи ЛРП розглядається як один з ключових методів збереження та підтримки фізичного і психологічного здоров'я населення та біорізноманіття в міському середовищі.

В рамках дослідження [15] ЛРК розуміється як елемент міського полотна, що забезпечує зв'язність (безперервність) як всередині міського середовища, так із зовнішніми елементами. При цьому враховується потенціал майбутнього розвитку компонентів каркаса з опорою на вже встановлені характеристики планувальної структури території. Автор підкреслює, що одним з ключових моментів комплексного сталого розвитку сучасних міст є освіта, еволюція і функціонування ЛРК.

Як синонімічне поняття в праці Є.В. Самойленко [16] використовується термін «ландшафтно-екологічний каркас». Автор визначає його як базову картографічну схему і основоположну категорію управління та сталого розвитку території у вигляді комплексу, який включає природні, екологічні та

ландшафтно-морфоструктурні аспекти як сукупність зазначених складових міських територій у комплексі. У дослідженні [17] також зустрічається це поняття каркаса як інструменту перспективного напрямку в частині організації якісного міського середовища та збереження існуючого природного середовища для забезпечення комфортності містян шляхом створення зеленої інфраструктури.

Концепцію екологічного каркаса у своєму дослідженні розвиває вчені С. О. Fernandes, трактуючи цей термін як природно-антропогенне утворення, що стабілізує середовище, яке формується на різних рівнях територіального поділу (країна, регіон, район, підприємство) - сукупність просторово пов'язаних та ієрархічно впорядкованих елементів, призначених для підтримки екологічної стабільності даної території, запобігання деградації земельних ресурсів і ландшафтів, а також втрати біорізноманіття. Автор деталізує поняття екологічного каркаса як моделі, орієнтованої на екологічне нормування, зниження показників викидів забруднюючих речовин у навколишнє середовище та вдосконалення методології ОВД. Екологічний каркас міської території (ЕКМТ) – це сукупність ключових для міського середовища природно-антропогенних і тільки антропогенних екосистем, розподілених за функціональними зонами. На думку автора, модель екологічного каркаса міської території відповідає сучасному підходу екологічного планування і є основною ланкою у формуванні екологічної політики в регіонах нового освоєння [18].

В рамках дослідження застосування даного поняття в регіонах нового освоєння (ресурсних регіонах) Л. П. Царик та І. Р. Кузик розглядають екологічний каркас як інструмент сталого розвитку та індустріального освоєння території. В окремих випадках він може виступати як перспективна форма управління природокористуванням. Особливе значення при цьому приділяється принципу збереження екологічної рівноваги за рахунок стимуляції природних процесів, спрямованих на самовідновлення та саморегуляцію екосистеми регіону [19].

Поняття екологічного каркаса і зеленого каркаса розглядаються як синонімічні в своєму дослідженні автори роботи [20], визначаючи екологічний каркас (зелений каркас) міста як основу формування здорового і комфортного суспільного середовища, що складається з пов'язаних між собою систем зелених зон. Система озеленення урбані-

зованих просторів повинна забезпечувати відносно рівномірне розміщення деревно-чагарникових і трав'янистих (зелених) насаджень на територіях різного функціонального призначення міського середовища. Формування системи міських зелених насаджень визначається такими факторами: співвідношенням забудованих і відкритих просторів у місті; часткою вже існуючих насаджень, їх якістю та місцем у міському плануванні; розміром і фрагментацією окремих зелених зон, а також їх функціональною значимістю; особливостями місцевого ландшафту; транспортною та пішохідною доступністю цих територій. Водночас тут екологічний каркас визначається як основа сталого розвитку територій, сукупність екосистем, що сприяють екологічній стабільності регіону та збереженню просторових зв'язків між цінними природними комплексами та їх біорізноманіттям.

Як порівняння поняття розглядається природно-екологічний каркас у дослідженнях [21] механізму сталого розвитку території. Він передбачає сукупність екосистемних комплексів, спрямованих на формування та регулювання міського середовища. При цьому під екологічним каркасом розуміється «система екологічно взаємопов'язаних природних територій, що характеризується такими ознаками: здатністю забезпечувати екологічну рівновагу для даної території; захищеністю природоохоронними заходами, що відповідають гранично допустимому антропогенному навантаженню на природу; обмеженнями на види та інтенсивність ресурсного природокористування». Серед основних параметрів даних каркасів виділяють наступні: комплексний вплив і мережева залежність територій; унікальна режимність; ієрархічність домінант (ядер) каркаса; тонка грань стабільності або прикордонний баланс. Автори також вказують на варіативність даного терміна.

За М. Liu, та Y. Zhang [22], «фундаментом» природно-екологічного каркаса виступає природний каркас міста. Основними елементами природного каркаса міста є найважливіші ландшафтні компоненти та їх комплекси в межах певної території. У такому випадку природно-екологічний каркас являє собою сукупність природного каркаса, малозначущих ландшафтних елементів (наприклад, поодинокі дерева, квітник тощо) і території загального користування різного функціонального призначення як на рівні генерального плану міста, так і на рівні окремої земельної ділянки.

Науковці [23] у своєму дослідженні акцентують увагу на понятті природного каркаса, який визначається як існуюча екологічна безперервна система відкритих озелених просторів різного рівня відповідальності та доступності, екологічний каркас, у свою чергу, як комплексне системне утворення природоохоронних територій. Під водно-зеленою системою міста розуміється підсистема його ландшафту, що складається з відкритих озелених просторів і значних водних об'єктів різного типу (площинні, лінійні, басейнового типу тощо).

Автори роботи [24] актуалізують поняття міського природного каркаса як ключового елемента територіально-просторових взаємозв'язків міських систем в комплексі. Як симбіотичний вид соціальної та рекреаційної інфраструктури додатково виділяється система міського озеленення, спрямована на підвищення екологічної значущості в міському середовищі. Формування каркаса відбувається до етапу містобудівного зонування міського середовища. Водночас вони розглядають дане поняття як комплексну просторову систему зелених насаджень, що формується через архітектурно-планувальні рішення територіальних зон з метою створення комфортних умов життя населення на основі збалансованості природи і суспільства. Озеленення урбанізованих територій сприймається як основа природного каркаса міського середовища.

В рамках тренду формування «зеленої» економіки в стійких містах науковці [25] виділяють поняття зеленої інфраструктури, також званої містом у саду. Вона розглядається як один з найважливіших елементів сталого розвитку міст і реалізації екосистемних послуг, складовими якої є зелені зони. Зеленими зонами автори називають території, які в більшій мірі вкриті ґрунтом і рослинністю, наприклад сади, бульвари, охоронювані природні території, спортивні майданчики, території зоопарків тощо.

У ході понятійно-термінологічного аналізу слід також виділити наукове дослідження [26], в якому автори проводять комплексний аналіз визначень у напрямку екоурбанізму і приходять до висновку, що природний каркас близький за значенням до особливо охоронюваних природних територій і являє собою єдину систему природних комплексів та об'єктів з особливим функціональним значенням і режимом. Ці об'єкти сприяють

підтримці екологічного балансу на рівні, здатному принести максимальну екологічну, соціальну та економічну вигоду. Ефективність функціонування елементів природного каркаса визначає можливість підтримки екологічного балансу в даній місцевості. Структура і наповнення природного каркаса базуються на заповідних або особливо охоронюваних природних територіях, які є репозиторіями біологічних ресурсів рослинних і тваринних видів та майданчиками для проведення екологічного моніторингу і контролю. Екологічний каркас, згідно з проведенням авторами аналізом, є більш широким поняттям, оскільки будується на основі природного каркаса як опорної системи і включає в себе середовище, спрямоване на стійкість і цілісність екосистеми регіону. Автори підкреслюють недоцільність використання понять екологічного і природного каркасів як синонімів. Аналіз джерел показує як схожість (спорідненість) понять, так і відмінність у підходах до їх інтерпретації. Результати застосування даних понять у наукових дослідженнях напряму екоурбанізму представлені на рисунку 1.

Для виявлення взаємозв'язку та взаємозамінності цих термінів, базуючись на наведеному вище аналізі, розглянемо такі ключові поняття:

Каркас. Термін «каркас» походить від французького *carcasse* – скелет. У містобудівній теорії структурну основу формування міст складають головні та другорядні комунікаційні зв'язки і ядра тяжіння населення різної функціональної спрямованості, розсіяні на території міста. Тоді каркасом міста доцільніше вважати внутрішню структурну одиницю, що представляє собою комунікаційну мережу, спрямовану на становлення і перспективний розвиток міста з урахуванням архітектурно-композиційної та функціонально-планувальної складових. Основною характеристикою міського каркаса вважається його безперервність (зв'язність) [16].

Ландшафт. Ландшафт – це цілісна географічна одиниця, однорідна за походженням і розвитком території, з властивими їй специфічними природними ресурсами. Це поняття описує складну замкнуту територіальну систему, що включає взаємопов'язані природні компоненти, а також природні та антропогенні комплекси нижчого рівня (наприклад, місцевості, фації). Ландшафт формується під впливом як природних факторів (геологічних про-

Ландшафтно-рекреаційний каркас	Ландшафтно-екологічний каркас	Екологічний каркас	Природно-екологічний каркас	Інші визначення
• N. Luka (2023) • Царик Л.П., Кузик І.Р., Царик П.Л. (2022) • Xu B. (2025)	• Самойленко Є.В. (2021) • Lü D., Lü Y., Gao G., Sun S., Wang Y., Fu B. (2024)	• Fernandes C.O. (2025) • Царик Л.П., Кузик І.Р. (2020) • Russo L.F., Andrello M., Giuliani M., Ancillotto L., Carboni M., La Bella G., Martelli F., Santini L. (2025)	• Nguyen T.V.H., Tran T.H., Pham M.Q., Le D.H., Nguyen V.H., Lun Q.D. (2025) • Liu M., Zhang Y. (2025) • Korpilo S., Hasanzadeh K., Klein R., Willberg E., Taylor R., Mürisep K., Olafsson A.S., Toivonen T. (2025) • Назарук М.М., Полянський Ю.С., Остроушко М.В. (2022)	• Masruchiyah N., Damsyanti N., Santoso P.Y., Marfu A. (2025) • Beladi H., Chao C.-C., Trinh C.T., Ee M.S. (2025)

Рис. 1 – Систематизація термінологічних підходів до формування зеленої просторової структури міста за [13-26]

Fig. 1 – Systematization of terminological approaches to the urban green space structure formation according to [13-26]

цесів, кліматичних умов, життєдіяльності організмів), так і антропогенних (чисельність і щільність населення, матеріально-енергетична база виробничих сил, урбанізація) [18].

Рекреація. Рекреація – процес відновлення фізичних і психічних сил людини через комплекс оздоровчих заходів, у тому числі відпочинок і розваги. Термін походить від латинського *recreatio*, що означає «відновлення» або «поновлення». У контексті міського середовища зазвичай виділяють зони рекреації, так звані рекреаційні простори (РП) – частини соціального простору, спеціалізованим значенням якої є організація відпочинку населення за допомогою використання функціонально-цільового призначення території як основного рекреаційного ресурсу» [14]. Таким чином, рекреацію можна виділити як ключову функцію в рамках екологічного середовища і міського ландшафту, але якщо виділяти її як самостійну функціональну одиницю структури міста, то формування безперервної мережі всіх рекреаційних об'єктів малоімовірне.

Екологія. Термін походить від двох грецьких слів: *oikos* («будинок», «житло») і *logos* («вчення»), що буквально перекладається як «вивчення будинку». Екологія розуміється як наука, що вивчає взаємовідносини живих організмів між собою і з навколишнім середовищем. Тобто вона розглядає різні фактори, особливості взаємодії, що впливають як на життя організмів і біосередовище в цілому, так і на їх взаємний вплив один на одного й

всередині своїх систем. З точки зору екології міське середовище розглядається в комплексі, тоді як з позиції ландшафту воно найчастіше аналізується через призму біогеоценотичної (вивчення екосистем, що включають живі організми і неживу природу). В окремих випадках досліджується демекологія (дослідження популяцій, їх структури, зростання, динаміки, наприклад, для ландшафтних композицій) [20].

Природа. Під природою розуміється весь навколишній нас матеріальний світ, що існує незалежно від людської свідомості та діяльності. Вона включає в себе як живі, так і неживі елементи: рослини, тварини, мікроорганізми, ґрунт, воду, повітря, гірські породи, кліматичні явища та багато іншого [14].

Виходячи з наведених визначень, виділимо види міських каркасів в контексті ступеня впливу антропогенного фактору (рис. 2).

Екологічний каркас характеризується високим рівнем антропогенного впливу, **природно-екологічний** – середнім, а в окремих випадках – низьким або мінімальним впливом антропогенних факторів. **Природний каркас**, навпаки, передбачає низький або мінімальний антропогенний вплив (зазвичай характерно для малих непромислових міст). Такий поділ дозволяє більш точно визначити вид основного каркаса відповідно до ключових понять, тоді як вид другорядного каркаса можна уточнити залежно від розглянутої сторони і виділити його всередині кожного з основних.



Рис. 2 – Ієрархічна схема видів міських каркасів за рівнем антропогенного навантаження за [14; 16; 18; 20]

Fig. 2 – Hierarchical scheme of urban frameworks by the anthropogenic load level according to [14; 16; 18; 20]

Так, розглядаючи міський каркас з боку системи безперервного озеленення, її композиційної цілісності та складових елементів, можна виділити *ландшафтний і зелений каркаси*, які часто розглядаються як синоніми. Якщо акцент зроблений на системі водойм і водотоків, що регулює водний режим території, доцільно виділити *водний каркас*. У разі комплексного розгляду обох сторін формується їх симбіотичне поєднання – водно-зелений каркас.

З точки зору біорізноманіття – як рослинного, так і тваринного – виділяється наступний вид другорядного каркаса – *біологічний каркас*, який в більш глобальному масштабі може бути розширений до *біосферного*. Виходячи з наведених вище ключових визначень, рекреацію можна виділити не як самостійну одиницю, а як супутню (доповнюючу), якщо виділяти рекреаційну функцію як ключову в рамках організації

ландшафтного каркаса. У цьому випадку коректніше використовувати термін «*ландшафтно-рекреаційний каркас*».

Аналогічно можна розглядати застосування деяких екологічних аспектів в межах ландшафтного каркаса. Наприклад, з точки зору впливу адвентивних елементів озеленення в рамках формування безперервної системи ландшафтних просторів на існуюче аборигенне біорізноманіття доцільно виділити *ландшафтно-екологічний каркас*. Всі зазначені види другорядних каркасів наведені схематично (рис. 3).

Таким чином, за таксономічним рангом ландшафтно-рекреаційний каркас належить до групи другорядних видів міського каркаса та може розглядатися як підвид екологічного, природно-екологічного або природного каркасів. Він відображає стійку структурно-функціональну модель сформованого ландшафту міста та рекреаційного

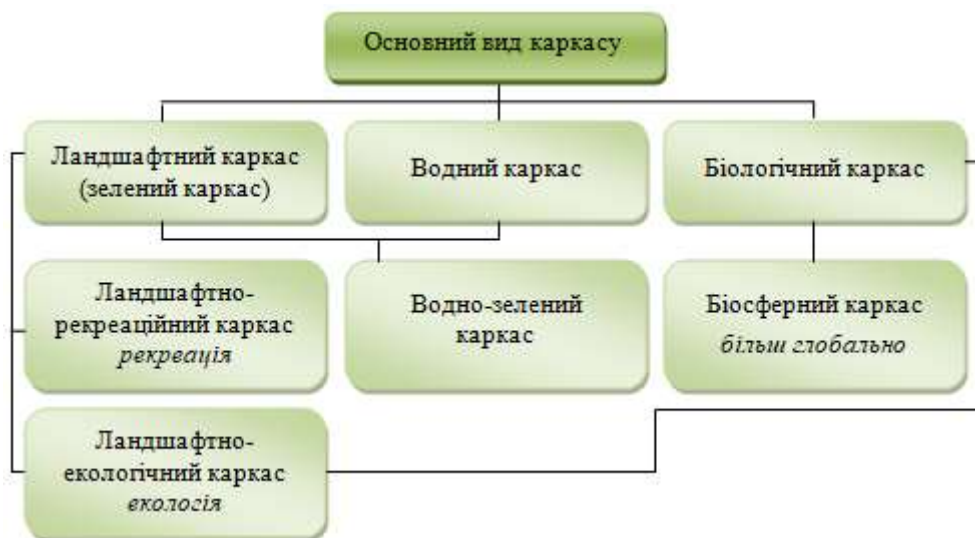


Рис. 3 – Ієрархічна схема другорядних каркасів за функціональними аспектами [Розроблено авторами]

Fig. 3 – Hierarchical scheme of secondary frames according to functional aspects [Developed by the authors]

середовища, що цілеспрямовано організовується для забезпечення комфортних умов життєдіяльності населення та підтримки сталого розвитку території.

Дана модель має бути орієнтована не лише на збереження існуючих просторово-функціональних зв'язків, а й на створення передумов для подальшого просторового зростання, екологічної стабільності та адаптивності міських систем до змінних умов. Формування ландшафтно-рекреаційного каркаса створює основу для інтеграції екологічних принципів у стратегічне та генеральне планування міських територій, сприяючи оптимізації використання земельних ресурсів, підвищенню ефективності управління природними компонентами та розвитку «зелених» інфраструктурних рішень.

Його впровадження має важливе значення в контексті реалізації політики сталого просторового розвитку, оскільки сприяє гар-

монійному поєднанню природних і штучних елементів урбанізованого середовища. Основні аспекти ролі ландшафтно-рекреаційного каркаса полягають у збереженні природної спадщини, підвищенні екологічної якості міського простору, зниженні кліматичних ризиків, формуванні соціально інклюзивного середовища та збагаченні культурно-естетичного потенціалу міста.

У перспективі ландшафтно-рекреаційний каркас може виступати не лише просторово-організаційним елементом, але й стратегічним інструментом управління міським розвитком, який забезпечує узгодження екологічних, соціальних та економічних цілей. Його інтеграція у проєктно-планувальні рішення дозволить формувати збалансовані, стійкі та адаптивні міські системи, здатні підтримувати високу якість життя населення та ефективно реагувати на виклики урбанізації й кліматичних змін.

Висновки

Узагальнено й систематизовано наукові підходи до визначення сутності, структури та таксономічного положення ландшафтно-рекреаційного каркаса міста в системі екологічного містобудування.

Поняття «екологічний», «природно-екологічний», «зелений» і «ландшафтно-рекреаційний» каркаси мають спільну морфологічну основу, однак різняться за ступенем антропогенного перетворення та функціональною спрямованістю.

Виявлено, що ландшафтно-рекреаційний каркас інтегрує природні та антропогенно модифіковані елементи міського середовища, забезпечуючи баланс між екологічними та соціально-просторовими потребами урбанізованої території.

Таксономічне позиціонування ландшафтно-рекреаційного каркаса дало змогу обґрунтувати його належність до підвидів екологічного, природно-екологічного або природного каркасів, що формують екосистемний базис міської структури.

У межах системно-структурного підходу визначено, що ландшафтно-рекреаційний каркас виконує інтеграційну функцію, поєднуючи природні осередки міста - зелені насадження, парки, лісопарки, водно-аккумуляційні системи - у єдину просторово-організаційну мережу, яка сприяє збереженню біорізноманіття, оптимізації мікроклімату та підвищенню екологічної стійкості міського середовища.

Сформовано узагальнену модель взаємозв'язків між видами міських каркасів, що відображає їх ієрархічну підпорядкованість та функціональну взаємодію. У моделі ландшафтно-рекреаційний каркас посідає проміжне положення між природними й техногенними компонентами міського простору, виступаючи структурно-функціональною основою сталого урбаністичного ландшафту.

Впровадження концепції ландшафтно-рекреаційного каркаса в практику просторового планування є важливою передумовою екологізації містобудівної діяльності. Його реалізація забезпечує формування екологічно збалансованої міської структури, підвищує якість середовища проживання, сприяє формуванню комфортного простору для рекреації населення та зменшенню негативних наслідків антропогенного навантаження.

Отримані результати мають прикладне значення для розроблення нормативно-методичних документів у сфері екологічного планування та проєктування, зокрема щодо формування стандартів і критеріїв сталого міського розвитку.

Подальші дослідження доцільно спрямувати на створення інтегрованих цифрових моделей ландшафтно-рекреаційного каркаса, які б уможливили його використання як аналітичного інструменту стратегічного управління розвитком міських територій та оцінки їх екологічної ефективності.

Конфлікт інтересів

Автори заявляють, що конфлікту інтересів щодо публікації цього рукопису немає. Крім того, автори повністю дотримувалися етичних норм, включаючи плагіат, фальсифікацію даних та подвійну публікацію.

Внесок авторів: всі автори зробили рівний внесок у цю роботу
В роботі не використано ресурс штучного інтелекту.

Список використаної літератури

1. Про охорону навколишнього природного середовища. Закон України від 26.06.1991 № 1268-XII. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/main/1264-12?utm>
2. Про благоустрій населених пунктів. Закон України від 31.10.2005 №3038-VI. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2807-15/ed20110312?utm_source
3. Про регулювання містобудівної діяльності. Закон України від 19.05.2011 № 3395-VI. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/3038-17#Text>
4. Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року. Закон України від 28.02.2019 № 2697-VIII. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2697-19#Text>
5. Про схвалення Стратегії екологічної безпеки та адаптації до зміни клімату на період до 2030 року. Кабінет Міністрів України. Розпорядження від 20.10.2021 № 1363-2021-р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1363-2021-%D1%80#Text>
6. Про схвалення Концепції реалізації державної політики у сфері зміни клімату на період до 2030 року. Кабінет Міністрів України. Наказ від 30.05.2024 № 483-р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/932-2016-%D1%80#Text>
7. Про затвердження ДБН Б.2.2-12:2019 «Планування та забудова територій». Кабінет Міністрів України. Наказ від 26.04.2019 № 104. (ДБН Б.2.2-12:2019). URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0104858-19?utm>
8. Про затвердження Методичних рекомендацій із розроблення місцевих програм розвитку та збереження зелених насаджень. Кабінет Міністрів України. Наказ від 23.12.2010 № 466. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0466738-10#Text>
9. Zhou Z. Classification of landscape architecture design based on dual-channel attention improved FCN. *Systems and Soft Computing*. 2025. Vol. 7. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.sasc.2025.200280>
10. Huang B. Climate-driven transformations: A framework for the sustainable urban landscape system to enhance heat resilience. *Sustainable Cities and Society*. 2025. Vol. 131. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scs.2025.106684>
11. Shiri Z. Landscape approaches for sustainable land systems: A critical systematic review of frameworks, governance, and socio-ecological outcomes. *Landscape Architecture and Sustainability*. 2025. Vol. 2. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.las.2025.100007>
12. Воробйов В.В., Шило О.С. Екологізоване місто та екологічне місто: подібності та відмінності. *Український журнал будівництва та архітектури*. 2021. № 3(003). С. 62-75. DOI: <https://doi.org/10.30838/J.BPSACEA.2312.010721.62.768>
13. Luka N. Walking beyond the city? On the importance of recreational mobilities for landscape planning, urban design, and public policy. *Mobilities*. 2023. Vol. 18. Issue 5. P. 789-804. DOI: <https://doi.org/10.1080/17450101.2023.2242001>
14. Царик Л.П., Кузик І.Р., Царик П.Л. Оцінка природно-рекреаційного потенціалу тернопільської міської територіальної громади. *Education and science of today: intersectoral issues and development of sciences*. Cambridge, UK. 2022. Pp. 372-377. DOI: <https://doi.org/10.36074/logos-20.05.2022.110>
15. Xu B. Simulation and planning regulation of rural landscape patterns in suburbs of large cities: Based on the ESP-GMOP-PLUS coupled model. *Ecological Frontiers*. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eco-fro.2025.06.010>
16. Samoilenko Ye.V. Methods of structural and planning renovation riverside urban territories. *Ukrainian Journal of Civil Engineering and Architecture*. 2021. P. 89–94. DOI: <https://doi.org/10.30838/J.BPSACEA.2312.230221.90.722>
17. Lü D., Lü Y., Gao G., Sun S., Wang Y., Fu B. A landscape persistence-based methodological framework for assessing ecological stability. *Environmental Science and Ecotechnology*. 2024. Vol. 17. Article 100300. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.es.2023.100300>
18. Fernandes C.O. Greening urban landscapes: A systematic literature review of planting design for resilient and livable cities. *Urban Forestry & Urban Greening*. 2025. Vol. 107. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2025.128793>
19. Царик Л.П., Кузик І.Р. Геоecологічна оцінка структури землекористування Тернопільської міської об'єднаної територіальної громади. *Вісник Харківського національного університету ім. В.Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2020. Вип. 23. С. 30–40. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2020-23-03>

20. Russo L.F., Andrello M., Giuliani M., Ancillotto L., Carboni M., La Bella G., Martelli F., Santini L. Mapping the urban landscape at multiple ecological scales. *Urban Forestry & Urban Greening*. 2025. Vol. 107. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2025.128849>
21. Nguyen T.V.H., Tran T.H., Pham M.Q., Le D.H., Nguyen V.H., Luu Q.D. Assessing the proportions of economic values in the Trang An Scenic Landscape complex using an improved fuzzy AHP approach. *Environmental and Sustainability Indicators*. 2025. Vol. 27. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.indic.2025.100751>
22. Liu M., Zhang Y. Exploring common spatial characteristics to integrate ecological and visual landscape qualities: A systematic review and meta-analysis. *Urban Forestry & Urban Greening*. 2025. Vol. 112. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2025.129007>
23. Korpilo S., Hasanzadeh K., Klein R., Willberg E., Taylor R., Müürisepp K., Olafsson A.S., Toivonen T. Green and blue spaces matter for active mobility: Results from mapping perceived environmental exposure in five European cities. *Urban Forestry & Urban Greening*. 2025. Vol. 113. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2025.129088>
24. Назарук М.М., Полянський Ю.С., Остроушко М.В. Реалії та перспективи розвитку урбосистем у місті Львів. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2022. Вип. 37. С. 6-21. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4224-2022-37-01>
25. Masruchiyah N., Damayanti N., Santoso P.Y., Marfu A. Harnessing green human capital and circular economy in urbanization: Advancing water resilience through resource conservation and green technology. *Environmental Challenges*. 2025. Vol. 20. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envc.2025.101227>
26. Beladi H., Chao C.-C., Trinh C.T., Ee M.S. Green financing for ESG investments and wages in a sustainable economy. *International Review of Financial Analysis*. 2025. Vol. 106. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.irfa.2025.104569>

Стаття надійшла до редакції 11.10.2025
Стаття рекомендована до друку 22.11.2025

Переглянуто 18.11.2025
Опубліковано 30.12.2025

T. M. KUSHNIRUK¹, PhD (Agriculture),

Associate Professor of the Department of Horticulture and Land Management
e-mail: kuschniruk81@gmail.com ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-3983-6070>

O. I. PETRYSHCHE¹, PhD (Agriculture),

Associate Professor of the Department of Horticulture and Land Management
e-mail: petrichtche@ukr.net ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-9802-8006>

V. V. DODURYCH¹,

Assistant of the Department of Horticulture and Land Management
e-mail: valera.vdd@gmail.com ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0001-8399-771X>

¹Higher Educational Institution «Podillia State University»,
12, Shevchenko Str., Kamianets-Podilskyi, Khmelnytskyi Region, 32316, Ukraine

TAXONOMIC CHARACTERISTICS OF LANDSCAPE AND RECREATIONAL FRAMEWORK IN THE SYSTEM OF ECOLOGICAL URBAN PLANNING

Purpose. Systematize scientific approaches to defining the essence and structural-functional organization of the landscape-recreational framework of the city, determine its taxonomic place among other types of urban frameworks within the framework of ecological planning of territories.

Methods. Analytical, systemic-structural, comparative-terminological, and classification-generalizing methods were applied, as well as content analysis of scientific and regulatory sources governing the greening of urban development activities.

Results. An analysis of scientific approaches to interpreting the concepts of “ecological”, “natural-ecological”, “green”, and “landscape-recreational” frameworks was conducted. Their interrelationships, hierarchy, and differentiation according to the degree of anthropogenic impact were determined. An interpretation of the landscape-recreational framework as a secondary type of urban framework that combines the spatial-functional and recreational properties of the formed urban landscape was proposed. The novelty of the study lies in the clarification of the terminology and the formation of a systematic model of relationships between types of frameworks in the city structure. The practical significance of the study lies in the implementation of the concept of a landscape-recreational framework in the practice of spatial planning and environmental construction standards.

Conclusions. It has been proven that the landscape-recreational framework is a subtype of ecological, natural-ecological, or natural frameworks and acts as a structural-functional model of a sustainable urban landscape.

Its implementation contributes to improving the ecological stability of urban systems, preserving biodiversity, and creating a comfortable urban environment.

KEYWORDS: *landscape and recreational framework, ecological urban planning, green system, urban landscape, spatial planning, sustainable environment, anthropogenic impact, terminological systematization, ecological framework*

Conflict of Interest

The authors declare no conflict of interest regarding the publication of this manuscript. Furthermore, the authors have fully adhered to ethical norms, including avoiding plagiarism, data falsification, and duplicate publication.

Authors Contribution: all authors have contributed equally to this work.

The work does not use artificial intelligence resources.

References

1. Law of Ukraine. *On Environmental Protection*. (1991). Law of Ukraine № 1268-XII. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/main/1264-12?utm>
2. Law of Ukraine. *On Improvement of Populated Areas*. (2005). Law of Ukraine № 3038-VI. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2807-15/ed20110312?utm>
3. Law of Ukraine. *On Regulation of Urban Development Activities*. (2011). Law of Ukraine № 3395-VI. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/3038-17#Text>
4. Law of Ukraine. *On the Basic Principles (Strategy) of State Environmental Policy of Ukraine until 2030*. (2019). Law of Ukraine № 2697-VIII. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2697-19#Text>
5. Resolution of the Cabinet of Ministers of Ukraine. *On Approval of the Strategy of Environmental Security and Climate Change Adaptation until 2030*. (2021). Cabinet of Ministers of Ukraine № 1363-2021-p. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1363-2021-%D1%80#Text>
6. Resolution of the Cabinet of Ministers of Ukraine. *On Approval of the Concept for Implementation of State Policy in the Field of Climate Change until 2030*. (2024). Cabinet of Ministers of Ukraine № 483-p. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/932-2016-%D1%80#Text>
7. Resolution of the Cabinet of Ministers of Ukraine. *On Approval of DBN B.2.2-12:2019 Planning and Development of Territories*. (2019). Cabinet of Ministers of Ukraine № 104. (DBN B.2.2-12:2019). Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0104858-19?utm>
8. Resolution of the Cabinet of Ministers of Ukraine. *On Approval of Methodological Recommendations for the Development of Local Programs for the Development and Conservation of Green Spaces*. (2010). Cabinet of Ministers of Ukraine № 466. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0466738-10#Text>
9. Zhou, Z. (2025). Classification of landscape architecture design based on dual-channel attention improved FCN. *Systems and Soft Computing*, 7. <https://doi.org/10.1016/j.sasc.2025.200280>
10. Huang, B. (2025). Climate-driven transformations: A framework for the sustainable urban landscape system to enhance heat resilience. *Sustainable Cities and Society*, 131. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2025.106684>
11. Shiri, Z. (2025). Landscape approaches for sustainable land systems: A critical systematic review of frameworks, governance, and socio-ecological outcomes. *Landscape Architecture and Sustainability*, 2. <https://doi.org/10.1016/j.las.2025.100007>
12. Vorobiov, V. V., & Shylo, O. S. (2021). Ecologized city and ecological city: Similarities and differences. *Ukrainian Journal of Construction and Architecture*, 3(003), 62–75. <https://doi.org/10.30838/J.BPSACEA.2312.010721.62.768>
13. Luka, N. (2023). Walking beyond the city? On the importance of recreational mobilities for landscape planning, urban design, and public policy. *Mobilities*, 18(5), 789–804. <https://doi.org/10.1080/17450101.2023.2242001>
14. Tsaryk, L. P., Kuzyk, I. R., & Tsaryk, P. L. (2022). Assessment of the natural-recreational potential of the Ternopil city territorial community. *Education and Science of Today: Intersectoral Issues and Development of Sciences*, 372–377. Cambridge, UK. <https://doi.org/10.36074/logos-20.05.2022.110>
15. Xu, B. (2025). Simulation and planning regulation of rural landscape patterns in suburbs of large cities: Based on the ESP-GMOP-PLUS coupled model. *Ecological Frontiers*. <https://doi.org/10.1016/j.ecofro.2025.06.010>
16. Samoilenko, Ye. V. (2021). Methods of structural and planning renovation of riverside urban territories. *Ukrainian Journal of Civil Engineering and Architecture*, 3, 89–94. <https://doi.org/10.30838/J.BPSACEA.2312.230221.90.722>
17. Lü, D., Lü, Y., Gao, G., Sun, S., Wang, Y., & Fu, B. (2024). A landscape persistence-based methodological framework for assessing ecological stability. *Environmental Science and Ecotechnology*, 17, 100300. <https://doi.org/10.1016/j.es.2023.100300>
18. Fernandes, C. O. (2025). Greening urban landscapes: A systematic literature review of planting design for resilient and livable cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, 107. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2025.128793>

19. Tsaryk, L. P., & Kuzyk, I. R. (2020). Geoecological assessment of the land use structure of the Ternopil city united territorial community. *Visnyk of V. N. Karazin Kharkiv National University, Series Ecology*, 23, 30–40. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2020-23-03>
20. Russo, L. F., Andrello, M., Giuliani, M., Ancillotto, L., Carboni, M., La Bella, G., Martelli, F., & Santini, L. (2025). Mapping the urban landscape at multiple ecological scales. *Urban Forestry & Urban Greening*, 107. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2025.128849>
21. Nguyen, T. V. H., Tran, T. H., Pham, M. Q., Le, D. H., Nguyen, V. H., & Luu, Q. D. (2025). Assessing the proportions of economic values in the Trang An Scenic Landscape complex using an improved fuzzy AHP approach. *Environmental and Sustainability Indicators*, 27. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2025.100751>
22. Liu, M., & Zhang, Y. (2025). Exploring common spatial characteristics to integrate ecological and visual landscape qualities: A systematic review and meta-analysis. *Urban Forestry & Urban Greening*, 112. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2025.129007>
23. Korpilo, S., Hasanzadeh, K., Klein, R., Willberg, E., Taylor, R., Müürisepp, K., Olafsson, A. S., & Toivonen, T. (2025). Green and blue spaces matter for active mobility: Results from mapping perceived environmental exposure in five European cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, 113. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2025.129088>
24. Nazariuk, M. M., Polianskyi, Y. S., & Ostroushko, M. V. (2022). Realities and prospects for the development of urbosystems in Lviv city. *Liudyna ta Dovkillya: Problems of Neoecology*, 37, 6–21. <https://doi.org/10.26565/1992-4224-2022-37-01>
25. Masruchiyah, N., Damayanti, N., Santoso, P. Y., & Marfu, A. (2025). Harnessing green human capital and circular economy in urbanization: Advancing water resilience through resource conservation and green technology. *Environmental Challenges*, 20. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2025.101227>
26. Beladi, H., Chao, C.-C., Trinh, C. T., & Ee, M. S. (2025). Green financing for ESG investments and wages in a sustainable economy. *International Review of Financial Analysis*, 106. <https://doi.org/10.1016/j.irfa.2025.104569>

The article was received by the editors 11.10.2025
The article is recommended for printing 22.11.2025

The article was revised 18.11.2025
This article published 30.12.2025

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-09>

UDC (УДК): 504.75:622.341.1:551.510.42

H. V. KIREITSEVA¹, DSc (Technical),

Professor of the Department of Ecology and Environmental Technologies

e-mail: gef_kgv@ztu.edu.ua

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-1055-1784>

S. V. KHOMENKO¹,

PhD Student, Assistant of the Department of Ecology and Environmental Technologies

e-mail: org_hsv@ztu.edu.ua

ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0002-7463-7867>

O. V. PALII, PhD (Ecology),

Researcher University of Parma

e-mail: org_hsv@ztu.edu.ua

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-9239-4956>

University of Parma

12 Università Str., Parma, I 43121, Italy

T. V. KRAVCHUK-OBODZINSKA¹, PhD (Ecology),

Associate Professor of the Department of Ecology and Environmental Technologies

e-mail: ke_ktv@ztu.edu.ua

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-1898-2837>

I. V. SUPRUNOVA¹, DSc (Public Administration),

Professor of the Department of National Security, Public Management and Administration

e-mail: kbo_siv@ztu.edu.ua

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-5800-3023>

¹*Zhytomyr Polytechnic State University*

103, Chudnivska Str., Zhytomyr, 10005, Ukraine

MONITORING OF GREENHOUSE GAS EMISSIONS AT MINING AND PROCESSING PLANTS IN UKRAINE UNDER EUROPEAN INTEGRATION CONDITIONS

Purposes. To develop a scientifically substantiated approach to greenhouse gas emissions monitoring at mining and processing enterprises in Ukraine in the context of European integration and industrial decarbonization, ensuring compliance with European Union Emissions Trading System standards and Carbon Border Adjustment Mechanism requirements.

Methods. The mass balance methodology and the risk matrix through probability and impact assessment are employed.

Results. For calculating greenhouse gas emissions based on analysis of material flows at one of Ukraine's leading mining and processing enterprises, sequential technological process analysis is conducted to identify emission sources, including pellet drying and firing zones, bentonite drying drums, mill circuits, and boiler installations. Material flow mapping covered input flows (natural gas, coal, limestone, bentonite, iron ore concentrate, biomass) and output flows (pellets, CO₂ emissions). A comprehensive risk matrix was developed for assessing monitoring data quality threats based on probability and impact criteria. Analysis of greenhouse gas emission dynamics in Ukraine over recent decades revealed significant reduction compared to baseline levels, primarily resulting from economic crises and armed conflicts rather than purposeful climate policy. For the examined enterprise, total annual CO₂ emissions were calculated, with natural gas accounting for the dominant share, followed by limestone decarbonization, iron ore concentrate processing, and bentonite. International practice analysis demonstrates that leading global producers achieve substantially lower emission levels per tonne of pellets through effective monitoring systems and decarbonization strategies.

Conclusions. The mass balance methodology proves optimal for mining and processing enterprises, ensuring comprehensive accounting of all significant emission sources, including process emissions from carbonate material decarbonization. The developed risk matrix enables systematic threat management through probability and impact assessment. Implementation of certified monitoring systems is critically necessary for

Ukrainian mining enterprises to maintain competitiveness in international markets and comply with European climate requirements.

KEYWORDS: *climate commitment, material flows, decarbonization, monitoring, greenhouse gases, industrial ecology*

Як цитувати: Kireitseva H. V., Khomenko S. V., Palii O. V., Kravchuk-Obodzinska T. V., Suprunova I. V. Monitoring of greenhouse gas emissions at mining and processing plants in Ukraine under European integration conditions. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2025. Вип. 33. С. 121-136. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-09>

In cites: Kireitseva, H. V., Khomenko, S. V., Palii, O. V., Kravchuk-Obodzinska, T. V., & Suprunova, I. V. Monitoring of greenhouse gas emissions at mining and processing plants in Ukraine under European integration conditions.. *Visnyk of V.N. Karazin Kharkiv National University. Series Ecology*, (33), 121-136. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-09>

Introduction

Global greenhouse gas emissions demonstrate critical trends, having reached historical peaks of 59 ± 6.6 GtCO₂-eq in 2019, representing a 54% increase over 1990 levels [1]. Analysis of data from the Sixth Assessment Report Synthesis Report (IPCC 2023) reveals significant regional disparities in climate system impacts. This results from the uneven nature of industrialization, and these disparities persist under current global economic conditions. The growth of greenhouse gas emissions over recent decades demonstrates a rapid acceleration of anthropogenic influence on the climate system, particularly after the 1950s, when the period of the so-called "Great Acceleration" of industrial development began.

The regional distribution of cumulative CO₂ emissions from 1850 to 2023 demonstrates significant inequality in historical responsibility

for climate change. North America holds the dominant position in historical cumulative emissions, accounting for 23% of all anthropogenic CO₂ emissions since 1850. Europe demonstrates the second-largest contribution (16%), reflecting its role as the center of the Industrial Revolution and early development of the fossil fuel economy. East Asia, despite its significant contemporary contribution, accounts for 12% of historical cumulative emissions, indicating the relatively late inclusion of this region in industrialization and urbanization processes [2].

Figure 1 reveals a fundamental restructuring of Ukraine's greenhouse gas emission profile from 1990 to 2023. While total emissions decreased 28.6% (964 to 688 Mt CO₂-eq), the composition shifted dramatically. Traditional gases declined substantially - CO₂ by

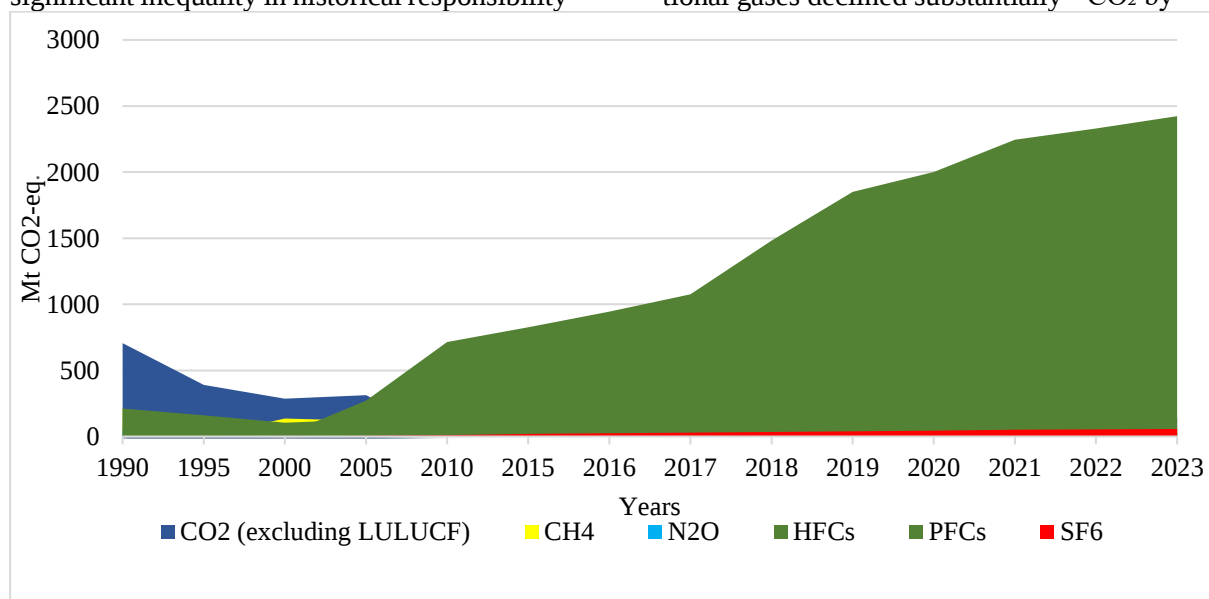


Fig. 1 – Dynamics of greenhouse gas emissions in Ukraine from 1990 to 2023
(developed by the authors based on [3])

80.3% (706 to 139 Mt), CH₄ by 70.0% (209 to 63 Mt), and N₂O by 41.2% (49 to 29 Mt)- primarily due to economic transformation and industrial restructuring. Conversely, HFCs increased exponentially from near-zero to 2,423 Mt CO₂-eq (352% of traditional gas emissions), reflecting Montreal Protocol implementation. This structural transformation necessitates comprehensive monitoring at mining and processing enterprises that accounts for both declining combustion-related emissions and emerging fluorinated gas sources [4].

Analysis of greenhouse gas emissions by economic sectors in Ukraine reveals the dominant contribution of energy production and

heavy industry to the national carbon footprint. According to the National Inventory of Anthropogenic Emissions, the energy sector consistently accounts for the largest share of total greenhouse gas emissions, representing approximately 64% of national emissions (excluding the Land Use, Land-Use Change and Forestry - LULUCF sector) in recent years (Fig. 2) [3]. The industrial processes and product use sector constitutes the second-largest emission source, contributing approximately 18% of total emissions, with a historical peak of over 200 Mt CO₂-eq in 1990 declining to approximately 60 Mt CO₂-eq by 2023 following economic restructuring and industrial modernization.

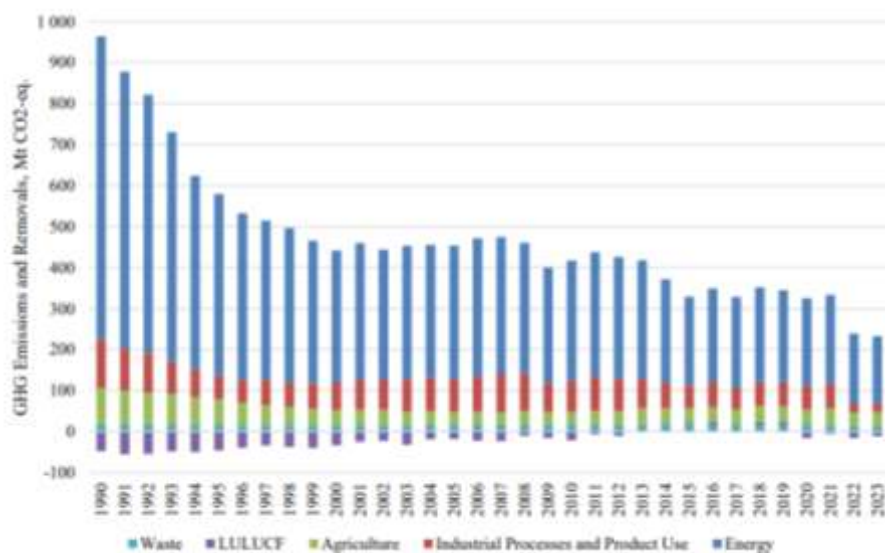


Fig. 2 – GHG emissions and removals by sector in Ukraine, Mt CO₂-eq. in Ukraine from 1990 to 2023 [3]

Within the industrial processes sector, metallurgy traditionally dominates with approximately two-thirds of sectoral emissions, followed by chemical industry (approximately 17%) and mineral products manufacturing including cement and lime production [3]. Mining and processing enterprises constitute a critical component of both the energy and industrial processes emissions profile. Statistical data for 2020 demonstrates that metallurgical production generated 729,854 tonnes of pollutants and greenhouse gases from stationary sources, while extractive industry and quarrying operations contributed 365,586 tonnes. These figures underscore the substantial carbon intensity of mining and processing operations, which generate emissions through multiple pathways: direct combustion of fossil fuels in technological processes, process emissions from ore

beneficiation and pelletization, and chemical transformations during mineral processing.

Therefore, in Ukraine, emissions reduction occurred through the destruction of industrial infrastructure as a result of Russia's full-scale war, which takes on particular significance in the context of European climate requirements Ukraine's commitments under the Paris Agreement on emission reductions, combined with European integration requirements, necessitate harmonization of national monitoring systems with EU standards, specifically the European Union Emissions Trading System (EU ETS) and the Carbon Border Adjustment Mechanism (CBAM) [5]. The implementation of CBAM from 2026 creates direct economic incentives for accurate emissions accounting, as Ukrainian exporters of iron ore products will

have to pay carbon charges when importing to the EU [6].

Mining and processing enterprises (MPEs) form the backbone of the Ukrainian economy, providing approximately 85% of iron ore raw material exports and a significant portion of foreign currency earnings, while being characterized by high specific CO₂ emissions resulting from energy-intensive pelletizing and ore beneficiation processes. The complexity of technological processes at MPEs creates methodological challenges for accurate determination of greenhouse gas emission sources and volumes, requiring consideration of both direct emissions from fuel combustion and process emissions from decarbonization of carbonate materials [7]. Ukrainian MPEs need to invest 2-3 billion euros by 2030 to achieve decarbonization goals, while the destruction of industrial infrastructure due to Russian aggression creates a unique opportunity for implementing modern, energy-efficient technologies instead of restoring outdated energy-intensive industries [8].

Leading global iron ore producers demonstrate significant progress in implementing effective carbon monitoring systems, creating a methodological foundation for strategic decarbonization planning in the industry. Swedish company LKAB has set global efficiency standards, achieving an emission level of 31 kg CO₂ per tonne of pellets in 2013, representing an 84% reduction compared to 1960 [9]. ArcelorMittal has developed a comprehensive monitoring system as part of its strategy to achieve net-zero emissions by 2050, setting an interim target of 30% emission reduction by 2030 for European operations [10]. Chinese metallurgical companies demonstrate experience in large-scale monitoring with an average emission level of 58.5 kg CO₂ per tonne of pellets and have achieved emission reductions of over 60% for automotive products [11]. Modern systems are characterized by the implementation of digital technologies and integration with international reporting standards [12].

The main centers of mining and processing industry are Kryvyi Rih, where the largest iron ore mining and processing enterprises are located, such as Pivdennyi (Southern), Pivnichnyi (Northern), Tsentralnyi (Central), Inguletskyi, Poltava - Poltavskyi Mining and Processing Plant, and other mining and processing enterprises of Ukraine - Bilanivskyi

Mining and Processing Plant, Verkhnodniprovskyi Mining and Metallurgical Plant, Yerystivskyi Mining and Processing Plant, Komysh-Burunskyi Iron Ore Plant, Marganetskyi Mining and Processing Plant, and others. These enterprises ensure the extraction and beneficiation of iron ore, producing concentrate, pellets, and agglomerate for the metallurgical industry [13].

Mining and processing enterprises are subject to Ukrainian regulations governing the monitoring, reporting and verification of greenhouse gas emissions, with legal frameworks defined by the Law of Ukraine "On the Principles of Monitoring, Reporting and Verification of Greenhouse Gas Emissions" and related subsidiary legislation that incorporates European climate policy standards. The classification of mining and processing enterprises as subjects of the monitoring, reporting and verification procedure is determined by the nature of their production activities, which generate significant volumes of greenhouse gases through fossil fuel combustion in technological processes, electricity consumption, blasting operations, operation of quarry transport, and functioning of beneficiation facilities. In terms of technical parameters and capacity, most mining and processing enterprises in Ukraine exceed the emission threshold values established by legislation, which automatically includes them in the list of installations subject to mandatory monitoring [14].

Analysis of international experience confirms the relevance of addressing greenhouse gas emissions monitoring at mining and processing enterprises in Ukraine, which is determined by the need for integration with European standards and achieving competitiveness in international markets. However, analysis of scientific research reveals significant gaps regarding the adaptation of international monitoring methodologies to the specifics of Ukrainian MPEs, comprehensive approaches to material flow mapping, and practical aspects of implementing monitoring, reporting and verification systems in the context of environmental safety and sustainable development. Ukrainian scientists have explored various aspects of emissions monitoring and the sustainable utilization of the country's natural resources in their research [15]. Performed an extensive examination of innovative strategies for sustainable natural

resource management in Ukraine, evaluating contemporary trends and obstacles within the European integration framework [16]. However, these studies do not examine specific methodological aspects of emissions monitoring at mining and processing enterprises and practical challenges of material flow mapping in the context of CBAM requirements.

Materials and Research Methods

The study was conducted at one of Ukraine's leading mining and processing enterprises, which specializes in iron ore (magnetite) extraction, primary processing, ore beneficiation, and pellet production. The enterprise belongs to the category of large iron ore producers, providing a significant share of Ukraine's iron ore raw material exports. The enterprise comprises 29 workshops and subdivisions, the main ones being the mining workshop, railway workshop, crushing and beneficiation plant, pellet production workshop, beneficiation plant tailings management workshop, off-rail transport workshop, finished product dispatch workshop, and internal logistics service.

The selection of this enterprise was determined by its representativeness for the industry, the availability of a complete technological cycle for pellet production, and the possibility of obtaining technical data necessary for conducting emission assessments.

The study was based on analysis of the enterprise's production reports, technical documentation of technological processes, equipment specifications, and records of raw materials and fuel consumption for 2023. Additionally, official greenhouse gas emission factors published by the Ministry of Environmental Protection and Natural Resources of Ukraine and data from the National Inventory of Anthropogenic Emissions by Sources and Removals by Sinks of Greenhouse Gases were used.

The regulatory framework for the study included the Law of Ukraine "On the Principles of Monitoring, Reporting and Verification of Greenhouse Gas Emissions," Resolution of the Cabinet of Ministers No. 960 "On Approval of the Procedure for Monitoring and Reporting Greenhouse Gas Emissions," as well as European regulations EU ETS and CBAM requirements [17].

Identification of activity types was carried out through sequential analysis of the enterprise's technological processes following the metho-

Purpose is to develop a scientifically substantiated approach to greenhouse gas emissions monitoring at mining and processing enterprises in Ukraine in the context of European integration and industrial decarbonization, ensuring compliance with European Union Emissions Trading System standards and Carbon Border Adjustment Mechanism requirements.

dology recommended by the Ministry of Environment in the Recommendations for Interpretation of Installation Activity Types. At the first stage, a technical audit of the installation was conducted with determination of installation boundaries in such a way as to maximally cover all equipment related to activity types included in the List of Activity Types or having technological connection with such activity types. At the second stage, an inventory of all fuel combustion equipment was performed, establishing each unit's nominal thermal capacity based on manufacturer technical documentation.

Sources of greenhouse gas emissions were determined via comprehensive examination of the enterprise's technological operations. Based on pellet production technological schemes, key stages accompanied by CO₂ emissions were determined: pellet drying and firing zones, bentonite drying drums, mill circuits, steam and hot water boilers.

Determination of material flows was conducted in accordance with mass balance principles with identification of input flows (natural gas, limestone, bentonite, iron ore concentrate, sunflower husks) and output flows (pellets, CO₂ emissions). For each material flow, consumption/production volumes and carbon content coefficients were determined.

Effective monitoring at mining and processing enterprises requires selecting an appropriate calculation methodology. According to the Cabinet of Ministers Resolution No. 960 "On Approval of the Procedure for Monitoring and Reporting Greenhouse Gas Emissions" and European regulations EU ETS, there are three main methodologies: standard calculation-based methodology, mass balance methodology, and continuous measurement-based methodology [18].

Examining MPE technological processes reveals challenges in identifying the most suitable greenhouse gas emissions monitoring methodology. Pellet production includes not only natural gas combustion, but also process emissions from

decarbonization of carbonate materials, oxidation of organic components in iron ore concentrate, and thermal treatment of biomass. Energy-intensive iron ore processing processes are characterized by multiple CO₂ emission sources, requiring a comprehensive approach to their quantitative determination [19]. The standard methodology is unable to adequately account for the full complexity of these processes, as it is based only on fuel combustion factors and does not consider process emissions from chemical transformations of raw materials.

The continuous measurement methodology has significant limitations due to multiple emission points, requiring substantial capital expenditures, lack of qualified personnel, and complex operating conditions. Implementation of continuous monitoring systems at mining and processing enterprises faces technical challenges due to aggressive environments and the need for simultaneous control of dozens of emission points [20].

The mass balance methodology was adopted for greenhouse gas emissions assessment based on the analysis findings and Cabinet of Ministers Resolution No. 960 as this methodology is most appropriate for the following reasons: it ensures comprehensive accounting of all significant emission sources, including process emissions from limestone decarbonization; demonstrates optimal ratio of accuracy and economic efficiency; is based on existing production accounting data; ensures full compliance with European EU ETS standards; allows for phased implementation without disrupting the production process. In their studies of the carbon footprint of iron ore extraction, [21] confirm that the mass balance methodology provides the most accurate assessment of CO₂ emissions from technological processes with minimal implementation costs.

CO₂ emissions were calculated using the mass balance formula:

$$CO_2\text{emissions} = \frac{(C_{\text{input}} - C_{\text{product}}) \times 3.664}{1} \quad (1)$$

where: C_{input} - mass of carbon in all types of fuel and carbon-containing materials consumed in activities during the year, t;

C_{product} - mass of carbon in all products resulting from activities during the year, t;

3.664 - conversion factor for converting the molar mass of carbon to CO₂.

The carbon content in input materials was calculated using the formula:

$$C_{\text{input}} = \sum (V_{\text{input}} \times CC_{\text{input}}), \quad (2)$$

where: V_{input} - volume of carbon-containing materials consumed in activities, t,

CC_{input} - carbon content in carbon-containing materials consumed in activities, t C/t.

The carbon content in products resulting from activities during the year, measured in tonnes of carbon, is calculated using formula (3):

$$C_{\text{product}} = \sum (V_{\text{output}} \times CC_{\text{output}}), \quad (3)$$

where: V_{output} - volume of products resulting from activities, t,

CC_{output} - carbon content in products resulting from activities, t C/t.

For the identified material flows at the mining and processing plant, carbon content coefficients are used according to the detailed reference values of calculation coefficients published annually on the official website of the Ministry of Environmental Protection and Natural Resources, or in their absence, coefficients that were used for the latest National Report (inventory) on anthropogenic emissions by sources and removals by sinks of greenhouse gases submitted by Ukraine to the Secretariat of the United Nations Framework Convention on Climate Change and according to the data from the IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.

It is important to use current coefficients that ensure the reliability of the national greenhouse gas emissions inventory submitted to the UNFCCC Secretariat. Inaccurate coefficients can lead to significant distortion of total emissions data. Ukraine, as a Party to the Paris Agreement and the UNFCCC, is obligated to provide accurate information on greenhouse gas emissions. Regular updating of coefficients in accordance with annual publications by the Ministry of Environmental Protection and Natural Resources and national inventory data ensures adherence to methodological consistency and compliance with international reporting standards. Annual updating of coefficients for main fuel types (natural gas, coke, coal) and materials (limestone, steel, cast iron, ferroalloys) reflects changes in their composition and production technologies, ensuring the relevance of emissions calculations.

Emissions from fuel combustion are calculated separately according to the formula:

$$CO_2\text{emissions} = AD \times NCV \times EF \times OF, \quad (4)$$

where: $CO_2\text{emissions}$ - emissions from fuel combustion, t CO₂,

AD - activity data: fuel consumption volume, t or thousand m³,

NCV - net calorific value of fuel, GJ/t or GJ/thousand m³,

EF - CO₂ emission factor for fuel, t CO₂/TJ,

OF - oxidation factor for fuel, dimensionless.

Data Quality Risk Assessment Methodology. A 5×5 risk matrix has been developed for managing monitoring data quality risks, based on

the assessment of the probability of risk events occurrence and their potential impact on the accuracy of reported data. Probability was assessed from level 1 (0.5% per year) to level 5 (50% per year), while impact ranged from 28.3 t CO₂ to 11,329.6 t CO₂.

The integral risk assessment was calculated as the product of probability and impact, with subsequent classification into low, medium, and high risk levels.

Results and Discussion

Based on the conducted analysis of technological processes at the enterprise, two key activities have been identified that generate greenhouse gas emissions: roasting and sintering of metal ore (in the pellet production process) and fuel combustion in high thermal capacity installations.

The study showed that the predominant part of greenhouse gas generation processes is concentrated in the pellet production workshops, which is associated with the processing of carbon-containing materials: iron ore concentrate, limestone, and bentonite. Analysis of the pellet production workshop structure revealed the presence of a pelletizing and firing building, transfer nodes, limestone grinding building, bentonite receiving, crushing and drying building, limestone solution preparation section, and filtration and pelletizing facilities. Investigation of the technological cycle established that the process begins with the supply of iron ore concentrate in the form of pulp from the crushing and beneficiation plant, followed by thickening and dewatering on vacuum filters. In parallel, preparation of charge materials – limestone and bentonite – was identified, which arrive by rail transport, are unloaded into receiving bunkers, and ground on mill circuits. Research results confirmed that part of the carbon present in the raw materials undergoes oxidation during charge preparation and pellet firing, leading to carbon oxide emissions into the atmosphere through identified emission points – chimneys of firing machines, mill circuits, and rotary dryers. Additionally, supplementary emission sources were identified in the form of numerous combustion installations and boiler houses located in various structural divisions of the combine for space heating and hot water supply.

Based on the results of the conducted analysis of the main stages of the technological process, it was established that the sources of greenhouse gas emissions include: pellet drying zones, bentonite drying drum, mills, steam and hot water boilers, infrared heat radiators, gas heating furnaces, and drying drums. The study showed that each identified source has a corresponding emission point – a chimney through which greenhouse gas emissions are released into the atmosphere.

During the study, after identifying emission sources and points, the necessity of establishing material flows was determined – physical flows of substances or materials containing carbon that enter the enterprise, are used in technological processes, and leave the enterprise in the form of products or emissions. The analysis confirmed that material flow can be of input nature (raw materials, fuel) or output nature (finished products, waste, emissions).

Based on the study results, the following material flows were identified for greenhouse gas emissions monitoring purposes:

- Fuel gas;
- Limestone (input material flow);
- Coal (input material flow);
- Bentonite (input material flow);
- Iron concentrate (input material flow);
- Iron ore pellets (Output material flow);
- Coal;
- Sunflower husk as biofuel.

Based on the obtained results of emission sources and material flows identification, a schematic diagram of material flows was developed (Fig. 3). The diagram visually demonstrates the key system elements identified during the study: input material flows include iron ore concentrate, limestone, bentonite, fuel gas, and coal, which enter the pelletizing plant.

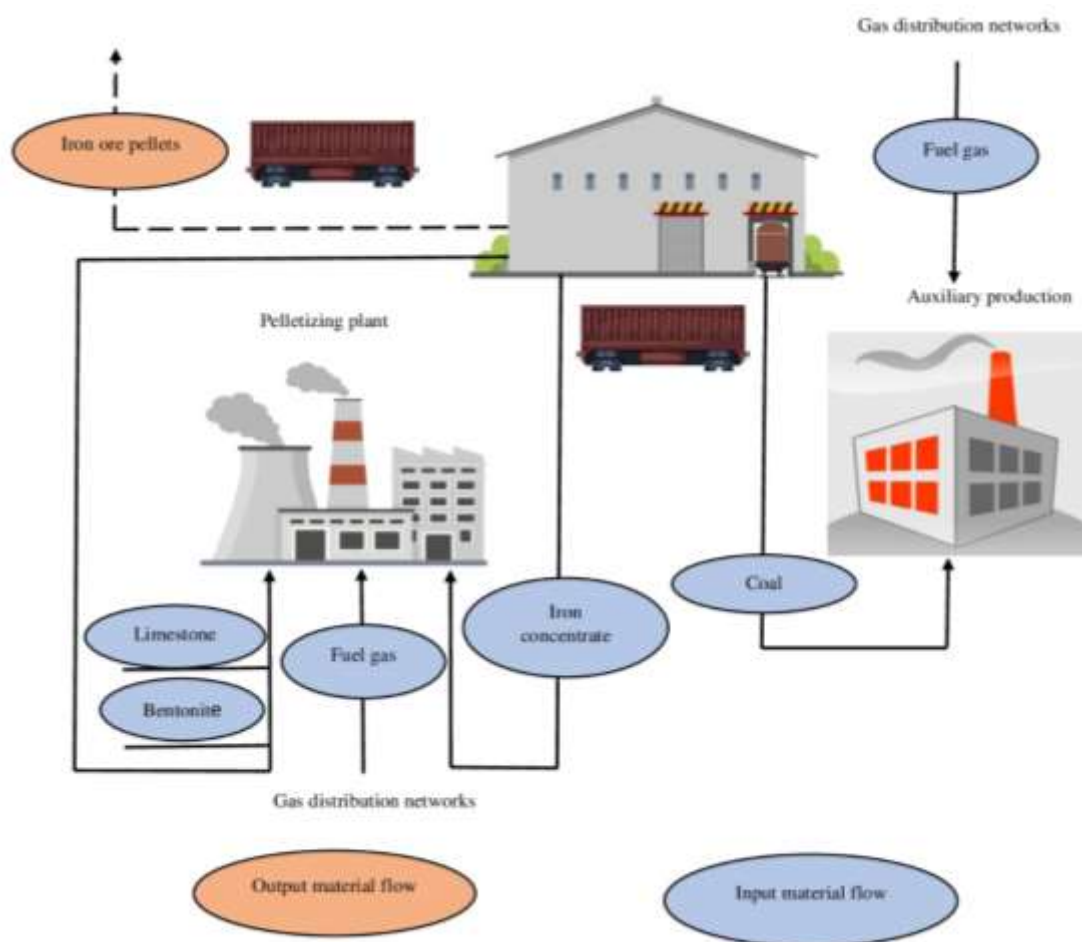


Fig. 3 – Material flows diagram (developed by the authors)

The scheme reflects the process of transforming input raw materials into output material flow – iron ore pellets, which are transported by rail.

The identification of material flows allows for accounting both direct emissions (from fuel combustion) and process emissions (from chemical transformations in raw materials). At mining and processing plants, carbon contained in limestone and other carbonate materials is released during thermal treatment in the form of CO₂. This approach ensures complete coverage of all significant emission sources. Subsequently, detailed analysis of material flows provides the basis for modeling technological processes and developing innovative solutions for greenhouse gas emissions reduction.

The mass balance method was used to calculate greenhouse gas emissions, since the enterprise lacks a certified laboratory that could perform continuous measurements, and its establishment would result in significant unjustified costs.

CO₂ emissions calculations were performed stepwise according to the selected methodology. In the first stage, data were collected on the consumption volumes of all identified material flows for the reporting period: fuel gas (77 000 thousand m³), limestone (50 000 t), bentonite (85 348 t), iron concentrate (4 546 490 t), coal (130.15 t) and the volume of produced products - iron ore pellets (5 125 342 t). In the second stage, corresponding emission factors were determined for each material flow according to the official reference values of the Ministry of Environmental Protection and Natural Resources and the national greenhouse gas emissions inventory of Ukraine. For fuel gas, an emission factor of 55.7 t CO₂/TJ was used with a net calorific value of 34.5 GJ/1000 m³ and an oxidation factor of 1, for coal, an emission factor of 94.5 t CO₂/TJ was used with a net calorific value of 22.0 GJ/1000 m³ and an oxidation factor of 1. For carbon-containing materials, carbon content coefficients were applied: for limestone and bentonite - 0.121 t C/t, for iron concentrate - 0.00628393 t C/t, for iron ore pellets -

0.00084918 t C/t. In the third stage, emissions from natural gas combustion were calculated using formula (4), while emissions from process materials were calculated using mass balance formulas (1-3) taking into account the conversion factor of carbon molar mass to CO₂ (3.664). Total CO₂ emissions were determined as the sum of emissions from all identified sources.

The results of the conducted calculations are systematized in Table 1, which demonstrates the contribution of each material flow to the total greenhouse gas emissions of the enterprise.

Since the sunflower husk material flow is a biomass material flow, according to Resolution 960, if the material flow consists exclusively of biomass, the greenhouse gas emission factor from biomass use equals zero.

Table 2 presents the quantitative indicators of carbon dioxide emissions from various material flows of the mining and processing plant.

Analysis of the tabulated data reveals that coal constitutes the predominant contributor to total greenhouse gas emissions, with an emission

Table 1

Calculation of CO₂ emissions from material flows of the mining and processing plant using the mass balance methodology

Material flow	Consumption/Sales volume	Emission factor	NCV/EF	OF
Fuel gas	77000 thousand m ³	55.7 t CO ₂ /TJ	34.5 GJ/1000 m ³	1
Limestone	50000 t	0.121 t C/t	3.664	-
Bentonite	85348 t	0.121 t C/t	3.664	-
Iron concentrate	4546490 t	0.00628393 t C/t	3.664	-
Iron ore pellets	5125342 t	0.00084918 t C/t	3.664	-
Coal	130.15 t	94.5 t CO ₂ /TJ	22 GJ/1000 m ³	1

Table 2

CO₂ emissions from material flows

№ з/п	Material flow	CO ₂ emissions, t
1	Fuel gas	147967.05
2	Limestone	22167.20
3	Bentonite	1965.08
4	Iron concentrate	14145.93
5	Iron ore pellets	-6499.88
6	Coal	270 581.85
7	Sunflower husk	0
8	Total CO ₂ emissions (excluding biomass)	450 327.23

volume of 270,581.85 t CO₂, representing approximately 60% of aggregate emissions. The elevated emission level is attributable to substantial carbon content and intensive utilization of solid fuel in metallurgical production energy cycles. Natural gas represents the second-largest emission source at 147,967.05 t CO₂, accounting for approximately 33% of total emissions. Notwithstanding lower specific emissions relative to coal, considerable natural gas consumption volumes establish it as the secondary critical source of greenhouse gases at the facility. Limestone generates 22,167.20 t CO₂, associated with thermal decarbonization processes of carbonate minerals during high-temperature processing. Iron ore concentrate utilization results in emissions of 14,145.93 t CO₂, reflecting the energy intensity

of ore beneficiation processes and logistics operations. Bentonite, employed in molding operations, exhibits the minimal emission level among principal material flows at 1,965.08 t CO₂. Sunflower husks demonstrate zero emissions, consistent with biomass carbon neutrality principles and biogenic emission accounting methodology. Structural analysis of the enterprise emission profile demonstrates fossil fuel dominance in the overall carbon footprint, with coal and natural gas collectively accounting for over 93% of cumulative CO₂ emissions. This necessitates a comprehensive decarbonization approach to energy processes, encompassing equipment modernization for enhanced coal utilization energy efficiency and natural gas consumption optimization.

Effective functioning of the monitoring, reporting and verification system for greenhouse gas emissions at mining and processing plants requires a comprehensive approach to risk management, which can significantly affect the accuracy and reliability of reported data. Risk analysis is a critically important component of the internal quality control system, as it allows for the identification of potential threats to data integrity and the development of preventive measures for their minimization. Table 3 presents a risk matrix that shows impact levels (in t CO₂) and probability (in % probability that an incident will occur within one year), as well as the risk assessment

result (probability multiplied by impact). Three risk levels are distinguished: low (green color), medium (yellow), and high (red).

The presented risk matrix represents a structured tool for assessing threats to the monitoring, reporting and verification system for greenhouse gas emissions, built on a two-dimensional approach considering the probability of risk events occurrence and their potential impact on the accuracy of reported data. The matrix has a classic 5×5 structure, which ensures an optimal balance between assessment detail and practical application in industrial enterprise conditions.

Table 3

Risk matrix

Probability	Impact	1 28.3	283.22	3 566.5	4 2 832.4	5 11329.6
1	0.005	0.1	1.4	2.8	14.2	56.6
2	0.01	0.3	2.8	5.7	28.3	113.3
3	0.1	2.8	28.3	56.6	283.2	1133.0
4	0.2	5.7	56.6	113.3	566.5	2265.9
5	0.5	14.2	141.6	283.2	1416.2	5664.8

The vertical axis of the matrix reflects the gradation of risk event occurrence probability from level 1 (0.5% probability per year) to level 5 (50% probability per year), which allows for differentiating events from extremely rare to those with high likelihood of realization during the operational period. The horizontal axis characterizes the potential impact of risk events on monitoring data quality, expressed in CO₂ equivalent tonnes, with a range from 28.3 t CO₂ (minimal impact) to 11,329.6 t CO₂ (critical impact), corresponding to different scenarios of monitoring system integrity violations.

The quantitative values in the matrix cells represent an integral risk assessment calculated as the product of probability and impact, which allows for obtaining a weighted measure of criticality for each threat category. This methodology ensures objective risk ranking and rational allocation of resources for preventive measures. The lowest risk values (0.1-14.2) characterize events with minimal impact on monitoring system functioning, while the highest values (1.133.0-5.664.8) correspond to critical threats capable of causing systemic violations of reporting reliability.

The risk matrix, which distinguishes three threat levels based on probability and impact criteria, allows for establishing priorities for resource allocation to control measures.

Implementation of a systematic approach to risk management not only ensures compliance with regulatory requirements, but also creates a foundation for increasing stakeholder confidence in enterprise reporting, which is critically important in the context of participation in international carbon markets and attracting green investments.

Unreliable monitoring data can lead to serious legal and financial consequences for the enterprise. According to Ukrainian legislation on monitoring, reporting and verification of greenhouse gas emissions, operators are obligated to ensure accuracy and completeness of reported data. Failure to meet these requirements may result in administrative sanctions, fines and loss of operating licenses. In the context of implementing the European Union's Carbon Border Adjustment Mechanism (CBAM) from 2026, inaccurate emissions data may lead to additional financial obligations when exporting products to the EU. Risk systematization by technological processes allows for identifying several key threat categories. Measurement equipment risks include power supply failures, accounting instrument malfunctions and data transmission disruptions. Particularly critical are natural gas meter failure risks, as this material flow accounts for over 82% of the enterprise's total emissions. To minimize such risks,

it is necessary to implement autonomous power sources, backup accounting instruments and data verification through supplier invoices. Automated data registration risks encompass technical failures of computer equipment, virus infections and information system security breaches. Effective control measures include implementing enhanced information security systems, regular database backups and archiving primary data sources. A significant category comprises errors in data transmission processes and emissions calculations, which are characterized by high potential impact levels. To minimize these risks, implementation of the two-person verification principle and conducting cross-checks with previous years' results is critically important. Laboratory analysis risks include loss of research results, non-representative samples and analysis inaccuracies. Control measures should include regular transfer of results to electronic files, assignment of multiple responsible persons and annual laboratory certification by independent organizations.

Although the studied enterprise has not experienced significant data quality incidents since the implementation of the MRV system, the probability levels in the matrix are substantiated by analysis of documented cases at comparable mining and processing enterprises in Ukraine and the international metallurgical industry. In particular, high probability levels (4-5) are attributed to risks of measurement equipment failure resulting from electrical supply instability, which triggered over 500 emergency shutdowns in Ukraine's energy system during 2022-2023, whereas medium levels (2-3) represent typical rates of manual data entry errors (5-15% according to international research) and

industrial equipment failures (0.5-1.5% annually per reliability engineering standards).

The conducted study has a number of methodological limitations that should be considered when interpreting the results and their extrapolation to other industry enterprises.

First, the empirical analysis is based exclusively on data from one mining and processing plant, which may not fully reflect the specifics of technological processes and emission structure of other Ukrainian mining and processing plants due to differences in raw material base, technological equipment, energy characteristics and production scales.

Second, the study covers only one reporting period, which prevents analysis of emission dynamics, identification of seasonal fluctuations and long-term trends necessary for forecasting and planning decarbonization measures.

Third, although the developed methodology for identifying material flows is universal in nature, its practical application requires validation at enterprises with different technological schemes (for example, mining and processing plants with different types of firing machines, alternative types of fluxes, other energy carriers) to confirm its general applicability and calculation accuracy.

Furthermore, the study does not account for indirect emissions from electricity consumption (Scope 2), which may lead to underestimation of the total carbon footprint of enterprises. Further research should be directed toward expanding the empirical base through involvement of data from multiple mining and processing plants, conducting multi-year monitoring and including all emission categories in accordance with international reporting standards.

Conclusions

The conducted study enabled the development of a comprehensive scientifically grounded approach to greenhouse gas emissions monitoring at Ukrainian mining and processing plants, which considers the specifics of technological processes and European integration requirements. Analysis of greenhouse gas emission dynamics in Ukraine for the period 1990-2023 revealed a paradoxical situation where the 62.5% emission reduction compared to the baseline 1990 occurred primarily as a result of economic crises, structural changes in the economy and military conflicts, rather than through implementation of targeted environmental decarbonization policy. This creates a unique challenge for the country's post-war reconstruc-

tion, as it is necessary to ensure economic growth without proportional increase in greenhouse gas emissions and utilize opportunities for implementing modern low-carbon technologies.

Based on the study results using the example of one of Ukraine's leading mining and processing plants, it was established that total annual CO₂ emissions amount to 179 745.38 tonnes, with the emission structure characterized by natural gas dominance (82.3%), which emphasizes the industry's critical dependence on fossil fuel and the necessity of priority energy efficiency measures. The second most significant material flow - limestone (12.3%) - reflects process emissions from carbonate material decarbonization, while iron ore

concentrate accounts for 7.9% of emissions through carbon-containing components in raw materials. It was established that finished product export (pellets) ensures carbon removal from the enterprise equivalent to 6 499.88 t CO₂, which constitutes 3.6% of total emissions and demonstrates the importance of accounting for output material flows for accurate determination of the enterprise's net emissions.

The feasibility of applying the mass balance methodology for calculating greenhouse gas emissions at mining and processing plants has been substantiated as an optimal approach that ensures comprehensive accounting of all significant emission sources, including process emissions from carbonate material decarbonization, demonstrates optimal balance between accuracy and economic efficiency, is based on existing production accounting data and ensures full compliance with European EU ETS standards. The developed 5×5 risk matrix allows for systematizing threats to monitoring data quality by probability and impact levels, providing a scientifically grounded approach to risk management through establishing clear criteria for threat classification and defining appropriate response strategies.

Practical recommendations of the study include phased implementation of a greenhouse gas emissions monitoring system based on the mass balance methodology with initial focus on the most significant material flows (natural gas and limestone), which account for over 94% of the enterprise's total emissions. It is necessary to ensure installation of certified measuring equipment for natural gas consumption accounting with backup control systems, implementation of automated

data collection and processing systems with regular backup copying, development of internal quality control procedures with two-person verification principle and annual laboratory certification by independent organizations. It is recommended to establish a specialized greenhouse gas emissions monitoring unit with qualified personnel and implement a system of continuous professional development in accordance with European legislation updates. To prepare for CBAM implementation from 2026, it is necessary to ensure full compliance of monitoring systems with European standards, develop reporting verification procedures by accredited organizations and create a document management system that meets international reporting requirements.

Directions for further research should be focused on expanding the empirical base through conducting comprehensive analysis of emissions monitoring systems at all major mining and processing plants in Ukraine to validate the developed methodology and identify industry-specific features. Promising is the research on possibilities of integrating indirect emissions from electricity consumption (Scope 2) and emissions from logistics operations (Scope 3) to ensure complete life cycle assessment of enterprise carbon footprint. A promising direction is research on possibilities of applying digital technologies, including artificial intelligence and machine learning, for automating monitoring processes and forecasting greenhouse gas emissions, as well as developing integrated carbon footprint management systems that combine emissions monitoring with production process optimization and strategic enterprise decarbonization planning.

Conflict of Interest

The authors declare no conflict of interest regarding the publication of this manuscript. Furthermore, the authors have fully adhered to ethical norms, including avoiding plagiarism, data falsification, and duplicate publication.

Authors Contribution: all authors have contributed equally to this work.

The work does not use artificial intelligence resources.

References

1. IPCC (2023). Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Retrieved from https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/downloads/report/IPCC_AR6_SYR_LongerReport.pdf
2. Dueñas, M., & Mandel, A. (2025). Regional emission dynamics in the phases of the EU Emissions Trading System. *Physica A: Statistical Mechanics and its Applications*, 673, 130680. <https://doi.org/10.1016/j.physa.2025.130680>
3. Ministry of Environmental Protection and Natural Resources of Ukraine. (2023). *Ukraine's greenhouse gas inventory 1990-2021: Annual National Inventory Report for submission under the United Nations Framework*

- Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol*. Retrieved from https://mepr.gov.ua/wp-content/uploads/2023/03/Kadastr_2023.pdf
4. Bun, R., Marland, G., Oda, T., See, L., Puliafito, E., Nahorski, Z., Jonas, M., Kovalyshyn, V., Ialongo, I., Yashchun, O., & Romanchuk, Z. (2024). Tracking unaccounted greenhouse gas emissions due to the war in Ukraine since 2022. *Science of The Total Environment*, 914, 169879. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.169879>
 5. Beaufils, T., Ward, H., Jakob, M., & Wenz, L. (2023). Assessing different European Carbon Border Adjustment Mechanism implementations and their impact on trade partners. *Communications Earth & Environment*, 4(1), 131. <https://doi.org/10.1038/s43247-023-00788-4>
 6. Azadi, M., Northey, S. A., Ali, S. H., & Edraki, M. (2020). Transparency on greenhouse gas emissions from mining to enable climate change mitigation. *Nature Geoscience*, 13(2), 100-104. <https://doi.org/10.1038/s41561-020-0531-3>
 7. Liu, L. Y., Ji, H. G., Lü, X. F., Wang, T., Zhi, S., Pei, F., & Quan, D. L. (2021). Mitigation of greenhouse gases released from mining activities: A review. *International Journal of Minerals, Metallurgy and Materials*, 28, 513-521. <https://doi.org/10.1007/s12613-020-2155-4>
 8. Zhu, Z., Zhao, J., & Liu, Y. (2024). The impact of energy imports on green innovation in the context of the Russia-Ukraine war. *Journal of Environmental Management*, 349, 119591. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119591>
 9. Kushnir, D., Hansen, T., Vogl, V., & Åhman, M. (2020). Adopting hydrogen direct reduction for the Swedish steel industry: A technological innovation system (TIS) study. *Journal of Cleaner Production*, 242, 118185. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118185>
 10. Van Caneghem, J., Block, C., Cramm, P., Mortier, R., & Vandecasteele, C. (2010). Improving eco-efficiency in the steel industry: The ArcelorMittal Gent case. *Journal of Cleaner Production*, 18(8), 807-814. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.12.016>
 11. Zhang, J., Shen, J., Xu, L., & Zhang, Q. (2023). The CO₂ emission reduction path towards carbon neutrality in the Chinese steel industry: A review. *Environmental Impact Assessment Review*, 99, 107017. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2022.107017>
 12. Pourrahmani, H., Amiri, M. T., Madi, H., & Owusu, J. P. (2025). Revolutionizing carbon sequestration: Integrating IoT, AI, and blockchain technologies in the fight against climate change. *Energy Reports*, 13, 5952-5967. <https://doi.org/10.1016/j.egy.2025.05.042>
 13. Mikhailov, V. A. (2023). Vysokoperspektyvni obiekty mineralno-syrovynnoi bazy Ukrainy. Chastyna 1. Metalichni korysni kopalyny. *Visnyk KNU. Heolohiia*, 1(100), 73-85. <http://doi.org/10.17721/1728-2713.100.09> (in Ukrainian)
 14. Fahimi Bandpey, T., Golroudbary, S. R., & Kraslawski, A. (2024). Greenhouse gas impact related to minerals mining and processing. *Procedia CIRP*, 130, 1001-1006. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2024.10.198>
 15. Kapelista I., Kireitseva H., Tsyhanenko-Dziubenko I., Khomenko S., Vovk V. (2024). Review of Innovative Approaches for Sustainable Use of Ukraine's Natural Resources. *Grassroots Journal of Natural Resources*. 7(3), s378-s395. <https://doi.org/10.33002/nr2581.6853.0703ukr19>
 16. Kireitseva, H. V., & Khomenko, S. V. (2025). Implementation of greenhouse gas emissions monitoring, reporting and verification system as a tool for Ukraine's European integration. *Visnyk Kremenchutskoho Natsionalnoho universytetu imeni Mykhaila Ostrohradskoho*, 1(150), 81-91. <https://doi.org/10.32782/1995-0519.2025.1.10> (in Ukrainian)
 17. Cabinet of Ministers of Ukraine. (2020, September 23). *On approval of the Procedure for monitoring and reporting of greenhouse gas emissions*: Resolution No. 960 of September 23, 2020 (as amended on November 17, 2023). Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/960-2020-r>
 18. EU ETS. (2021). Commission Implementing Regulation (EU) 2018/2066 on the monitoring and reporting of greenhouse gas emissions pursuant to Directive 2003/87/EC. Retrieved from http://data.europa.eu/eli/reg_impl/2018/2066/oj
 19. Norgate, T., & Haque, N. (2010). Energy and greenhouse gas impacts of mining and mineral processing operations. *Journal of Cleaner Production*, 18(3), 266-274. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.09.020>
 20. Zhang, J., Li, H., & Wang, M. (2024). Digital monitoring systems for greenhouse gas emissions in mining operations. *Journal of Environmental Management*, 333, 117315. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.117315>
 21. Ren, L., Zhou, S., & Peng, T. (2021). Carbon footprint evaluation of iron ore mining and processing. *Resources Policy*, 71, 101988. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2021.101988>

The article was received by the editors 07.10.2025
The article is recommended for printing 29.11.2025

The article was revised 21.11.2025
This article published 30.12.2025

Г. В. КІРЕЙЦЕВА¹, д-р техн. наук, доц.,
професор кафедри екології та природоохоронних технологій
e-mail: gef_kgv@ztu.edu.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-1055-1784>

С. В. ХОМЕНКО¹,
аспірантка, асистентка кафедри екології та природоохоронних технологій
e-mail: org_hsv@ztu.edu.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0002-7463-7867>

О. В. ПАЛІЙ, д-р філософії «Екологія» .
науковий співробітник
e-mail: org_hsv@ztu.edu.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-9239-4956>
Університет Парми
вул. Університетська, 12, м. Парма, І 43121, Італія

Т. В. КРАВЧУК-ОБОДЗІНСЬКА¹, д-р філософії «Екологія» .
доцент кафедри екології та природоохоронних технологій
e-mail: ke_ktv@ztu.edu.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-1898-2837>

І. В. СУПРУНОВА¹, д-р наук з державного управління, доц.
професор кафедри національної безпеки, публічного управління та адміністрування
e-mail: kbo_siv@ztu.edu.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-5800-3023>

¹*Державний університет «Житомирська політехніка»*
вул. Чуднівська, 103, м. Житомир, 10005, Україна

МОНІТОРИНГ ВИКИДІВ ПАРНИКОВИХ ГАЗІВ НА ГІРНИЧО-ЗБАГАЧУВАЛЬНИХ КОМБІНАТАХ УКРАЇНИ В УМОВАХ ЄВРОІНТЕГРАЦІЇ

Цілі. Розробити науково обґрунтований підхід до моніторингу викидів парникових газів на гірничодобувних та переробних підприємствах України в контексті європейської інтеграції та промислової декарбонізації, забезпечуючи дотримання стандартів Системи торгівлі викидами Європейського Союзу та вимог Механізму коригування вуглецевих кордонів.

Методи. Використовується методологія балансу маси та матриця ризиків шляхом оцінки ймовірності та впливу.

Результати. Для розрахунку викидів парникових газів на основі аналізу матеріальних потоків на одному з провідних гірничодобувних та переробних підприємств України проведено послідовний аналіз технологічного процесу для виявлення джерел викидів, включаючи зони сушіння та випалювання окатишів, сушильні барабани для бентоніту, млинні контури та котельні установки. Картування матеріальних потоків охоплювало вхідні потоки (природний газ, вугілля, вапняк, бентоніт, залізрудний концентрат, біомаса) та вихідні потоки (окатиші, викиди CO₂). Розроблено комплексну матрицю ризиків для оцінки загроз якості даних моніторингу на основі критеріїв ймовірності та впливу. Аналіз динаміки викидів парникових газів в Україні за останні десятиліття виявив значне скорочення порівняно з базовими рівнями, що є насамперед результатом економічних криз та збройних конфліктів, а не цілеспрямованої кліматичної політики. Для досліджуваного підприємства загальний річний обсяг викидів CO₂ був розрахований, при цьому домінуючу частку складає природний газ, за яким слідує декарбонізація вапняку, переробка залізрудного концентрату та бентоніт. Аналіз міжнародної практики показує, що провідні світові виробники досягають суттєво нижчих рівнів викидів на тону окатишів завдяки ефективним системам моніторингу та стратегіям декарбонізації.

Висновки. Методологія балансу маси виявляється оптимальною для гірничодобувних та переробних підприємств, забезпечуючи комплексний облік усіх значних джерел викидів, включаючи технологічні викиди від декарбонізації карбонатних матеріалів. Розроблена матриця ризиків дозволяє систематично управляти загрозами шляхом оцінки ймовірності та впливу. Впровадження сертифікованих систем моніторингу є критично необхідним для українських гірничодобувних підприємств для підтримки конкурентоспроможності на міжнародних ринках та дотримання європейських кліматичних вимог.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: кліматичні зобов'язання, матеріальні потоки, декарбонізація, моніторинг, парниковий газ, промислова екологія

Конфлікт інтересів

Автори заявляють, що конфлікту інтересів щодо публікації цього рукопису немає. Крім того, автори повністю дотримувались етичних норм, включаючи плагіат, фальсифікацію даних та подвійну публікацію.

Внесок авторів: всі автори зробили рівний внесок у цю роботу
В роботі не використано ресурс штучного інтелекту.

Список використаної літератури

1. IPCC. Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva: IPCC, 2023. URL: https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/downloads/report/IPCC_AR6_SYR_LongerReport.pdf
2. Dueñas M., Mandel A. Regional emission dynamics in the phases of the EU Emissions Trading System. *Physica A: Statistical Mechanics and its Applications*. 2025. Vol. 673. P. 130680. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.physa.2025.130680>
3. Ministry of Environmental Protection and Natural Resources of Ukraine. Ukraine's greenhouse gas inventory 1990-2021: Annual National Inventory Report for submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Kyiv, 2023. URL: https://mepr.gov.ua/wp-content/uploads/2023/03/Kadastr_2023.pdf
4. Bun R., Marland G., Oda T. [et al.]. Tracking unaccounted greenhouse gas emissions due to the war in Ukraine since 2022. *Science of The Total Environment*. 2024. Vol. 914. P. 169879. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.169879>
5. Beaufils T., Ward H., Jakob M., Wenz L. Assessing different European Carbon Border Adjustment Mechanism implementations and their impact on trade partners. *Communications Earth & Environment*. 2023. Vol. 4, № 1. P. 131. DOI: <https://doi.org/10.1038/s43247-023-00788-4>
6. Azadi M., Northey S. A., Ali S. H., Edraki M. Transparency on greenhouse gas emissions from mining to enable climate change mitigation. *Nature Geoscience*. 2020. Vol. 13, № 2. P. 100–104. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41561-020-0531-3>
7. Liu L. Y., Ji H. G., Lü X. F. [et al.]. Mitigation of greenhouse gases released from mining activities: A review. *International Journal of Minerals, Metallurgy and Materials*. 2021. Vol. 28. P. 513–521. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12613-020-2155-4>
8. Zhu Z., Zhao J., Liu Y. The impact of energy imports on green innovation in the context of the Russia-Ukraine war. *Journal of Environmental Management*. 2024. Vol. 349. P. 119591. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119591>
9. Kushnir D., Hansen T., Vogl V., Åhman M. Adopting hydrogen direct reduction for the Swedish steel industry: A technological innovation system (TIS) study. *Journal of Cleaner Production*. 2020. Vol. 242. P. 118185. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118185>
10. Van Caneghem J., Block C., Cramm P. [et al.]. Improving eco-efficiency in the steel industry: The ArcelorMittal Gent case. *Journal of Cleaner Production*. 2010. Vol. 18, № 8. P. 807–814. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.12.016>
11. Zhang J., Shen J., Xu L., Zhang Q. The CO₂ emission reduction path towards carbon neutrality in the Chinese steel industry: A review. *Environmental Impact Assessment Review*. 2023. Vol. 99. P. 107017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2022.107017>
12. Pourrahmani H., Amiri M. T., Madi H., Owusu J. P. Revolutionizing carbon sequestration: Integrating IoT, AI, and blockchain technologies in the fight against climate change. *Energy Reports*. 2025. Vol. 13. P. 5952–5967. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.egyrs.2025.05.042>
13. Михайлов В. А. Високоперспективні об'єкти мінерально-сировинної бази України. Частина 1. Металічні корисні копалини. *Вісник КНУ. Геологія*. 2023. № 1 (100). С. 73–85. DOI: <https://doi.org/10.17721/1728-2713.100.09>
14. Fahimi Bandpey T., Golroudbary S. R., Kraslawski A. Greenhouse gas impact related to minerals mining and processing. *Procedia CIRP*. 2024. Vol. 130. P. 1001–1006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.procir.2024.10.198>
15. Kapelista I., Kireitseva H., Tsyhanenko-Dziubenko I. [et al.]. Review of Innovative Approaches for Sustainable Use of Ukraine's Natural Resources. *Grassroots Journal of Natural Resources*. 2024. Vol. 7, № 3. P. s378–s395. DOI: <https://doi.org/10.33002/nr2581.6853.0703ukr19>
16. Кірейцева Г. В., Хоменко С. В. Впровадження системи моніторингу, звітності та верифікації викидів парникових газів як інструмент євроінтеграції України. *Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського*. 2025. № 1 (150). С. 81–91. DOI: <https://doi.org/10.32782/1995-0519.2025.1.10>

17. Про затвердження Порядку здійснення моніторингу та звітності щодо викидів парникових газів: Постанова Кабінету Міністрів України від 23 вересня 2020 р. № 960 (зі змінами від 17 листопада 2023 р.). URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/960-2020-п> (дата звернення: 14.11.2024).
18. Commission Implementing Regulation (EU) 2018/2066 of 19 December 2018 on the monitoring and reporting of greenhouse gas emissions pursuant to Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council and amending Commission Regulation (EU) No 601/2012. Official Journal of the European Union. 2018. L 334. P. 1–108. URL: http://data.europa.eu/eli/reg_impl/2018/2066/oj
19. Norgate T., Haque N. Energy and greenhouse gas impacts of mining and mineral processing operations. Journal of Cleaner Production. 2010. Vol. 18, № 3. P. 266–274. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.09.020>
20. Zhang J., Li H., Wang M. Digital monitoring systems for greenhouse gas emissions in mining operations. Journal of Environmental Management. 2024. Vol. 333. P. 117315. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.117315>
21. Ren L., Zhou S., Peng T. Carbon footprint evaluation of iron ore mining and processing. Resources Policy. 2021. Vol. 71. P. 101988. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2021.101988>

Стаття надійшла до редакції 07.10.2025
Стаття рекомендована до друку 29.11.2025

Переглянуто 21.11.2025
Опубліковано 30.12.2025

DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-10>

УДК (UDC): 502.3:625.765]:005.334

О. А. КАРАЇМ¹, канд. екон. наук, доц.,
доцент кафедри екології та охорони навколишнього середовища
e-mail: olha.karaim@vnu.edu.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-1722-4110>

О. А. БАКАРАЄВ,
засновник ТОВ
e-mail: Vepp@ukr.net ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-6876-2840>
ТОВ «ВОЛИНЬЕКОПРОМПРОЕКТ»
вул. Гулака-Артемівського, 7, кв.75, м.Луцьк, Волинська обл., 43005, Україна

В. П. КАРАЇМ¹,
аспірант
e-mail: karaim.volodymyr@vnu.edu.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-4053-8019>

З. В. ЛАВРИНЮК¹, канд. хім. наук, доц.,
доцент кафедри екології та охорони навколишнього середовища
e-mail: lavyrnyuk.zoryana@vnu.edu.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-1906-3330>

В. С. АНТОНЮК¹,
магістр
e-mail: Antoniuk.Vadym2024@vnu.edu.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0003-9462-805X>
¹Волинський національний університет імені Лесі Українки,
просп. Волі, 13, м. Луцьк, Волинська обл., 43025, Україна

ОЦІНКА ВИКИДІВ ЗАБРУДНЮЮЧИХ РЕЧОВИН ТА МОДЕЛЮВАННЯ ЇХ ВПЛИВУ НА ЯКІСТЬ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ ПРИ ВИРОБНИЦТВІ АСФАЛЬТОБЕТОННОГО ДОРОЖНЬОГО ПОКРИТТЯ

Мета. Визначення складу та обсягів викидів забруднюючих речовин, що утворюються в процесі виробництва асфальтобетонного дорожнього покриття та моделювання їх розсіювання в атмосферному повітрі

Методи. Експериментальні, аналітичні, моделювання та прогнозування.

Результати. Визначено, що джерелами утворення забруднюючих речовин є дозуючі бункери, стрічковий конвеєр, цистерна для нагріву бітуму, теплогенератор, наземні резервуари для зберігання палива та сушильна установка. Максимально разові та валові викиди в атмосферу визначалися на основі інструментальних вимірювань та аналітичних розрахунків. В атмосферне повітря потрапляють суспендовані тверді частинки недиференційовані за складом, вуглеводні граничні C₁₂-C₁₉, пропан, бутан, бензол, сірководень, вуглецю оксид, азоту діоксид, сірки діоксид. Приземні концентрації забруднюючих речовин, з урахуванням фонових забруднень, на межі санітарно-захисної зони не перевищують гігієнічних нормативів. Проте, приземні концентрації суспендованих твердих частинок недиференційовані за складом наближаються до гранично допустимих значень. Це формує підвищений ризик погіршення якості повітря в межах санітарно-захисної зони та може негативно впливати на стан екосистем і умов перебування населення. Небезпечними залишаються малотоннажні, проте високотоксичні речовини – бенз(а)пірен, бензол і сірководень. Навіть за низьких концентрацій вони здатні спричинити хронічний канцерогенний вплив. Їх наявність відображає складність процесів утворення атмосферних викидів і підкреслює потребу в системному моніторингу цих компонентів.

Висновки. Виробництво асфальтобетонного дорожнього покриття формує комплексний вплив на атмосферне повітря, де переважають пилові та органічні забруднення. Найбільш критичними є значення суспендованих твердих частинок недиференційовані за складом та граничних вуглеводнів, тоді як низькотоннажні токсичні компоненти формують додаткові довгострокові ризики. Отримані характеристики концентрацій є підґрунтям для подальшого моделювання розсіювання викидів, визначення зон максимального впливу та розроблення природоохоронних заходів.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: *атмосферне повітря, оцінка, вплив на довкілля, забруднюючі речовини, викиди, асфальтобетонне дорожнє покриття*

Як цитувати: Караїм О. А., Бакараєв О. А., Караїм В. П., Лавринюк З. В., Антонюк В. С. Оцінка викидів забруднюючих речовин та моделювання їх впливу на якість атмосферного повітря при виробництві асфальтобетонного дорожнього покриття. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2025. Вип. 33. С. 137–152. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-10>

In cites: Karaim, O. A., Bakaraiev, O. A., Karaim, V. P., Lavrynyuk, Z. V., Antoniuk, V. S. (2025). Assessment of pollutant emissions and modeling their impact on ambient air quality during asphalt concrete pavement production. *Visnyk of V.N. Karazin Kharkiv National University. Series Ecology*, (33), 137–152. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-10> (in Ukrainian)

Вступ

Сучасний етап розвитку дорожньо-будівельної галузі характеризується зростанням обсягів виробництва асфальтобетонних покриттів, що в свою чергу, супроводжується техногенним навантаженням на довкілля. Під час виготовлення асфальтобетонних сумішей в атмосферу потрапляють оксиди азоту, сірки, вуглецю, леткі органічні сполуки та дрібнодисперсний пил, які зумовлюють погіршення якості повітря й формують потенційні ризики для здоров'я населення, особливо у зонах, прилеглих до виробничих майданчиків.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Проблемам забруднення атмосферного повітря при виробництві асфальтобетонних дорожніх покриттів присвятили свої роботи низка українських та зарубіжних вчених. Зокрема, дослідження авторів [1] акцентують увагу на комплексній екологічній оцінці взаємодії системи «автомобіль–дорога–середовище» з об'єктами довкілля, що дозволяє виявити основні джерела негативного впливу транспортно-дорожнього комплексу на якість атмосферного повітря, ґрунтів і водних ресурсів. Науковці [2] зосередили увагу на оцінюванні екологічних ризиків, пов'язаних із процесами виготовлення асфальтобетону, вказуючи на шкідливість газопилових викидів та на потребу оптимізації технологічних режимів для зменшення обсягів забруднення. У праці [3] удосконалили підходи до оцінювання екологічного стану довкілля за допомогою комп'ютерного моделювання, що підвищує точність визначення зон найбільшого техногенного навантаження. Вчені [4] дослідили особливості екологічного менеджменту підприємств, зокрема можливості його застосування для підвищення ефективності системи контролю забруднень на промислових підприємствах.

У закордонних дослідженнях велика увага приділяється аналізу життєвого циклу (Life Cycle Assessment) дорожніх матеріалів як інструменту визначення екологічних ризи-

ків. Зокрема, у роботах [5; 6] проведено порівняльні оцінки впливу на довкілля гарячих, теплих і перероблених асфальтобетонних сумішей. Результати доводять, що використання вторинних матеріалів і технологій warm-mix asphalt сприяє істотному скороченню енергоспоживання та викидів парникових газів.

Аналіз [7; 8] підтверджує, що перехід до екологічно чистих технологій дорожнього будівництва має не лише природоохоронний, а й економічний ефект за рахунок зниження вартості життєвого циклу матеріалів. На важливості оцінювання життєвого циклу і використання вторинних та відновлюваних матеріалів наголошено в працях [9; 10; 11].

Праці [12; 13; 14; 15] присвячені енергоспоживанню та напрямкам досягнення сталості. Вченими проаналізовано сучасні тенденції зменшення парникових газів та потенціал екологічно безпечних технологій.

У публікаціях [16; 17] розглянуто питання вуглецевого сліду виробництва асфальтобетонного покриття на різних етапах – від видобутку сировини до експлуатації доріг. Доведено, що саме стадія виготовлення асфальтобетону є найбільш енергоємною та характеризується високими викидами CO₂.

Дослідження [18] розширює цю тематику у напрямку використання переробленого бетону для дорожнього покриття, враховуючи процеси поглинання вуглецю.

Окрему групу становлять праці, присвячені санітарно-гігієнічним аспектам впливу асфальтобетонного виробництва. Так, у дослідженні [19; 20; 21; 22; 23] описано гострі та хронічні наслідки впливу парів бітуму та органічних сполук на працівників дорожньої галузі, що обґрунтовує необхідність упровадження сучасних систем очищення повітря та вентиляції. Науковцями запропоновано «чистішу» технологію виробництва асфальту шляхом додавання фенольних сполук, що пригнічують утворення токсичних парів.

Міжнародні нормативи [24; 25] встановлюють методологічні основи проведення оцінювання життєвого циклу будівельних матеріалів та розроблення екологічних декларацій продукції, а сучасні моделі атмосферного розсіювання забруднюючих речовин [26; 27] дають змогу прогнозувати рівень забруднення повітря в зонах впливу промислових підприємств.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми. Недостатня кількість комплексних досліджень, що поєднують інструментальні вимірювання, інвентаризацію викидів та моделювання їх розповсюдження,

ускладнює об'єктивну оцінку екологічного впливу асфальтобетонного виробництва. Це знижує можливість прийняття обґрунтованих управлінських рішень щодо мінімізації забруднення та забезпечення екологічної безпеки виробничих територій. Тому виникає потреба в удосконаленні підходів до кількісної оцінки атмосферних викидів і прогнозування їх впливу на якість атмосферного повітря.

Метою є визначення складу та обсягів викидів забруднюючих речовин, що утворюються в процесі виробництва асфальтобетонного дорожнього покриття та моделювання їх розсіювання в атмосферному повітрі.

Об'єкти та методи дослідження

Джерелами утворення забруднюючих речовин на виробництві асфальтобетонного дорожнього покриття, що досліджується, є: дозуючий бункер для відсіву (джерела 1, 2), дозуючий бункер для щебеню (джерела 3, 4, 5), стрічковий конвеєр (джерело 6), цистерна для нагрівання бітуму (джерело 7), теплогенератор (джерело 8), наземний резервуар для зберігання дизельного палива (джерело 9), сушильний барабан асфальто-змішувальної установки (джерело 10), резервуар для зберігання газу (джерело 11), площадка для зберігання інертних матеріалів – щебеню та відсіву (джерело 12).

Проведення дослідження здійснюється відповідно до [28]. Інструментально-лабораторні вимірювання концентрацій забруднюючих речовин виконуються за умов номінального технологічного навантаження із дотриманням вимог нормативно-методичних документів [29; 30]. Наведений підхід поєднує лабораторні вимірювання з теоретичними розрахунками, що дозволяє комплексно оцінити екологічну небезпеку викидів та розробити ефективні заходи для її мінімізації. Методи визначення показників концентрацій і методики визначення величин викидів представлені в табл. 1.

Визначення величин викидів розрахунковим методом здійснено згідно [31; 32; 36].

Розрахунок концентрації забруднюючих речовин в атмосферному повітрі

виконувався програмним комплексом ЕОЛ+. Пошук несприятливих швидкостей вітру здійснювався програмою автоматично виходячи із заданих швидкостей.

Для визначення необхідності проведення розрахунків розсіювання викидів шкідливих речовин в атмосферу, необхідно перевірити рівність:

$$\begin{aligned} M/GDK > \Phi \text{ при } \Phi = 0,1 \text{ при } H < 10 \text{ м;} \\ \Phi = 0,01H \text{ при } H > 10 \text{ м,} \end{aligned}$$

де: М – сумарне значення викиду всіх джерел підприємства, г/с;

ГДК – максимально разова гранично-допустима концентрація, мг/м³;

Н – середньозважена за підприємством висота джерел викиду, м. Сумарні результати представлено в табл. 2.

На основі результатів проведених розрахунків встановлено доцільність моделювання процесів атмосферного розсіювання для таких забруднювальних компонентів: оксидів азоту, діоксиду сірки, одоранту СПМ, насичених вуглеводнів та речовин, присутніх у вигляді твердих суспендованих частинок.

Водночас, моделювання розсіювання для інших забруднювальних речовин не є обґрунтованим, оскільки їх приземні концентрації в атмосферному повітрі не перевищують 5 % від встановлених гранично допустимих концентрацій (0,05 ГДК).

Таблиця 1

**Методи визначення показників концентрацій
і методики визначення величин викидів***

Table 1

**Methods for determining concentration indicators
and techniques for calculating emission values**

№ з/п	Забруднююча речовина	Метод визначення показників концентрації	Методика визначення величин викидів
1	Азоту оксиди (у перерахунку на діоксид)	Газоаналізатор	Інструкція з експлуатації ОКЦИ-5М-5Н
2	Сірки діоксид	Газоаналізатор	Інструкція з експлуатації ОКЦИ-5М-5Н
3	Сірководень	-	розрахунково
4	Вуглецю оксид	Газоаналізатор	Інструкція з експлуатації ОКЦИ-5М-5Н
5	Бутан	-	розрахунково
6	Бензол	-	розрахунково
7	Вуглеводні граничні C ₁₂ -C ₁₉	-	розрахунково
8	Суспендовані твердих частинок	Гравіметричний	МВВ № 081/12-0161-05
		-	розрахунково
9	Пропан	-	розрахунково
10	Діоксид вуглецю	-	розрахунково
11	Оксид діазоту	-	розрахунково
12	НМЛОС	-	розрахунково

*Джерело: [28; 30; 31; 32; 33; 34; 35; 36].

Таблиця 2

**Доцільність проведення розрахунків розсіювання
викидів шкідливих речовин в атмосферу**

Table 2

**The feasibility of performing calculations
of pollutant dispersion in the atmosphere**

№ з/п	Найменування речовини	ГДК, ОБРВ, мг/м ³	М, г/с	Н	М/ГДК	Ф	Доцільність, так/ні
1	Азоту діоксид	0,2	0,12	9,2	0,60	0,1	так
2	Сажа	0,15	0,011	9,2	0,073	0,1	ні
3	Сірки діоксид	0,5	0,26	9,2	0,52	0,1	так
4	Сірководень	0,008	4,3·10 ⁻⁸	2,4	5,4·10 ⁻⁶	0,1	ні
5	Вуглецю оксид	5	0,63	9,2	0,13	0,1	ні
6	Бутан	200	0,79	2	0,004	0,1	ні
7	Бензол	1,5	2,3·10 ⁻⁸	2,4	1,5·10 ⁻⁸	0,1	ні
8	Бенз(а)пірен	0,0001	8,5·10 ⁻⁶	9,2	0,085	0,1	ні
9	Одорант СПМ	5·10 ⁻⁵	2,6·10 ⁻⁵	2	0,52	0,1	так
10	Вуглеводні граничні	1	0,43	2,2	0,43	0,1	так
11	Речов. у вигл. сусп. тверд. част.	0,5	2,93	3,75	5,86	0,1	так
12	Пропан	65	1,19	2	0,018	0,1	ні

Результати та обговорення

Асфальтобетон – це композиційний матеріал, що складається з мінеральних компонентів та органічного в'язучого, яким є бітум. Мінеральна частина включає гравій, пісок і мінеральний порошок, співвідношення яких визначається типом асфальтобетонної суміші. Для нижніх шарів дорожнього полотна характерний підвищений вміст гравію, що забезпечує необхідну міцність конструкції, тоді як у верхніх шарах переважають пісок і мінеральний порошок, завдяки чому формується рівна та зносостійка поверхня [2].

Асфальтобетонні суміші широко застосовуються в дорожньому та аеродромному будівництві, а також під час облаштування різноманітних майданчиків. Окрім цього, їх використовують як основу для зведення промислових об'єктів, а також як ізоляційний матеріал у гідротехнічному, електротехнічному та покриттєвому будівництві.

Асфальтобетонний завод розташований в Ківерцівському районі, Волинської області. Географічні координати центрів промислового майданчика: 50°49'52" Пн. ш., 25°28'59" Сх. д. Виробництво займає земельну ділянку площею 1,6 га поблизу магістральної дороги, що забезпечує безпосереднє транспортування сировини та готової асфальтобетонної суміші до об'єктів ремонту з мінімальними логістичними витратами. Промисловий майданчик межує: на півночі – з лісом і житловою забудовою; на північному сході – з лісовими насадженнями та автомобільною дорогою; на сході – з лісом і автошляхом; на південному сході – з лісом і дорогою; на півдні – з лісом, іншим промисловим підприємством та залізничною колією; на південному заході – з промисловою зоною іншого підприємства; на заході – з лісом і недиючою промисловою територією; на північному заході – з лісом і житловою забудовою. На підприємстві здійснюється виробництво асфальтобетону фактичною потужністю – 30 т/год. У виробничому процесі задіяні такі об'єкти та установки: прохідна, побутові приміщення, вагова, комплектна трансформаторна підстанція, стоянка автотранспорту, операторська, мобільна асфальтозмішувальна установка контейнерного типу CSD 1500, теплогенератор, дві цистерни для нагріву бітуму об'ємом 50 м³ і 26 м³, наземні резервуари для зберігання дизельного палива та скрапленого вуглеводневого газу (по 50 м³ кожен), а

також майданчики для зберігання інертних матеріалів (щебеню та відсіву). Сушильна установка, до складу якої входять сушильний, змішувальний і подрібнювальний агрегати з дизельним пальником, обладнана рукавним фільтром Nomex 400, що забезпечує ефективність очищення повітря понад 95 %.

Підприємство функціонує 210 днів на рік, загальний річний фонд робочого часу становить 1680 годин. Виробничий процес обслуговують 10 працівників.

Джерела утворення забруднюючих речовин у процесі роботи асфальтобетонного заводу пов'язані з кількома етапами технологічного циклу, зокрема з виробництвом асфальтобетонної суміші, нагріванням бітуму до робочої температури, зберіганням і транспортуванням інертних матеріалів (щебеню, відсіву), зберіганням палива в резервуарах, а також зі спалюванням палива під час теплових процесів.

Представимо результати розрахунку викидів забруднюючих речовин в атмосферу.

Під час використання джерел 1, 2 – дозуючих бункерів для відсіву з витратою сировини 15000 т/рік для кожного, джерела 3 – дозуючого бункеру для щебеню з витратою сировини 7000 т/рік, джерел 4,5 – дозуючих бункерів для щебеню з витратою сировини 6500 т/рік, та джерела 6 – стрічкового конвеєра у повітря потрапляють суспендовані тверді частинки недиференційовані за складом. Максимально разові (q_m) та валові (M^{BAL}) викиди яких подано в табл. 4.

При функціонуванні джерела 7 – цистерни для нагрівання бітуму об'ємом 26 м³ в атмосферу виділяються вуглеводні граничні C₁₂–C₁₉ (табл. 5).

При роботі джерела 8 – теплогенератора з витратою палива 4 т/рік забруднюючими речовинами є азоту оксиди, вуглецю оксид, сірки діоксид, бенз(а)пірен та суспендовані тверді частинки недиференційовані за складом. Результати розрахунків їх максимально разових та валових викидів представлено в табл. 6.

Максимально-разові та валові викиди забруднюючих речовин – сірководню, бензолу та вуглеводнів нвсичених C₁₂–C₁₉, які виділятимуться з джерела 9 – наземного резервуару для зберігання дизельного палива ємністю 2 м³ при річному об'ємі 324,7 м³/р подано в табл. 7.

Таблиця 4

Максимально-разові та валові викиди забруднюючих речовин з джерел 1–6

Table 4

Maximum single and total emissions of pollutants from sources 1–6

Джерело	Забруднююча речовина	M^{BAL} , т/рік	q_m , г/с
1, 2	Суспендовані тверді частинки недиференційовані за складом	0,0020	0,00033
3	Суспендовані тверді частинки недиференційовані за складом	0,00048	$7,9 \cdot 10^{-5}$
4,5	Суспендовані тверді частинки недиференційовані за складом	0,00044	$7,3 \cdot 10^{-5}$
6	Суспендовані тверді частинки недиференційовані за складом	2,12	0,35

Таблиця 5

Максимально-разовий та валовий викид забруднюючих речовин з джерела 7

Table 5

Maximum single and total emission of pollutants from source 7

№ з/п	Забруднююча речовина	M^{BAL} , т/рік	q_m , г/с
1	Вуглеводні граничні $C_{12}-C_{19}$	0,14	0,43

Таблиця 6

Максимально-разові та валові викиди забруднюючих речовин з джерела 8

Table 6

Maximum single and total emissions of pollutants from source 8

№ з/п	Найменування речовини	M^{BAL} , т/рік	q_m , г/с
1	Азоту оксиди (у перерахунку на діоксид)	0,010	0,0017
2	Вуглецю оксид	0,055	0,0091
3	Сірки діоксид	0,024	0,0040
4	Бенз(а)пірен	$6,4 \cdot 10^{-6}$	$1,1 \cdot 10^{-6}$
5	Суспендовані тверді частинки недиференційовані за складом	0,0010	0,00017

Таблиця 7

Максимально-разові та валові викиди забруднюючих речовин з джерела 9

Table 7

Maximum single and total emissions of pollutants from source 9

№ з/п	Найменування речовини	M^{BAL} , т/рік	q_m , г/с
1	Сірководень	$7,8 \cdot 10^{-7}$	$4,3 \cdot 10^{-8}$
2	Бензол	$4,2 \cdot 10^{-7}$	$2,3 \cdot 10^{-8}$
3	Вуглеводні насичені $C_{12}-C_{19}$	0,00028	$1,5 \cdot 10^{-5}$

При роботі джерела 10 – сушильного барабану асфальтозмішувальної установки, утворення викидів відбувається в сушильному, подрібнювальному та змішувальному агрегатах, при цьому в атмосферу потрапляють азоту оксиди, вуглецю оксид, сірки діоксид, бенз(а)пірен, суспендовані тверді час-

тинки недиференційовані за складом, а також парникові гази: метан, діоксид вуглецю, оксид діазоту, НМЛОС.

Величини їх максимально-разових та валових викидів при ефективності очистки 95 % подано в табл. 8.

Загальні викиди забруднюючих речовин при використанні джерела 11 – резерву-

ару для зберігання газу, об'ємом 50 м³ з максимальним заповненням – 85 % та відсотковим співвідношенням пропану – 60 %, бутану – 40 %, враховуючи природні втрати газу під час зберігання представлено в табл. 9.

Забруднюючими речовинами джерела 12 – площадки для зберігання інертних матеріалів щебеню та відсіву є суспендовані тверді частинки недиференційовані за складом, валовий та максимально-разовий викиди яких представлено в табл 10.

Таблиця 8

Максимально-разові та валові викиди забруднюючих речовин з джерела 10

Table 8

Maximum single and total emissions of pollutants from source 10

№ з/п	Найменування речовини	М ^{ВАЛ} , т/рік	q _м , г/с
1	Азоту оксиди (у перерахунку на діоксид)	0,70	0,12
2	Вуглецю оксид	3,72	0,62
3	Сірки діоксид	1,60	0,26
4	Бенз(а)пірен	4,5·10 ⁻⁰⁵	7,4·10 ⁻⁰⁶
5	Суспендовані тверді частинки недиференційовані за складом	12,98	2,15
Парникові гази			
6	Метан	1,3·10 ⁻⁰⁵	2,2·10 ⁻⁰⁶
7	Діоксид вуглецю	0,78	0,13
8	Оксид діазоту	1,3·10 ⁻⁰⁶	2,2·10 ⁻⁰⁷
9	НМЛОС	6,6·10 ⁻⁰⁵	1,1·10 ⁻⁰⁵

Таблиця 9

Максимально-разові та валові викиди забруднюючих речовин з джерела 11

Table 9

Maximum single and total emissions of pollutants from source 11

№ з/п	Найменування речовини	М ^{ВАЛ} , т/рік	q _м , г/с
1	Пропан	1,11	1,19
2	Бутан	0,73	0,79
3	Викид одоранту	2,4·10 ⁻⁰⁵	2,6·10 ⁻⁰⁵

Таблиця 10

Викиди забруднюючих речовин
при зберіганні й переміщенні відсіву та щебеню

Table 10

Emissions of pollutants during the storage and transportation of screenings and crushed stone

№ з/п	Найменування речовини	М ^{ВАЛ} , т/рік	q _м , г/с
1	Суспендовані тверді частинки недиференційовані за складом	9,63	0,43

Узагальнені результати викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря досліджуваним виробництвом асфальтобетонного дорожнього покриття представлено в табл. 11.

Узагальнені результати засвідчують, що процес виробництва асфальтобетонного дорожнього покриття супроводжується утворенням широкого спектра забруднювачів. Найбільший обсяг емісій припадає на суспендовані

тверді частинки недиференційовані за складом, маса яких становить 24,74 т/рік (табл. 11). Зокрема 22,61 т/рік, що становить 91,4 % усього обсягу твердих частинок на підприємстві є викидами джерела 10 сушильного барабану асфальтозмішувальної установки – 12,98 т/рік (табл. 8) та джерела 12 площадки для зберігання інертних матеріалів щебеню та відсіву – 9,63 т/рік (табл. 10). Такий розподіл підтверджує характерну для асфальтобетонного вироб-

бництва природу забруднення, зумовлену сушінням мінеральних матеріалів, транспортуванням та дозуванням компонентів суміші та

вказує на першочергову необхідність спрямування природоохоронних заходів на зменшення цих викидів [37].

Таблиця 11

Сумарні обсяги викидів забруднюючих речовин при виробництві асфальтобетонного дорожнього покриття

Table 11

Total volumes of pollutant emissions during asphalt concrete pavement production

№ з/п	Найменування речовини	Викид речовин, т/рік	№ з/п	Найменування речовини	Викид речовин, т/рік
1	Азоту діоксид	0,71	9	Бенз(а)пірен	$5,1 \cdot 10^{-5}$
2	Сажа	0,069	10	Одорант СПМ	$2,4 \cdot 10^{-5}$
3	Сірки діоксид	1,62	11	Вуглеводні граничні C ₁₂ –C ₁₉	0,14
4	Сірководень	$7,8 \cdot 10^{-7}$	12	Суспенд. тв. част. недиф. за складом	24,74
5	Вуглецю оксид	3,78	13	Пропан	1,11
6	Бутан	0,73	14	Діоксид вуглецю	0,78
7	Метан	$1,3 \cdot 10^{-5}$	15	Оксид діазоту	$1,3 \cdot 10^{-6}$
8	Бензол	$4,2 \cdot 10^{-7}$	16	НМЛОС	$6,6 \cdot 10^{-5}$

Значний внесок у загальну емісію також формують оксид вуглецю 3,78 т/рік та діоксид сірки 1,62 т/рік (табл. 11), при цьому 98,4 % 3,72 т/рік оксиду вуглецю та 98,8 % 1,6 т/рік діоксиду сірки генеруються джерелом 10 сушильним барабаном асфальтозмішувальної установки (табл. 8).

До групи забруднювачів із помірним рівнем утворення належать бутан (0,73 т/рік), діоксид азоту (0,71 т/рік), діоксид вуглецю (0,78 т/рік) та вуглеводні граничні C₁₂–C₁₉ (0,14 т/рік) (табл. 11). Їх концентрації відображають використання паливно-енергетичних ресурсів у технологічному циклі, а також випаровування органічних сполук із бітумних матеріалів. Викиди пропану (1,11 т/рік), хоча й нижчі за тверді частинки та оксид вуглецю, характеризують можливі втрати паливних газів під час роботи пальникового обладнання.

Значно нижчими є викиди малотоннажних, але токсикологічно значущих речовин. Серед них: сажа – 0,069 т/рік, неметанові леткі органічні сполуки (НМЛОС) – $6,6 \cdot 10^{-5}$ т/рік, одорант СПМ – $2,4 \cdot 10^{-5}$ т/рік, метан – $1,3 \cdot 10^{-5}$ т/рік. Викиди бензолу ($4,2 \cdot 10^{-7}$ т/рік), оксиду діазоту ($1,3 \cdot 10^{-6}$ т/рік) та сірководню ($7,8 \cdot 10^{-7}$ т/рік) мають малі значення, однак з екологіч-

ної точки зору ці сполуки є потенційно небезпечними навіть у низьких концентраціях, що потребує їх контролю через високий клас токсичності.

Важливо зазначити, щодо бенз(а)пірену, хоч його маса становить лише $5,1 \cdot 10^{-5}$ т/рік, він належить до 1 класу небезпеки та є особливо небезпечним канцерогеном, притаманним процесам термічного розкладу бітуму. Його наявність у спектрі емісій підтверджує необхідність безперервного екологічного моніторингу технологічних операцій із нагрівання компонентів.

Що стосується концентрацій забруднюючих речовин на межі санітарно-захисної зони, то оцінка впливу викидів забруднюючих речовин на стан забруднення атмосферного повітря здійснювалася за даними результатів розрахунків розсіювання. Максимальні сумарні з фоном концентрації забруднюючих речовин на межі СЗЗ наведено в табл. 12.

Схему моделювання розрахунку приземної концентрації сірки діоксиду в приземному шарі атмосферного повітря на межі санітарно-захисної зони представлено на рис. 1. Картограма розсіювання представлена у прямокутній системі координат, що дозволяє

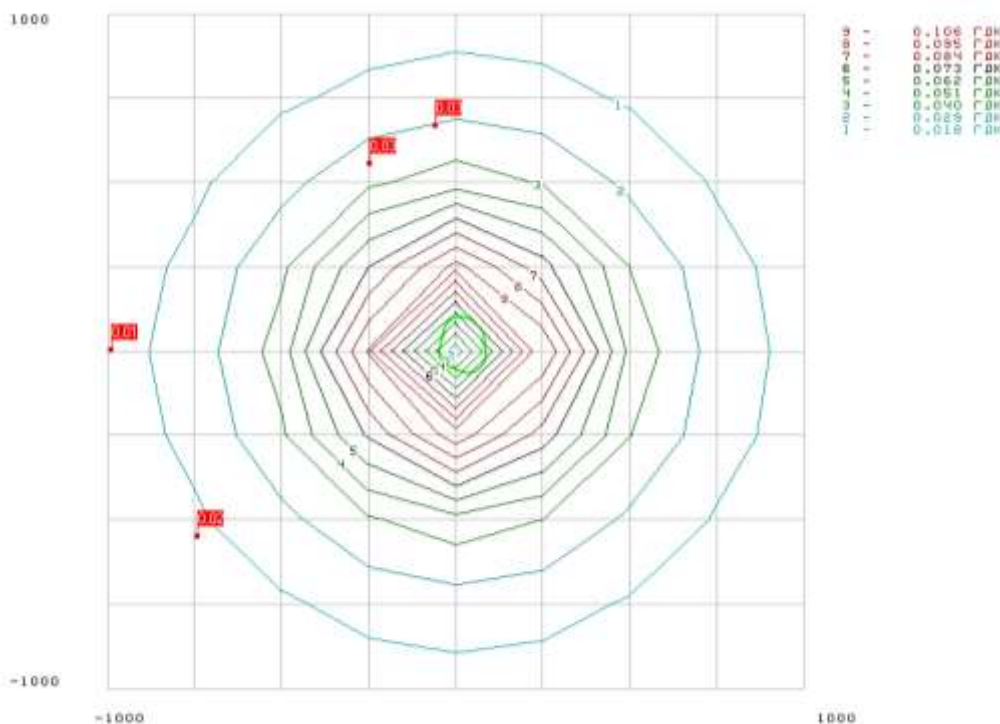
Таблиця 12

Максимальні сумарні з фоном концентрації забруднюючих речовин
на межі санітарно-захисної зони

Table 12

Maximum total concentrations of pollutants, including background levels, at the boundary of the
sanitary protection zone

№ з/п	Найменування речовини	Частка ГДК з врахуванням фону	Максимальна концентрація, мг/м ³
1	Азоту діоксид	0,44	0,088
2	Сажа	0,45	0,068
3	Сірки діоксид	0,43	0,22
4	Сірководень	0,45	0,0036
5	Вуглецю оксид	0,45	2,25
6	Бутан	0,45	90
7	Бензол	0,45	0,68
8	Бенз(а)пірен	0,15	$1,5 \cdot 10^{-07}$
9	Одорант СПМ	0,49	$2,5 \cdot 10^{-5}$
10	Вуглеводні граничні C ₁₂ –C ₁₉	0,55	0,55
11	Суспендовані тверді частинки недиференційовані за складом	0,97	0,49
12	Пропан	0,45	29,25



Значення від –1000 до +1000 м на обох осях означають відстань від джерела викидів у метрах. У центрі (0;0) – точка розташування джерела, 4 точки дослідження виділені позначками.

Рис. 1 – Концентрація сірки діоксиду в приземному шарі атмосферного повітря на межі санітарно-захисної зони

Values from –1000 m to +1000 m on both axes indicate the distance from the emission source
In the center (0;0) is the point of the source location, 4 survey points are marked.

Fig. 1 – Concentration of sulfur dioxide in the ground-level atmospheric air at the boundary of the
sanitary protection zone

оцінити максимальні концентрації у різних напрямках. Горизонтальна вісь (X) і вертикальна вісь (Y) – це координатні осі, що задають напрямки розсіювання у просторі.

Отже, з урахуванням фонових показників забруднення, концентрації шкідливих речовин у приземному шарі атмосферного повітря на межі санітарно-захисної зони не перевищують установлених гігієнічних нормативів. Однак, необхідно звернути увагу, що найбільша частка від ГДК з урахуванням фону встановлена для суспендованих твердих частинок, недиференційованих за складом, яка сягає 0,97 при максимальній концентрації 0,49 мг/м³ (табл. 12). Це свідчить про те, що пилові забруднення залишаються ключовим чинником погіршення якості атмосферного повітря, формуючи найбільш ризикову ситуацію в межах санітарно-захисної зони. Високе значення частки ГДК відображає інтенсивність пилових процесів, характерних для технологічних операцій сушіння та транспортування мінеральних матеріалів.

Досить високі значення часток ГДК також характерні для вуглеводнів граничних C₁₂–C₁₉ (0,55), максимальна концентрація яких становить 0,55 мг/м³, що вказує на значний внесок органічних сполук, утворених переважно під час нагрівання та обробки бітумовмісних матеріалів. Подібні значення мають одорант СПМ (0,49; 2,5·10⁻⁵ мг/м³), сажа (0,45; 0,068 мг/м³), сірководень (0,45; 0,0036 мг/м³), оксид вуглецю (0,45; 2,25 мг/м³), бутан (0,45; 90 мг/м³), бензол (0,45; 0,68 мг/м³) та пропан (0,45; 29,25 мг/м³). Характерною ознакою цієї групи є те, що їх частки ГДК становлять майже половину нормативного значення, що свідчить про потенційну можливість досягнення критичних концентрацій при збільшенні виробничого навантаження або несприятливих метеорологічних умовах.

Дещо нижче значення частки ГДК мають діоксид азоту (0,44; 0,088 мг/м³) та діоксид сірки (0,43; 0,22 мг/м³). Незважаючи на відносно менший внесок у загальний рівень забруднення, ці газоподібні компоненти мають важливе екотоксикологічне значення та можуть спричиняти суттєві ризики для здоров'я населення за умов довготривалого впливу.

Незважаючи на низьку масову частку бенз(а)пірену, для якого частка ГДК становить 0,15 за максимальної концентрації 1,5·10⁻⁷ мг/м³, ця сполука належить до високонебезпечних канцерогенів і навіть дуже малі її концентрації можуть бути високими в аспекті канцерогенного ризику. Така ситуація потребує ретельного моніторингу процесів термообробки бітуму.

Отже, попри те, що показники викидів забруднюючих речовин асфальтобетонного дорожнього покриття знаходяться в межах норми, тривалий контакт з ними може становити потенційну небезпеку для працівників виробництва та мешканців прилеглих територій. Постійне перебування в зоні впливу навіть незначних концентрацій забруднюючих речовин може призвести до порушень роботи дихальної системи, зниження імунної реактивності організму та розвитку хронічних захворювань.

Для зменшення негативного впливу викидів і забезпечення екологічно безпечного функціонування виробництва асфальтобетонного дорожнього покриття доцільним є впровадження наступних заходів:

- модернізація технологічного обладнання (зокрема сушильних і змішувальних агрегатів) для зниження рівня викидів пилу, продуктів згоряння та летких органічних сполук;
- застосування сучасних систем очищення повітря (рукавних або касетних фільтрів) з ефективністю понад 95 %;
- раціональна організація процесів зберігання і транспортування інертних матеріалів для мінімізації пилоутворення;
- проведення регулярного технічного обслуговування теплогенераторів, пальників і систем подачі палива для запобігання витокам та неповному згорянню;
- створення зелених захисних насаджень навколо проммайданчика для часткового поглинання забруднюючих речовин та зниження рівня шумового навантаження;
- організація постійного моніторингу атмосферного повітря в межах санітарно-захисної зони та періодичне проведення екологічного аудиту діяльності підприємства;
- підвищення екологічної компетентності персоналу шляхом проведення навчань і тренінгів з питань охорони довкілля

та безпечного поводження з паливно-мастильними матеріалами.

Реалізація цих заходів сприятиме зменшенню техногенного навантаження на ат-

мосферу, поліпшенню якості повітря на території підприємства, підвищенню безпеки умов праці та забезпеченню сталого розвитку території.

Висновки

Процес виробництва асфальтобетонного дорожнього покриття створює багатокомпонентне техногенне навантаження на атмосферне повітря, у структурі якого домінують пилові та органічні забруднення. Виявлено, що найбільш критичними є викиди суспендованих твердих частинок недиференційовані за складом, концентрація яких у приземному шарі атмосферного повітря наближаються до гранично допустимих рівнів. Саме це визначає основу формування підвищеного ризику деградації якості атмосферного повітря в межах санітарно-захисної зони та може спричинити появу несприятливих умов для функціонування екосистем і перебування людей.

Особливої уваги потребують низькотоннажні, але високонебезпечні токсичні речовини – бенз(а)пірен, бензол і сірководень. Незважаючи на порівняно низькі концентрації, їх небезпека полягає у здатності спричиняти хронічний канцерогенний вплив навіть при тривалому надходженні у малих дозах. Наявність таких компонентів у складі атмо-

сферних емісій свідчить про складний характер термічних і хімічних процесів, що супроводжують приготування асфальтобетонної суміші, і зумовлює необхідність реалізації системного моніторингу цих речовин.

Отримані результати дослідження формують науково обґрунтовану основу для подальших етапів екологічного моделювання, зокрема для просторово-часового аналізу розсіювання забруднювачів, визначення критичних зон впливу, оцінювання ризиків для здоров'я населення та формування регіональних екологічних обмежень. З огляду на виявлені закономірності, доцільним є розроблення цільових природоохоронних заходів, орієнтованих на мінімізацію пилових викидів, зниження утворення органічних сполук у процесах нагрівання бітуму та вдосконалення технологічних режимів роботи обладнання. Таким чином, результати дослідження визначають ключові напрямки підвищення екологічної безпеки асфальтобетонного виробництва та слугують базою для подальших екологічних рішень у контексті забезпечення сталого розвитку.

Конфлікт інтересів

Автори заявляють, що конфлікту інтересів щодо публікації цього рукопису немає. Крім того, автори повністю дотримувались етичних норм, включаючи плагіат, фальсифікацію даних та подвійну публікацію.

Внесок авторів: автори зробили рівний внесок у цю роботу
В роботі не використано ресурс штучного інтелекту.

Список використаної літератури

1. Аболмасова Г. В., Пісня Л. А., Черепньов І. А., Калінін І. В. Комплексна екологічна оцінка впливу системи «автомобіль-дорога-середовище» на об'єкти навколишнього природного середовища. *Інженерія природокористування*. 2019. № 4(14). С. 75–85. DOI: [https://doi.org/10.37700/enm.2019.4\(14\).75-85](https://doi.org/10.37700/enm.2019.4(14).75-85)
2. Пінчук А., Медведєва О. В. Оцінка впливу на довкілля процесів виготовлення асфальтобетону. *Наукові записки*. Вип. 10. Част. II. 2010. С. 380–383.
3. Савенко В. Я., Бондаренко Л. П. Метод оцінки впливу дорожньо-транспортного комплексу на екологічний стан довкілля на основі комп'ютерного моделювання. *Автомобільні дороги і дорожнє будівництво*. 2015. №. 94. С. 219–225.
4. Караїм О. А., Милько І. П., Караїм В. П. Формування системи екологічного менеджменту підприємств в аспекті відновлення сталого розвитку регіонів. *Наукові праці ДонНТУ. Серія: «Економічна»*. 2022. № 2 (26). С. 29–38. DOI: [http://doi.org/10.31474/1680-0044-2022-2\(26\)-29-38](http://doi.org/10.31474/1680-0044-2022-2(26)-29-38)

5. Abdalla A., Faheem A. F., Walters E. Life cycle assessment of eco-friendly asphalt pavement involving multi-recycled materials: A comparative study. *Journal of Cleaner Production*. 2022. Vol. 362. Article 132471. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132471>
6. Gruber M. R., Hofko B. Life Cycle Assessment of Greenhouse Gas Emissions from Recycled Asphalt Pavement Production. *Sustainability*. 2023. Vol. 15(5). Article 4629. DOI: <https://doi.org/10.3390/su15054629>
7. Milad A., Babalghaith A. M., Al-Sabaei A. M., Dulaimi A., Ali A., Reddy S. S., Yusoff N. I. M. A comparative review of hot and warm mix asphalt technologies from environmental and economic perspectives: towards a sustainable asphalt pavement. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2022. Vol. 19(22). Article 14863. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph192214863>
8. Salehi S., Arashpour M., Kodikara J., Guppy R. Sustainable pavement construction: A systematic literature review of environmental and economic analysis of recycled materials. *Journal of Cleaner Production*. 2021. Vol. 313. Article 127936. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127936>
9. Diab L., Al-Qadi I. L. Life cycle assessment for the use of waste plastics in asphalt concrete mixes. *Transportation Research Record*. 2024. Vol. 2678 № 11. 1601–1613. DOI: <https://doi.org/10.1177/03611981241245674>
10. Azam A., Gabr A., Ezzat H., Arab M., Alshammari T. O., Alotaib E., Zeiada W. Life cycle assessment and pavement performance of recycled aggregates in road construction. *Case Studies in Construction Materials*. 2024. Vol. 20. Article e03062. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cscm.2024.e03062>
11. Zhao W., Yang Q. Life cycle assessment and multi-index performance evaluation of semi-flexible pavement after composite modification by using fly ash, rubber particles, warm mixing asphalt and recycled asphalt pavement. *Construction and Building Materials*. 2023. Vol. 364. Article 129945. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2022.129945>
12. Liu Y., Liu Z., Zhu Y., Zhang H. A review of sustainability in hot asphalt production: Greenhouse gas emissions and energy consumption. *Applied Sciences*. 2024. Vol. 14(22). Article 10246. DOI: <https://doi.org/10.3390/app142210246>
13. Ferrotti G., Mancinelli E., Passerini G., Canestrari F. Comparison of energy and environmental performance between warm and hot mix asphalt concrete production: A case study. *Construction and Building Materials*. 2024. Vol. 418, Article 135453. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2024.135453>
14. Kharat D. S. Emissions from hot mix asphalt plants and their impact on ambient air quality. *Water, Air, & Soil Pollution*. 2022. Vol. 233. Article 464. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05950-w>
15. Schönauer P., Gruber M. R., Hofko B. Case study of a batch asphalt mix plant: Energy consumption and emission allocation based on primary data. *Case Studies in Construction Materials*. 2024. Vol. 21. Article e03669. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cscm.2024.e03669>
16. Barbieri D. M., Lou B., Wang F., Hoff I., Wu S., Li J., Vignisdottir H. R., Bohne R. A., Anastasio S., Kristensen T. Assessment of carbon dioxide emissions during production, construction and use stages of asphalt pavements. *Transportation Research Interdisciplinary Perspectives*. 2021. Vol. 11. Article 100436. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.trip.2021.100436>
17. Zhang X., Zeng Y., Feng Y., Zhang C., Zhang L. Carbon emissions analysis of producing modified asphalt with natural asphalt. *Green Processing and Synthesis*. 2023. Vol. 12(1). Article 20228146. DOI: <https://doi.org/10.1515/gps-2022-8146>
18. Huang X., Ouyang Y., Zhang D., Yu H. Greenhouse gas emission of recycled concrete production for pavement construction considering carbon uptake. *Developments in the Built Environment*. 2025. Vol. 22. Article 100646. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.dibe.2025.100646>
19. Raulf-Heimsoth M., Pesch B., Kendzia B., Spickenheuer A., Bramer R., Marczyński B., Brüning T. Irritative effects of vapours and aerosols of bitumen on the airways assessed by non-invasive methods. *Archives of toxicology*. 2011. Vol. 85. P. 41–52. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00204-011-0681-6>
20. Mousavi M., Emrani J., Teleha J. C., Jiang G., Johnson B. D., Shamshirpour A., Fini E. H. Health risks of asphalt emission: State-of-the-art, advances and research gaps. *Journal of Hazardous Materials*. 2024. Vol. 480. Article 136048. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.136048>
21. Wang Z., Li H., Jia M., Du Q. Emission risk and inhibition technology of asphalt fume from crumb rubber modified asphalt. *Sustainability*. 2024. Vol. 16(20). Article 8840. DOI: <https://doi.org/10.3390/su16208840>
22. Chlebnikovas A., Marčiulaitienė E., Šernas O., Škulteckė J., Januševičius T. Research on air pollutants and odour emissions from paving hot-mix asphalt with end-of-life tyre rubber. *Environment International*. 2023. Vol. 181. Article 108281. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108281>
23. Pahlavan F., Gholipour A., Zhou T., Fini E. H. Cleaner asphalt production by suppressing emissions using phenolic compounds. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*. 2023. Vol. 11(7). P. 2737–2751. DOI: <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.2c05345>

24. EN 15804+A2:2019; Sustainability of Construction Works–Environmental Product Declarations–Core Rules for the Product Category of Construction Products. CEN-CENELEC: Bruxelles, Belgium, 2019. URL: https://nmfv.dk/wp-content/uploads/2024/01/EN-15804-A2.pdf?utm_source=chatgpt.com
25. International Organization for Standardization (ISO). URL: <https://www.iso.org/obp/ui/en/#iso:std:iso:14001>
26. Air Quality Dispersion Modeling – Preferred and Recommended Models. AERMOD. URL: <https://www.epa.gov/scram/air-quality-dispersion-modeling-preferred-and-recommended-models#aermod>
27. CERC. ADMS model overview. Cambridge Environmental Research Consultants. URL: <https://www.cerc.co.uk/environmental-software/ADMS-model.html>
28. Про затвердження Інструкції про вимоги до оформлення документів, в яких обґрунтовуються обсяги викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря стаціонарними джерелами. Наказ Міндовкілля № 448 від 27.06.2023. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z1475-23#Text>
29. ДСТУ 8725:2017. Якість повітря. Викиди стаціонарних джерел. Методи визначення швидкості та об'ємної витрати газопилових потоків. Київ, 2018. 50 с. URL: https://www.ksv.biz.ua/GOST/DSTY_ALL/DSTU4/dstu_8725-2017.pdf
30. КНД 211.2.3.063-98 Охорона навколишнього природного середовища та раціональне використання природних ресурсів. Метрологічне забезпечення. Відбір проб промислових викидів. Інструкція. Зі зміною № 1. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=51576
31. Збірник методик із розрахунку вмісту забруднюючих речовин у викидах неорганізованих джерел забруднення атмосфери. ОАО «УкрНТЕК». Донецьк, 1994 р. 125 с.
32. Збірник показників емісії (питомих викидів) забруднюючих речовин в атмосферне повітря різними виробництвами, Український науковий центр технічної екології. Донецьк, 2004. Том I. 184 с.
33. Інструкція із експлуатації газоаналізатора ОКЦИ-5М-5Н. Харків. 2010. 16 с.
34. МВВ № 081/12-0161-05. Викиди газопилові промислові. Методика виконання вимірювань масової концентрації речовини у вигляді суспендованих твердих частинок в організованих викидах стаціонарних джерел гравіметричним методом. URL: http://online.budstandart.com/ua/catalog/docpage?id_doc=76450
35. Паспорт мобільної асфальто-змішувальної установки контейнерного типу CSD 1500.
36. Про затвердження Порядку визначення величин фонових концентрацій забруднюючих речовин в атмосферному повітрі. Наказ Міністерства екології та природних ресурсів України № 286 від 30.07.2001. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0700-01#Text>
37. Караїм О. А., Цьось О. О., Бакараєв О. О., Бедункова О. О., Караїм В. П., Хомацький В. М. Екологічний контроль впливу на довкілля викидів забруднюючих речовин при виробництві асфальтобетону. *Вісник НУВГП. Сільськогосподарські науки* 2023. Вип. 3 (103). С. 97–115. DOI: <https://doi.org/10.31713/vs320237>

Стаття надійшла до редакції 10.10.2025
Стаття рекомендована до друку 30.11.2025

Переглянуто 28.11.2025
Опубліковано 30.12.2025

O. A. KARAIM¹, PhD (Economic), Associate Prof,
Associate Professor of the Department of Ecology and Protection of Environment,
e-mail: olha.karaim@vnu.edu.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-1722-4110>

O. A. BAKARAIEV,
Founder of LLC
e-mail: Vepp@ukr.net ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-6876-2840>
"VOLYNEKOPROMPROEKT" LLC
7 Gulaka-Artemovsky St., apt. 75, Lutsk, Volyn region, 43005, Ukraine

V. P. KARAIM¹,
PhD Student,
e-mail: karaim.volodymyr@vnu.edu.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-4053-8019>

Z. V. LAVRYNYUK¹, PhD (Chemistry),
Associate Professor of the Department of Ecology and Protection of Environment,
e-mail: lavrynyuk.zoryana@vnu.edu.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-1906-3330>

V. S. ANTONIUK¹,
Master's Student,
e-mail: Antoniuk.Vadym2024@vnu.edu.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0003-9462-805X>;
¹*Lesya Ukrainka Volyn National University*
13 Volya Ave., Lutsk, Volyn region, 43025, Ukraine

ASSESSMENT OF POLLUTANT EMISSIONS AND MODELING THEIR IMPACT ON AMBIENT AIR QUALITY DURING ASPHALT CONCRETE PAVEMENT PRODUCTION

Purpose. To determine the composition and volumes of pollutant emissions generated during asphalt concrete pavement production and to model their dispersion in the ambient air.

Methods. Analytical, computational, experimental, comparative methods, as well as information modeling and forecasting.

Results. The analysis showed that the main emission sources include dosing hoppers, the belt conveyor, the bitumen heating tank, the heat generator, above-ground fuel storage tanks, and the drying unit. Maximum single and total emissions were determined based on instrumental measurements and analytical calculations. It was established that the production process releases suspended particulate matter (not differentiated by composition), saturated hydrocarbons C₁₂–C₁₉, propane, butane, benzene, hydrogen sulfide, carbon monoxide, nitrogen dioxide, and sulfur dioxide. The calculated ground-level concentrations of pollutants, taking background levels into account, do not exceed hygienic standards at the boundary of the sanitary protection zone. However, ground-level concentrations of suspended particulate matter approach their maximum allowable limits. This indicates an increased risk of air quality degradation within the sanitary protection zone and may adversely affect ecosystem health and living conditions for the population. Low-mass yet highly toxic components—benzo[a]pyrene, benzene, and hydrogen sulfide—remain of particular concern. Even at low concentrations, they can exert chronic carcinogenic effects. Their presence reflects the complex chemical and thermal processes underlying emission formation and underscores the need for systematic monitoring of these substances.

Conclusions. Asphalt concrete pavement production exerts a complex impact on ambient air quality, dominated by particulate and organic pollutants. The most critical are the concentrations of suspended particulate matter and saturated hydrocarbons, while low-volume toxic components (benzo[a]pyrene, benzene, hydrogen sulfide) contribute additional long-term risks. The obtained concentration characteristics form the basis for further dispersion modeling, identification of zones of maximum impact, and the development of environmental protection measures.

KEYWORDS: *ambient air, assessment, environmental impact, pollutants, emissions, asphalt concrete pavement production*

Conflict of Interest

The authors declare no conflict of interest regarding the publication of this manuscript. Further-more, the authors have fully adhered to ethical norms, including avoiding plagiarism, data falsification, and duplicate publication.

Authors Contribution: authors have contributed equally to this work.
The work does not use artificial intelligence resources.

References

1. Abolmasova, H. V., Pisia, L. A., Cherepnov, I. A., & Kalinin, I. V. (2019). Comprehensive ecological assessment of the “vehicle–road–environment” system’s impact on surrounding natural–environment objects. *Engineering of Nature Management*, 4(14), 75–85. [https://doi.org/10.37700/enm.2019.4\(14\).75-85](https://doi.org/10.37700/enm.2019.4(14).75-85) (in Ukrainian).
2. Pinchuk, A., & Medvedieva, O. V. (2010). Environmental impact assessment of asphalt concrete production processes. *Naukovi zapysky*, (10), Part II, 380–383. (in Ukrainian).
3. Savenko, V. Y., & Bondarenko, L. P. (2015). A method for assessing the impact of a road–transport complex on the ecological state of the environment based on computer modelling. *Automobile Roads and Road Construction*, 94, 219–225. (in Ukrainian).
4. Karaim, O. A., Mylko, I. P., & Karaim, V. P. (2022). Formation of an enterprise environmental management system in the context of restoring sustainable regional development. *Naukovi pratsi DonNTU. Series: “Economic”*, 2(26), 29–38. [https://doi.org/10.31474/1680-0044-2022-2\(26\)-29-38](https://doi.org/10.31474/1680-0044-2022-2(26)-29-38) (in Ukrainian).
5. Kherson.Abdalla, A., Faheem, A. F., & Walters, E. (2022). Life cycle assessment of eco-friendly asphalt pavement involving multi-recycled materials: A comparative study. *Journal of Cleaner Production*, 362, 132471. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132471>
6. Gruber, M. R., & Hofko, B. (2023). Life Cycle Assessment of Greenhouse Gas Emissions from Recycled Asphalt Pavement Production. *Sustainability*, 15(5), 4629. <https://doi.org/10.3390/su15054629>
7. Milad, A., Babalghaith, A. M., Al-Sabaei, A. M., Dulaimi, A., Ali, A., Reddy, S. S., ... & Yusoff, N. I. M. (2022). A comparative review of hot and warm mix asphalt technologies from environmental and economic perspectives: towards a sustainable asphalt pavement. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(22), 14863. <https://doi.org/10.3390/ijerph192214863>
8. Salehi, S., Arashpour, M., Kodikara, J., & Guppy, R. (2021). Sustainable pavement construction: A systematic literature review of environmental and economic analysis of recycled materials. *Journal of Cleaner Production*, 313, 127936. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127936>
9. Diab, L., & Al-Qadi, I. L. (2024). Life cycle assessment for the use of waste plastics in asphalt concrete mixes. *Transportation Research Record*, 2678(11), 1601–1613. <https://doi.org/10.1177/03611981241245674>
10. Azam, A., Gabr, A., Ezzat, H., Arab, M., Alshammari, T. O., Alotaib, E., & Zeiada, W. (2024). Life cycle assessment and pavement performance of recycled aggregates in road construction. *Case Studies in Construction Materials*, 20, e03062. <https://doi.org/10.1016/j.cscm.2024.e03062>
11. Zhao, W., & Yang, Q. (2023). Life cycle assessment and multi-index performance evaluation of semi-flexible pavement after composite modification by using fly ash, rubber particles, warm mixing asphalt and recycled asphalt pavement. *Construction and Building Materials*, 364, 129945. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2022.129945>
12. Liu, Y., Liu, Z., Zhu, Y., & Zhang, H. (2024). A review of sustainability in hot asphalt production: Greenhouse gas emissions and energy consumption. *Applied Sciences*, 14(22), 10246. <https://doi.org/10.3390/app142210246>
13. Ferrotti, G., Mancinelli, E., Passerini, G., & Canestrari, F. (2024). Comparison of energy and environmental performance between warm and hot mix asphalt concrete production: A case study. *Construction and Building Materials*, 418, 135453. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2024.135453>
14. Kharat, D. S. (2022). Emissions from hot mix asphalt plants and their impact on ambient air quality. *Water, Air, & Soil Pollution*, 233, 464. <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05950-w>
15. Schönauer, P., Gruber, M. R., & Hofko, B. (2024). Case study of a batch asphalt mix plant: Energy consumption and emission allocation based on primary data. *Case Studies in Construction Materials*, 21, e03669. <https://doi.org/10.1016/j.cscm.2024.e03669>
16. Barbieri, D. M., Lou, B., Wang, F., Hoff, I., Wu, S., Li, J., Vignisdottir, H. R., Bohne, R. A., Anastasio, S., & Kristensen, T. (2021). Assessment of carbon dioxide emissions during production, construction and use stages of asphalt pavements. *Transportation Research Interdisciplinary Perspectives*, 11, 100436. <https://doi.org/10.1016/j.trip.2021.100436>
17. Zhang, X., Zeng, Y., Feng, Y., Zhang, C. & Zhang, L. (2023). Carbon emissions analysis of producing modified asphalt with natural asphalt. *Green Processing and Synthesis*, 12(1), 20228146. <https://doi.org/10.1515/gps-2022-8146>
18. Huang, X., Ouyang, Y., Zhang, D., & Yu, H. (2025). Greenhouse gas emission of recycled concrete production for pavement construction considering carbon uptake. *Developments in the Built Environment*, 22, 100646. <https://doi.org/10.1016/j.dibe.2025.100646>
19. Raulf-Heimsoth, M., Pesch, B., Kendzia, B., Spickenheuer, A., Bramer, R., Marczyński, B., ... & Brüning, T. (2011). Irritative effects of vapours and aerosols of bitumen on the airways assessed by non-invasive methods. *Archives of toxicology*, 85, 41-52. <https://doi.org/10.1007/s00204-011-0681-6>
20. Mousavi, M., Emrani, J., Teleha, J. C., Jiang, G., Johnson, B. D., Shamshiripour, A., & Fini, E. H. (2024). Health risks of asphalt emission: State-of-the-art, advances and research gaps. *Journal of Hazardous Materials*, 480, 136048. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.136048>

21. Wang, Z., Li, H., Jia, M., & Du, Q. (2024). Emission risk and inhibition technology of asphalt fume from crumb rubber modified asphalt. *Sustainability*, 16(20), 8840. <https://doi.org/10.3390/su16208840>
22. Chlebnikovas, A., Marčiulaitienė, E., Šernas, O., Škulček, J., & Januševičius, T. (2023). Research on air pollutants and odour emissions from paving hot-mix asphalt with end-of-life tyre rubber. *Environment International*, 181, 108281. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108281>
23. Pahlavan, F., Gholipour, A., Zhou, T., & Fini, E. H. (2023). Cleaner asphalt production by suppressing emissions using phenolic compounds. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 11(7), 2737–2751. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.2c05345>
24. EN 15804+A2:2019; Sustainability of Construction Works—Environmental Product Declarations—Core Rules for the Product Category of Construction Products. CEN-CENELEC: Bruxelles, Belgium, 2019. https://nmfv.dk/wp-content/uploads/2024/01/EN-15804-A2.pdf?utm_source=chatgpt.com
25. International Organization for Standardization (ISO). (n.d.). <https://www.iso.org/obp/ui/en/#iso:std:iso:14001>
26. Air Quality Dispersion Modeling – Preferred and Recommended Models. AERMOD. URL: <https://www.epa.gov/scram/air-quality-dispersion-modeling-preferred-and-recommended-models#aermod>
27. CERC. ADMS model overview. Cambridge Environmental Research Consultants. URL: <https://www.cerc.co.uk/environmental-software/ADMS-model.html>
28. Ministry of Environment of Ukraine. (2023, June 27). Order No. 448: Approval of the Instruction on requirements for documents substantiating volumes of pollutant emissions into the atmospheric air from stationary sources. Retrieved July 14, 2025, from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z1475-23#Text> (in Ukrainian).
29. DSTU 8725:2017. (2018). Air quality: Emissions from stationary sources. Methods for determination of velocity and volumetric flow of gas–dust streams. Kyiv: Derzhspozhyvstandart. (Ukrainian State Standard)
30. KND 211.2.3.063-98. (n.d.). Environmental protection and rational use of natural resources. Metrological support. Sampling of industrial emissions. Instruction. (Amendment № 1). Retrieved July 14, 2025, from https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=51576 (in Ukrainian).
31. OAO “UkrNTEK”. (1994). Collection of methods for calculation of pollutant contents from unorganised atmospheric pollution sources. Donetsk: OAO UkrNTEK (in Ukrainian).
32. Ukrainian Scientific Centre of Technical Ecology. (2004). Collection of emission indicators (specific emissions) of pollutants into the atmospheric air from various productions, Vol. I. Donetsk: Author.
33. Manufacturer’s Instruction. (2010). Manual for gaseous analyser OKSI-5M-5H. Kharkiv (in Ukrainian).
34. MVV No. 081/12-0161-05. (n.d.). Industrial gas–dust emissions: Methodology for measurement of mass concentration of suspended solids in organised emissions of stationary sources by gravimetric method. Retrieved July 14, 2025, from http://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=76450 (in Ukrainian).
35. Manufacturer’s technical passport. (n.d.). Mobile container-type asphalt mixing unit CSD 1500.
36. Ministry of Ecology and Natural Resources of Ukraine. (2001, July 30). Order No. 286: Approval of the Procedure for determining background concentrations of pollutants in atmospheric air. Retrieved July 14, 2025, from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0700-01#Text> (in Ukrainian).
37. Karaim, O. A., Tsos, O. O., Bakaraiev, O. O., Bedunkova, O. O., Karaim, V. P., & Khomatskyi, V. M. (2023). Environmental control of pollutant emissions impact during asphalt concrete production. *Visnyk NUVGP. Agricultural Sciences*, 3(103), 97–115. <https://doi.org/10.31713/vs320237> (in Ukrainian).

The article was received by the editors 10.10.2025
The article is recommended for printing 30.11.2025

The article was revised 28.11.2025
This article published 30.12.2025

DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-11>

UDC (УДК): 502.55:504.064.4:519.876.5

E. O. KOCHANOV, PhD (Military),

Associate Professor of the Department of Environmental Monitoring and Protected Areas Management

e-mail: kochanov@karazin.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-8443-4054>

V. N. Karazin Kharkiv National University,
4, Svobody Sq., Kharkiv, 61022, Ukraine

ANALYSIS AND IMPROVEMENT OF CHEMICAL POLLUTION DISPERSION MODELS IN THE ENVIRONMENT

Purpose. To develop and analytically substantiate a model for assessing the chemical situation during accidents at chemically hazardous facilities, taking into account the specific features of the formation of primary and secondary chemical contamination.

Methods. The study uses an integrated analytical approach to modeling chemical contamination scenarios by applying modified atmospheric diffusion equations, formulas for calculating the mass of substance evaporation, the duration of cloud formation, and its spatial dispersion.

Results. Special attention is paid to incorporating the roughness of the underlying surface, which affects the parameters of toxic cloud dispersion, and to determining the depth of impact zones depending on the type of hazardous substance, meteorological conditions, and site characteristics. The surface roughness parameter was introduced to account for terrain heterogeneity. Calculations were performed for various categories of hazardous substances (ammonia, chlorine) under typical conditions for Ukraine. Reference and regulatory data, as well as algorithms and scenarios from practical assessments of chemical situations, were used. Based on the developed model, calculations of the affected area for typical chemically hazardous facilities were performed; the penetration depth of toxic clouds was determined depending on the type of underlying surface, wind speed, and temperature. It was shown that accounting for roughness increases the accuracy of assessments by 12–18%, which is critical for operational decision-making. It was also established that the secondary cloud forms an additional risk zone, which under certain conditions may exceed the area of primary contamination. The model's applicability for use in environmental monitoring and forecasting the consequences of man-made accidents was demonstrated.

Conclusions. The proposed model allows for the consideration of topographic and meteorological factors in assessing chemical contamination. This improves the accuracy of determining the boundaries of affected zones and can be integrated into decision-support systems for rapid response by emergency services, environmental monitoring, and territorial planning under conditions of potential man-made hazards.

KEYWORDS: *chemically hazardous facility, chemical situation, secondary contamination, affected zone, surface roughness, highly toxic substance*

Як цитувати: Kochanov E. O. Analysis and improvement of chemical pollution dispersion models in the environment. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2025. Вип. 33. С. 153-165. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-11>

In cites: Kochanov, E. O. (2025). Analysis and improvement of chemical pollution dispersion models in the environment. *Visnyk of V.N. Karazin Kharkiv National University. Series Ecology*, (33), 153-165. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-11>

Introduction

The expansion of chemical production and the intensification of hazardous material transport have led to a growing risk of emergency situations involving the release of toxic inhalation-hazardous substances into the environment. Such events can cause large-scale

harm to the population, degradation of ecosystems, and significant economic losses. This problem becomes particularly acute in the context of increasing urban density, infrastructure development, and the concentration of potentially hazardous industrial facilities in close

proximity to residential areas. Modern approaches to ensuring environmental and technogenic safety demand the development of reliable methods for predicting the spatiotemporal dynamics of hazardous chemical cloud dispersion, as well as assessing the potential consequences for both human health and the environment. However, the application of existing models is associated with a number of limitations. Classical Gaussian models fail to account for complex terrain and urban structures, engineering models for dense gases often overlook phase transitions and secondary evaporation, and highly detailed computational fluid dynamics (CFD) approaches require significant computational resources, making them impractical for real-time emergency response.

Numerous studies by both domestic and international researchers propose various approaches to the modeling of accidental releases of hazardous substances. Accidental emissions of toxic compounds remain one of the most pressing issues in the fields of ecological and technogenic safety. Contemporary research increasingly focuses not only on the modeling of toxic cloud dispersion but also on the organization of evacuation procedures. For example, Yoo and Choi demonstrated the effectiveness of using GIS tools to develop risk maps and optimize evacuation plans in the event of chemical spills in South Korea [1]. The authors emphasized that geoinformation analysis helps to minimize evacuation time and reduce the risk of cloud exposure to the population; however, their study did not account for the complex physical processes underlying the formation of primary and secondary chemical clouds. Hou et al. conducted a large-scale review of hazardous chemical leakage accidents in China [2]. Their research showed that organizational factors (such as imperfect monitoring systems and delayed responses) play a role as significant as technical factors. Nevertheless, the authors also underscored the lack of scenario-based models capable of predicting the spatiotemporal dynamics of toxic clouds in real time. Lacome et al. examined the discrepancies in atmospheric dispersion modeling approaches used to assess accident consequences in Europe [3]. Their comparison revealed considerable divergence in results depending on the selected models and parameterizations, highlighting the need for harmonization of methods and the development of

unified evaluation criteria. However, the article does not propose a universal model suitable for complex urban environments. Significant progress in physically grounded modeling is demonstrated in the work of Weger and colleagues, who developed the LES-based CAIRDIO model for urban-scale applications [4]. This model is capable of accounting for the influence of buildings, vegetation, and complex geometries, resulting in highly realistic transport scenarios. Its primary drawback is computational complexity, which limits its usability in real-time applications. A more applied approach was taken by Lipták et al., who integrated a Lagrangian model into the ESTE system for predicting pollution dispersion in urban environments [5]. The authors demonstrated that it is possible to strike a balance between computational efficiency and modeling accuracy. However, their model remains limited in its ability to simulate turbulent effects. Di Nicola and co-authors proposed a new method for representing surface roughness in urban dispersion models [6]. Their approach enables more accurate accounting of buildings and other obstructions, making the models more realistic. However, the study was not tested against actual accident scenarios involving the release of toxic substances. Field experiments such as Jack Rabbit II are of critical importance, and their results have been published by Gant et al. [7]. This study tested chlorine dispersion modeling and compared several dense gas models with real-world measurements. The authors found that even the most advanced models struggle to accurately reproduce peak concentrations, which highlights the continuing need for improvement in modeling techniques. In general, studies [1 – 7] cover a wide spectrum of approaches—from organizational aspects of emergency response to high-fidelity CFD simulations. Nonetheless, there remains a clear need for the development of a comprehensive model that combines spatiotemporal accuracy with the capability for rapid deployment in civil protection systems.

Further research has significantly deepened the understanding of dense gas dispersion mechanisms and the advancement of predictive models. For example, Fox et al. summarized the results of the Jack Rabbit II field experiments and the comparative methods used for dispersion modeling [8]. The authors emphasized that experimental data are critically important for

validating model performance but also demonstrated significant discrepancies between the results of different approaches, especially under conditions of intense turbulence. Spicer and co-authors proposed a simplified source description for use in the Jack Rabbit II modeling framework [9]. This approach considerably reduces uncertainty in input data yet also revealed that even precise field measurements do not always allow for adequate characterization of the initial cloud formation phase. This highlights the need to develop more flexible initial condition modules within models. In their classical works, Hanna and Chang formulated acceptance criteria for evaluating the performance of urban dispersion models [10]. These criteria (FB, NMSE, FAC2, etc.) are still used today as a benchmark in contemporary studies. However, their application in complex urban settings remains a subject of debate, as real-world dispersion processes may deviate from underlying statistical assumptions. A major contribution to the development of engineering models was made by Fthenakis and colleagues, who reviewed and advanced the HGSYSTEM modeling framework for dense gas scenarios [11]. The model has been widely used in regulatory documents, but it exhibits significant limitations in accounting for complex terrain and urban environments. Earlier, Spicer and Havens validated the DEGADIS model through full-scale field trials [12], which was among the first attempts to use dense gas models for validated impact zone assessment. However, today this model is considered outdated due to its limited ability to reproduce dynamic behavior under complex environmental conditions. More recent CFD-based studies by Bellegoni et al. demonstrated that even small infrastructural barriers such as perimeter walls can substantially alter the trajectory of LNG vapor clouds [13]. This underlines the importance of detailed consideration of infrastructure features in any dispersion forecast.

In Ukrainian research, Amelina et al. examined accidental ammonia leakage scenarios from pipelines [14]. The authors employed a mathematical model to calculate near-surface air concentrations. The significance of this work lies in the adaptation of modeling techniques to the specific conditions of national infrastructure. However, further integration of modern CFD and GIS technologies is required. Thus, studies [8–14] illustrate the evolution from classical empirical approaches to experimentally validated and CFD-based solutions that incorporate complex infrastructural and

topographical factors. At the same time, the challenge remains to combine computational efficiency, accuracy, and spatial resolution in a single integrated system.

Contemporary research also highlights the need to consider national and regional specificities. Rusin et al. analyzed the safety of transporting methane–ammonia mixtures through pipelines [15]. The authors demonstrated that even minor leaks can pose significant hazards due to the combined toxic and fire effects. This study emphasizes the importance of comprehensive risk assessment within transportation systems. Significant steps towards the integration of CFD and GIS were made by Wu and colleagues [16], who developed a system combining CFD modeling with geoinformation technologies for rapid prediction of pollution consequences. This approach enables the creation of interactive scenarios for crisis management, although its implementation requires high computational resources. Jiao et al. developed machine learning models for the quantitative assessment of accident consequences [17]. The use of gradient boosting and neural networks allowed for rapid prediction of impact zones and potential casualties. However, the model's accuracy is constrained by its dependence on training datasets, which may not generalize well to atypical conditions. Qian and colleagues demonstrated the application of LSTM networks for the direct prediction of toxic gas dispersion in real-world emergencies [18]. The authors showed that deep learning models are capable of generalizing the dispersion dynamics of various substances; however, the issue of result interpretability remains unresolved. Finally, Viúdez-Moreiras, in his editorial article, summarized recent advances in atmospheric modeling and emphasized the importance of integrating physical and machine learning approaches [19]. The author argued that the future lies in hybrid models that combine CFD, empirical methods, and artificial intelligence algorithms. Overall, studies [15–19] illustrate current trends toward integrating classical and modern approaches, incorporating GIS and AI in forecasting, and adapting modeling techniques to regional contexts. Nonetheless, challenges remain regarding model accuracy, computational performance, and universality.

At the same time, several critical issues remain unresolved. In particular, there is a need to develop a unified approach that combines the precision of physically based models, the ability

to account for topographical and meteorological conditions, source parameters, and infrastructural features, while also ensuring sufficient computational speed for real-time use in monitoring and emergency response

The purpose of study is to develop and justify a mathematical model for the dispersion of

toxic clouds in the environment during accidental releases at chemically hazardous facilities.

The model accounts for the physico-chemical properties of substances, site-specific topographical features, and meteorological conditions, and it is designed to be integrated into environmental and technogenic safety systems.

Methodology

The object of study comprises chemically hazardous facilities (CHFs) where highly toxic substances (HTSs), particularly ammonia and chlorine, are stored or used. The research focuses specifically on assessing the chemical situation (CS) that arises during emergency releases of HTSs, as well as forecasting the spatial extent of contamination zones, taking into account topographical, atmospheric, and physico-chemical factors.

The methodology is grounded in a systems analysis of the physical processes that accompany the rupture of HTS storage tanks, the formation of both primary and secondary toxic clouds, their subsequent dispersion, and their environmental impact. To simulate accident scenarios, a formula-based assessment scheme was developed. This scheme includes: the calculation of the spill area for HTSs; estimation of the quantity of substance transitioning into the primary and secondary clouds; determination of the dispersion depth for both primary and secondary clouds; incorporation of surface roughness effects via the introduction of the parameter z_0 ; calculation of the evaporation time of HTSs from the surface of the spill; and the estimation of the time required for the cloud to reach a specified boundary.

The mathematical modeling is based on atmospheric diffusion equations (modified Gaussian models), adapted to the near-surface air layer, which is especially relevant for localized emergency situations. All formulas were derived or adapted in accordance with [20]. The vertical stability of the atmosphere is described using the Pasquill stability classification (A–F), which influences the dispersion coefficients in the calculations. The model also incorporates an analysis of substance toxicity using the inhalation toxic dose index (PC τ 50). It allows for the variation of input parameters for both hypothetical and real-world facilities, including: the quantity of substance (100–200 tons), type of surface (flat, grassy, urban), wind speed, atmospheric conditions, distance to populated areas, and more. Calculations were carried out using analytical modeling tools implemented in Microsoft Excel, followed by validation through comparison with real-life accident data (in particular, the 2007 ammonia release in Lviv Oblast, Ukraine) [21]. The methodology is intended for use in environmental monitoring, technogenic safety management, and the development of automated decision-support systems (DSS) for emergency response.

Results and Discussion

For many years, the Incident and Emergency Centre (IEC) has operated within the structure of the International Atomic Energy Agency (IAEA), receiving real-time information from nuclear facilities around the world. Based on incoming data, one of three response modes – "routine readiness," "basic response," or "full response" – is selected, depending on the significance and degree of environmental hazard posed by the event. However, the methodological support and decision-making tools available for the prevention of ecologically hazardous emergencies remain insufficiently developed.

According to the Law of Ukraine "On National Security of Ukraine" (No. 2469-VIII

of June 21, 2018), state policy in the fields of national security and defense is aimed at ensuring Ukraine's military, foreign policy, state, economic, informational, environmental, critical infrastructure, and cyber security, as well as other areas of national interest.

Within the territory of Ukraine, the following categories of chemically hazardous facilities (CHFs) can be identified:

- Plants and complexes in the chemical industry, as well as individual units and installations that manufacture or use highly toxic substances (HTSs);
- Oil refining facilities and associated industrial complexes;

- Enterprises in other industrial sectors that utilize HTSs in their processes;
- Facilities with refrigeration systems, water pumping stations, and treatment plants using chlorine or ammonia;
- Transport vehicles, including rail tankers, road tankers, containers, and river or sea tankers used for transporting chemical products;
- Warehouses and depots storing pesticide reserves for agricultural use, among others.

It has been established that the territorial distribution of potentially hazardous industrial facilities is characterized by different sectoral structures across specific economic regions. For instance, in the Podillia and Central economic regions, potentially hazardous food industry enterprises dominate (according to the Classifier of Potentially Hazardous Objects, 2006, Code 460), including livestock farms, poultry plants, meat-processing plants, and feed antibiotic factories. In contrast, the Dnipro and North-Eastern regions primarily house enterprises of the heavy and chemical industries (Codes 340 and 100).

The situation is further complicated by frequent and irresponsible violations of technogenic safety regulations. The poorest compliance with safety measures has been recorded in the following oblasts: Volyn (only 50% of safety measures implemented), Zaporizhzhia (37%), Lviv (46%), Odesa (25%), Ternopil (45%), Kharkiv (49%), and Chernivtsi (38%). Furthermore, only 3.6% of potentially hazardous facilities are equipped with early detection systems for emergencies and public alert systems. The implementation of early warning systems is further supported by international experience: such systems are deployed at strategically important sites in the United States, as well as chemically hazardous sites in Germany and other EU countries.

Thus, it is necessary to intensify efforts to develop effective national and international mechanisms for the prompt notification and response in cases of incidents or potential threats at critical and potentially hazardous sites.

One way to meet the high demands for timeliness and quality of decision-making in critical situations is to employ automated decision support systems (DSS) or expert systems. Such systems must possess the following core functionalities:

1. The ability to process poorly formalized, vague, and incomplete input information about critical situations;
2. The capacity to accumulate knowledge about past critical incidents for the purpose of learning from past emergency response experience;
3. Ease of working with large datasets, including the ability to synthesize heterogeneous information on emergencies and provide high-speed access to such data.

A general structure of such a decision support system is presented in Figure 1.

The stated requirements must be based on the software framework of the system. For the efficient implementation of operational algorithms, the software should be grounded in a model or a formula-based scheme for chemical environment assessment.

Chemical environment assessment is a sequence of procedures aimed at obtaining values of chemical contamination indicators. These indicators can be classified into several groups:

- in the context of evaluating an environmentally hazardous chemical situation, the primary task is to determine the following groups of indicators: the extent of chemical contamination, the duration of contamination, and the hazard level posed by the contamination;
- to determine spatial indicators of chemical contamination (extent), the dimensions of the destruction zone and chemical contamination zones are established;
- to determine duration indicators of contamination, parameters such as the time required for the toxic cloud to reach a specified boundary and the duration of the damaging effects of the hazardous substance are calculated;
- to determine hazard indicators, the assessment includes the estimation of potential chemical casualties among the population and industrial personnel.

To develop a methodology for assessing the chemical environment, it is necessary to examine the processes occurring during the destruction of a chemically hazardous facility (CHF). This can be done using a combination of existing mathematical models that describe: the contamination source; atmospheric dispersion of pollutants; and the toxic effects of hazardous substances on the population and industrial personnel.

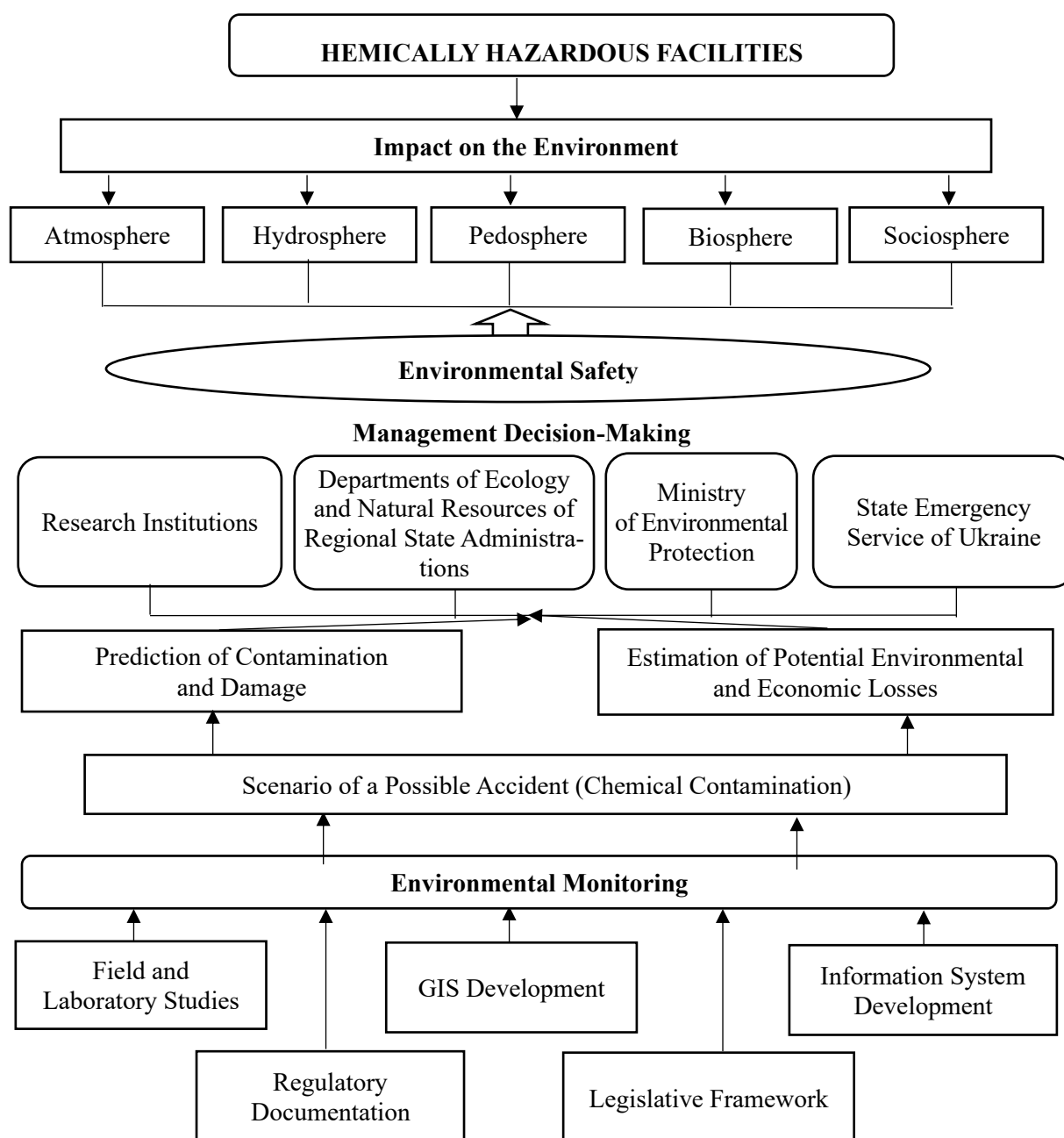


Fig. 1 – Schematic Diagram of Environmental Safety Assurance in the Event of Chemical Contamination Caused by Accidents at Chemically Hazardous Facilities

A preliminary step in developing the appropriate methodology for chemical environment assessment during CHF failure is the construction of a model describing the process of chemical casualties among the population and personnel. The purpose of creating such a model is to estimate the environmental hazard indicators associated with air contamination in the event of an accident at a CHF.

The indicators of chemical contamination scale are determined by:

- the radius ($R_{p,p}$) and area ($S_{p,p}$) of the destruction zone;
- the depth (G_1) and area (S_1) of the primary toxic cloud dispersion zone;
- the depth (G_2) and area (S_2) of the secondary toxic cloud dispersion zone.

The indicators of chemical contamination duration are determined by:

- the evaporation time of the hazardous substance from the spill surface (τ_{evap});

– the time required for the toxic cloud to reach a designated boundary (t_{arr}).

The hazard indicators of chemical contamination are assessed through the estimation of potential chemical casualties among the population and industrial personnel in environmentally hazardous zones. The primary toxicological characteristic of a hazardous substance is its inhalation toxic dose.

In determining the specifics of the chemical contamination process in various environmental compartments, several hypotheses may be formulated:

1. The formation conditions of the primary and secondary toxic clouds differ. Based on their formation mechanisms, the contamination source for the primary cloud should be considered as an instantaneous point source, while for the secondary cloud, a continuous point source should be assumed.

2. The atmospheric dispersion of toxic clouds can be characterized as follows: first, the distance over which the hazardous substance has a damaging effect typically spans several kilometers; second, the vertical extent of primary and secondary toxic clouds rarely exceeds 150 meters. It is generally accepted that, in cases of isotropic diffusion, the transport of toxic substances occurs horizontally along the x-axis, i.e., within the surface atmospheric layer.

In the event of a spill of highly hazardous toxic substances (HHTS) from damaged storage containers, the liquid typically disperses over a leveled surface within the containment area, forming a shape that closely resembles a circle. This allows for the estimation of the area of the destruction zone (S_d) using the following formula:

$$S_d = \pi \cdot R_d^2 \quad (1)$$

where R_d is the radius of the HHTS spill mirror [m].

Alternatively, the area may be expressed through the diameter of the spill mirror (d_d) as:

$$S_d = \pi \cdot \frac{d_d^2}{4} \quad (2)$$

Here, d_d is the diameter of the spill mirror, which depends on the total amount of HHTS released from the damaged containment. The following equation is used to estimate the diameter based on the volume of the spilled substance:

$$d_d = b \cdot \sqrt{\frac{Q - Q_1}{\rho}} \quad (3)$$

where:

b is a coefficient depending on the presence of bunding:

- $b = 1.22 \text{ m}^{-1/2}$ if bunding is present,

- $b = 5.04 \text{ m}^{-1/2}$ if no bunding is provided;

ρ is the density of the HHTS, [kg/m^3];

Q is the total mass of HHTS in the storage container, [kg];

Q_1 is the mass of HHTS that transitions into the primary toxic cloud, [kg].

An approximate estimation of the quantity of HHTS (Q_1) that transitions into the primary cloud at the moment of container breach can be performed using the formula presented in [20], which incorporates thermal parameters:

$$Q_1 = \frac{Q C_v (t - t_k)}{\lambda}, \quad (4)$$

where:

Q is the total amount of HHTS in the storage container, [kg];

C_v is the specific heat capacity of the liquid, [$\text{kJ}/\text{kg} \cdot ^\circ\text{C}$];

t is the temperature of the liquid HHTS at the moment of release, [$^\circ\text{C}$];

t_k is the boiling point of the HHTS, [$^\circ\text{C}$];

λ is the specific latent heat of vaporization for the HHTS, [kJ/kg].

The values of C_v and λ are to be obtained from chemical reference data specific to the substance in question.

When determining the depth of dispersion of the primary toxic cloud of hazardous chemicals (HHTS) within the atmospheric boundary layer near the ground surface, the influence of surface roughness on the propagation of the contaminated air mass was not initially considered. To account for the effect of terrain roughness on the dispersion of toxic substances, a standard roughness parameter (z_0) is introduced. This parameter enables the incorporation of surface heterogeneity into the modeling of wind velocity profiles and, consequently, toxic plume behavior. The modified near-surface wind speed (u'), accounting for surface roughness, is calculated using the following logarithmic wind profile expression:

$$u' = u \cdot \ln \left(\frac{z + z_0}{z_0} \right) \quad (5)$$

where:

u' is the adjusted horizontal component of the wind velocity near the surface, considering terrain roughness, [m/s];
 u is the average undisturbed wind speed at reference height, [m/s];
 z is the vertical height of the toxic cloud's dispersion, [m];
 z_0 is the effective surface roughness length [m], a geometric parameter that reflects the characteristic height of surface irregularities (e.g., vegetation, buildings, terrain features).

The value of z_0 is selected based on the type of underlying surface and can be found in Table 1 (not included here), which classifies roughness values for various land cover types such as water surfaces, grassy fields, urban areas, forests, and industrial zones.

This correction is essential for improving the accuracy of predictive models used in environmental safety systems, particularly under conditions where local terrain has a significant influence on airflow and toxic plume trajectory.

Table 1

Effective Roughness Height Values (z_0) for Different Types of Surfaces

Surface Type	z_0 , [m]
Very flat, snowy or icy surface	$1 \cdot 10^{-5}$
Flat snow over short grass	$5 \cdot 10^{-5}$
Desert	$3 \cdot 10^{-3}$
Snow-covered surface with low shrubbery	$1 \cdot 10^{-3}$
Mowed grass, cut height up to 1.5 cm	$2 \cdot 10^{-3}$
Mowed grass, cut height up to 3 cm	$7 \cdot 10^{-3}$
Mowed grass, cut height up to 4.5 cm	$2.4 \cdot 10^{-2}$
Grass height 60–70 cm:	
– for $0 < u \leq 1.5$ m/s	$9 \cdot 10^{-2}$
– for $1.6 < u \leq 3.5$ m/s	$6.7 \cdot 10^{-2}$
– for $3.6 < u \leq 6.5$ m/s	$3.7 \cdot 10^{-2}$
Heterogeneous surface with predominant areas of grass, shrubbery, and trees	0.1
Forested area with average tree height ~10 m, urban development	0.9

Thus, the expression for determining the depth of propagation of the primary toxic cloud takes the following form:

$$G_1 = b_1 \left(\frac{Q_1 \cdot 10^{-3}}{u' \cdot PC_{\tau 50}} \right)^{a_1} \quad (6)$$

where:

G_1 – depth of propagation of the primary cloud of hazardous chemical substances (HCS) over flat terrain, taking into account the surface roughness, [m];

Q_1 – amount of HCS that transitions into the primary cloud, calculated from expression (4), [kg];

$PC_{\tau 50}$ – average threshold value of toxic dose (toxic load), [g·s/m³];

u' – horizontal component of near-surface wind velocity adjusted for the roughness of the underlying surface, [m/s];

a_1, b_1 – dimensionless coefficients depending on the category of vertical

atmospheric stability, calculated using the following formulas:

$$b_1 = 15,42 \cdot \exp(6,96 \cdot \varepsilon) \quad (7)$$

$$a_1 = 0,57 \cdot \exp(0,864 \cdot \varepsilon), \quad (8)$$

where (ε) is a parameter of vertical atmospheric stability determined according to the Pasquill stability categories:

- A, B, C (convection): $\varepsilon = -0.2$
- D (isothermal): $\varepsilon = 0$
- E, F (inversion): $\varepsilon = 0.2$

Another indicator characterizing the scale of chemical contamination is the depth of propagation of the secondary cloud of air contaminated with HCS. The amount of HCS transitioning into the secondary cloud is determined by the following expression:

$$Q_2 = Q - Q_1, \quad (9)$$

where:

Q – total quantity of HCS released, [kg];

Q_1 – quantity of HCS that transitioned into the primary cloud, [kg].

The value of Q_2 is associated with the evaporation time of the hazardous chemical substance (HCS). In this context, the minimum evaporation time within which it is reasonable to assess the extent of cloud dispersion should not exceed 24 hours due to the high variability in wind direction.

The following formula is used to estimate the depth of propagation of the secondary cloud, excluding the influence of surface roughness. However, previous assumptions allow the introduction of a parameter to account for the surface roughness effect on the propagation of the contaminated air mass:

$$G_2 = \frac{16.84 \cdot \tau^{-0.51} \cdot b_2 Q_2 \cdot 10^{-3}}{u' \cdot PC \tau_{50}^{a_1}} \quad (10)$$

where:

G_2 – depth of propagation of the secondary cloud of air contaminated with HCS, [m];

$PC \tau_{50}$ – average threshold toxic dose, [g·s/m³];

Q_2 – amount of HCS entering the secondary cloud, defined by expression (9), [kg];

τ – evaporation time of HCS from the spill surface, [s];

a_1, b_2 – dimensionless coefficients depending on the vertical atmospheric stability category.

Coefficient a_1 is defined by expressions (7) and (8); Coefficient b_2 is determined by:

$$b_2 = 16.84 \cdot \exp(6.87 \cdot \varepsilon) \quad (11)$$

where

ε – vertical atmospheric stability parameter, with values as follows:

E, F $\rightarrow \varepsilon = 0.2$;

D $\rightarrow \varepsilon = 0$;

A, B, C $\rightarrow \varepsilon = -0.2$

u' – horizontal component of ground-level wind speed, accounting for surface roughness, [m/s].

The indicators of chemical contamination duration include:

- the evaporation time of the HCS from the spill surface, and
- the time for the contaminated cloud to reach a given boundary.

The toxic effect of the HCS depends significantly on the evaporation time from the surface of the spill. This time is a function of both meteorological conditions and the

physicochemical properties of the substances. The parameter is determined using the following formula:

$$\tau_{\text{evap}} = \frac{Q_2}{E \cdot S_{\text{spill}} \cdot 3.6 \cdot 10^3} \quad (12)$$

where:

τ_{evap} – evaporation time of HCS from the surface of the spill mirror, [s];

E – specific evaporation rate, [kg/m²·s], calculated as:

$$E = 0.041 \frac{u \cdot M}{d_{\text{sp}}^{0.14} \cdot T_u} \cdot \exp \left[\frac{\lambda \cdot M}{R} \left(\frac{1}{T_k} - \frac{1}{T_u} \right) \right], \quad (13)$$

where:

M – molecular weight of the HCS, [g/mol];

d_{sp} – effective spill diameter from expression (3), [m];

T_u – ambient air temperature, [°C];

λ – specific latent heat of evaporation, [kJ/kg];

R – universal gas constant, equal to 8.3 [kJ/kmol·K];

0.041 – dimensional consistency coefficient, [s·K·mol / m^{0.86}·g];

T_k – boiling point of the HCS, [K].

To ensure timely notification of the population about the onset of chemical contamination and to carry out emergency response measures, it is necessary to determine the time of arrival of the contaminated air cloud at a given facility or populated area. This parameter is calculated using the following formula:

$$t_p = \frac{0.3 \cdot x}{u} \quad (14)$$

where:

t_p – time of arrival of the HCS-contaminated air cloud at the designated boundary, [hours];

x – distance from the damaged chemically hazardous facility to the assessment object (e.g. settlement), [km];

u – ground-level wind speed, [m/s];

0.3 – conversion coefficient from [m/s] to [km/h].

As an example of a potential threat posed by highly toxic substances to the environment, one can refer to the accident that occurred in Lviv Region on October 3, 2007. During railway transportation of 28 tank cars filled with ammonia (each with a capacity of 20 tons), a leak of 200 kg of ammonia occurred due to a valve failure [21]. While no evacuation was carried out, the smell of ammonia was reportedly noticeable at a distance of more than 10 km.

Thus, the proposed formula-based scheme provides a tool to calculate the indicators of chemical contamination for a hypothetical

environmentally hazardous facility. The results of the calculations are presented in Table 2.

The data presented in Table 2 indicate that the risks associated with large-scale storage

of hazardous chemical substances can increase by several orders of magnitude in the event of an emergency at environmentally hazardous facilities

Table 2

Calculated indicators of potential chemical contamination for a hypothetical environmentally hazardous facility

Indicators of Chemical Contamination	Type of HCS	Amount of HCS, [t]	Distance to CHO, [km]			
Depth of <i>primary</i> cloud spread, [km]	Ammonia	100	13	13	13	13
		200	18	18	18	18
	Chlorine	100	44	44	44	44
		200	62	62	62	62
Depth of secondary cloud spread, [km]	Ammonia	100	29	29	29	29
		200	40	40	40	40
	Chlorine	100	96	96	96	96
		200	133	133	133	133

Conclusions

A comprehensive formula-based model for assessing the chemical environment has been developed, which takes into account the mechanisms of formation of both primary and secondary contamination clouds. The model is based on the physicochemical properties of substances, local terrain conditions, and meteorological factors. A novel approach has been proposed to incorporate surface roughness (z_0), which enables the model to be adapted to various types of terrain — from open areas to densely built urban zones. This ensures more accurate forecasting of the configuration and parameters of the contamination zone.

The model provides quantitative estimates of the depth, area, and duration of contamination, enabling effective planning of civil protection measures, including the identification of evacuation zones, calculation of response timeframes, and assessment of the level of environmental risk. The mathematical structure of the model allows for algorithmization, making it suitable for integration into information-analytical systems, decision support systems (DSS), and automated modules for emergency monitoring.

Model verification, based on the example of an ammonia leak under different terrain

conditions, demonstrated high accuracy and sensitivity to changes in key environmental parameters, confirming its practical applicability.

The results of the study have significant potential for practical application in the fields of civil protection, industrial safety, environmental monitoring, and emergency modeling. The proposed model can be integrated into: automated alert and response systems, operating at national and regional levels of the State Emergency Service of Ukraine (SESU), to forecast impact zones in real-time; decision Support Systems (DSS) to improve response efficiency in case of accidents at chemically hazardous facilities, as well as for planning evacuation routes and determining priority protective measures for the population; training and simulation platforms for preparing emergency response specialists, modeling chemical release scenarios, and practicing response algorithms in contaminated environments; geographic Information Systems (GIS), which will allow spatial data to be combined with simulation results to create interactive chemical hazard maps; normative and methodological frameworks, as a tool for justified assessment of sanitary protection zones and potential evacuation areas for high-risk chemical facilities.

Conflict of Interest

The author declares no conflict of interest regarding the publication of this manuscript. Furthermore, the author has fully adhered to ethical norms, including avoiding plagiarism, data falsification, and duplicate publication.

The work does not use artificial intelligence resources.

References

1. Yoo, B., & Choi, S. D. (2019). Emergency evacuation plan for hazardous chemicals leakage accidents using GIS-based risk analysis techniques in South Korea. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(11), 1948. <https://doi.org/10.3390/ijerph16111948>
2. Hou, J., Gai, W.-M., Cheng, W.-Y., & Deng, Y.-F. (2021). Hazardous chemical leakage accidents and emergency evacuation response from 2009 to 2018 in China: A review. *Safety Science*, 135, 105101. <https://doi.org/10.1016/j.ssci.2020.105101>
3. Lacomme, J.-M., Leroy, G., Joubert, L., & Truchot, B. (2023). Harmonisation in Atmospheric Dispersion Modelling Approaches to Assess Toxic Consequences in the Neighbourhood of Industrial Facilities. *Atmosphere*, 14(11), 1605. <https://doi.org/10.3390/atmos14111605>
4. Weger, M., Knoth, O., & Heinold, B. (2021). An urban large-eddy-simulation-based dispersion model for marginal grid resolutions: CAIRDIO v1.0. *Geoscientific Model Development*, 14(3), 1469–1493. <https://doi.org/10.5194/gmd-14-1469-2021>
5. Lipták, L., Cibulka, J., Kucbel, M., & Jurčák, P. (2023). Dispersion and radiation modelling in ESTE system using urban LPM. *Atmosphere*, 14(7), 1077. <https://doi.org/10.3390/atmos14071077>
6. Di Nicola, F., Brattich, E., & Di Sabatino, S. (2022). A new approach for roughness representation within urban dispersion models. *Atmospheric Environment*, 283, 119181. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119181>
7. Gant, S., Weil, J., Delle Monache, L., Hanna, S., & Chang, J. (2018). Dense gas dispersion model development and testing for the Jack Rabbit II phase 1 chlorine release experiments. *Atmospheric Environment*, 192, 218–240. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.08.009>
8. Fox, S., Hanna, S., Mazzola, T., Spicer, T., Chang, J., & Gant, S. (2022). Overview of the Jack Rabbit II (JR II) field experiments and summary of the methods used in the dispersion model comparisons. *Atmospheric Environment*, 269, 118783. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118783>
9. Spicer, Thomas & Tickle, Graham. (2021). Simplified source description for atmospheric dispersion model comparison of the Jack Rabbit II chlorine field experiments. *Atmospheric Environment*. 244. 117866. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117866>
10. Hanna, S., Chang, J. (2012). Acceptance criteria for urban dispersion model evaluation. *Meteorology and Atmospheric Physics*. 116, 133–146. <https://doi.org/10.1007/s00703-011-0177-1>
11. Fthenakis, V. (1999). HGSYSTEM: a review, critique, and comparison with other models. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, 12(6), 525–531. [https://doi.org/10.1016/S0950-4230\(99\)00029-7](https://doi.org/10.1016/S0950-4230(99)00029-7)
12. Spicer, T. O., & Havens, J. A. (1987). Field test validation of the degadis model. *Journal of Hazardous Materials*, 16, 231–245. [https://doi.org/10.1016/0304-3894\(87\)80036-5](https://doi.org/10.1016/0304-3894(87)80036-5)
13. Bellegoni, M., Ovidi, F., Landucci, G., Tognotti, L., & Galletti, C. (2021). CFD analysis of the influence of a perimeter wall on the natural gas dispersion from an LNG pool. *Process Safety and Environmental Protection*, 148, 751–764. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.01.048>
14. Amelina, L. V., Biliaiev, M. M., Berlov, O. V., Verhun, O. O., & Rusakova, T. I. (2021). Modeling of Environmental Pollution by Ammonia Emission from a Damaged Pipeline. *Science and Transport Progress*, (1(91), 5–14. <https://doi.org/10.15802/stp2021/229167>
15. Rusin, A., & Stolecka-Antczak, K. (2023). Assessment of the Safety of Transport of the Natural Gas–Ammonia Mixture. *Energies*, 16(5), 2472. <https://doi.org/10.3390/en16052472>
16. Wu, Q., Wang, Y., Sun, H., Lin, H., & Zhao, Z. (2023). A System Coupled GIS and CFD for Atmospheric Pollution Dispersion Simulation in Urban Blocks. *Atmosphere*, 14(5), 832. <https://doi.org/10.3390/atmos14050832>
17. Jiao, Z., Zhang, Z., Jung, S., & Wang, Q. (2023). Machine learning based quantitative consequence prediction models for toxic dispersion casualty. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, 81, 104952. <https://doi.org/10.1016/j.jlp.2022.104952>
18. Qian, F., Chen, L., Li, J., Ding, C., Chen, X., & Wang, J. (2019). Direct Prediction of the Toxic Gas Diffusion Rule in a Real Environment Based on LSTM. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(12), 2133. <https://doi.org/10.3390/ijerph16122133>
19. Viúdez-Moreiras, D. (2023). Editorial for the Special Issue “Atmospheric Dispersion and Chemistry Models: Advances and Applications”. *Atmosphere*, 14(8), 1275. <https://doi.org/10.3390/atmos14081275>

20. Brandt M., Becker E., Jöhncke U. A weight-of-evidence approach to assess chemicals: case study on the assessment of persistence of 4,6-substituted phenolic benzotriazoles in the environment. *Environ Sci Eur.* 28, 4, 2016. <https://doi.org/10.1186/s12302-016-0072-y>
21. Phosphorus accident near Ozhidov. (2007). Retrieved from <https://w.wiki/72ff> (in Ukrainian)

The article was received by the editors 30.08.2025
The article is recommended for printing 09.11.2025

The article was revised 20.10.2025
This article published 30.12.2025

Е. О. КОЧАНОВ, канд. військ. наук, доц.,
доцент кафедри екологічного моніторингу та заповідної справи
e-mail: kochanov@karazin.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-8443-4054>
Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна,
майдан Свободи, 4, м. Харків, 61022, Україна

АНАЛІЗ ТА УДОСКОНАЛЕННЯ МОДЕЛЕЙ ПОШИРЕННЯ ХІМІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ У НАВКОЛИШНЬОМУ СЕРЕДОВИЩІ

Мета. Розробка та аналітичне обґрунтування моделі оцінки хімічної обстановки при аваріях на хімічно небезпечних об'єктах з урахуванням особливостей формування первинного та вторинного хімічного зараження.

Методи. Використано комплексний аналітичний підхід до моделювання сценаріїв хімічного зараження з використанням модифікованих рівнянь атмосферної дифузії, формул для розрахунку маси випару речовини, тривалості утворення хмари та її просторового поширення.

Результати. Особливу увагу приділено врахуванню шорсткості підстилаючої поверхні, яка впливає на параметри поширення токсичних хмар, та визначенню глибини зон ураження залежно від типу СДОР, метеоумов і властивостей місцевості. Введено параметр шорсткості поверхні для обліку неоднорідностей рельєфу. Розрахунки проведено для різних категорій сильнодіючих отруйних речовин (аміак, хлор), у типових умовах для України. Використано довідкові та нормативні дані, а також алгоритми і сценарії з практики оцінки хімічної обстановки. На основі розробленої моделі проведено розрахунки площі ураження для типових хімічно небезпечних об'єктів, визначено глибину проникнення токсичної хмари в залежності від типу підстилаючої поверхні, швидкості вітру та температури. Показано, що врахування шорсткості підвищує точність оцінки на 12–18 %, що критично для оперативного прийняття рішень. Встановлено, що вторинна хмара формує додаткову зону ризику, яка у певних умовах перевищує за площею первинне зараження. Продемонстровано можливість використання моделі у системах екологічного моніторингу та прогнозування наслідків техногенних аварій.

Висновки. Запропонована модель дозволяє враховувати топографічні та метеорологічні чинники при оцінці хімічного зараження. Це сприяє підвищенню точності визначення меж зон ураження та може бути інтегрована у системи підтримки прийняття рішень для оперативного реагування службами ДСНС, екологічного моніторингу та територіального планування в умовах потенційної техногенної небезпеки.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: хімічно небезпечний об'єкт, хімічна обстановка, вторинне зараження, зона ураження, шорсткість поверхні, сильнодіюча отруйна речовина

Конфлікт інтересів

Автор заявляє, що конфлікту інтересів щодо публікації цього рукопису немає. Крім того, автор повністю дотримувався етичних норм, включаючи плагіат, фальсифікацію даних та подвійну публікацію.

В роботі не використано ресурс штучного інтелекту.

Список використаної літератури

1. Yoo B., Choi S. D. Emergency evacuation plan for hazardous chemicals leakage accidents using GIS-based risk analysis techniques in South Korea. *International Journal of Environmental Research and Public Health.* 2019. Vol. 16, No. 11. P. 1948. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph16111948>
2. Hou J., Gai W.-M., Cheng W.-Y., Deng Y.-F. Hazardous chemical leakage accidents and emergency evacuation response from 2009 to 2018 in China: A review. *Safety Science.* 2021. Vol. 135. Article 105101. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ssci.2020.105101>

3. Lacome J.-M., Leroy G., Joubert L., Truchot B. Harmonisation in Atmospheric Dispersion Modelling Approaches to Assess Toxic Consequences in the Neighbourhood of Industrial Facilities. *Atmosphere*. 2023. Vol. 14, No. 11. P. 1605. DOI: <https://doi.org/10.3390/atmos14111605>
4. Weger M., Knoth O., Heinold B. An urban large-eddy-simulation-based dispersion model for marginal grid resolutions: CAIRDIO v1.0. *Geoscientific Model Development*. 2021. Vol. 14, No. 3. P. 1469–1493. DOI: <https://doi.org/10.5194/gmd-14-1469-2021>
5. Lipták E., Cibulka J., Kucbel M., Jurčák P. Dispersion and radiation modelling in ESTE system using urban LPM. *Atmosphere*. 2023. Vol. 14, No. 7. P. 1077. DOI: <https://doi.org/10.3390/atmos14071077>
6. Di Nicola F., Brattich E., Di Sabatino S. A new approach for roughness representation within urban dispersion models. *Atmospheric Environment*. 2022. Vol. 283. Article 119181. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119181>
7. Gant S., Weil J., Delle Monache L., Hanna S., Chang J. Dense gas dispersion model development and testing for the Jack Rabbit II phase 1 chlorine release experiments. *Atmospheric Environment*. 2018. Vol. 192. P. 218–240. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.08.009>
8. Fox S., Hanna S., Mazzola T., Spicer T., Chang J., Gant S. Overview of the Jack Rabbit II (JR II) field experiments and summary of the methods used in the dispersion model comparisons. *Atmospheric Environment*. 2022. Vol. 269. Article 118783. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118783>
9. Spicer T., Tickle G. Simplified source description for atmospheric dispersion model comparison of the Jack Rabbit II chlorine field experiments. *Atmospheric Environment*. 2021. Vol. 244. Article 117866. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117866>
10. Hanna S., Chang J. Acceptance criteria for urban dispersion model evaluation. *Meteorology and Atmospheric Physics*. 2012. Vol. 116. P. 133–146. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00703-011-0177-1>
11. Fthenakis V. HGSYSTEM: a review, critique, and comparison with other models. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*. 1999. Vol. 12, No. 6. P. 525–531. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0950-4230\(99\)00029-7](https://doi.org/10.1016/S0950-4230(99)00029-7)
12. Spicer T. O., Havens J. A. Field test validation of the degadis model. *Journal of Hazardous Materials*. 1987. Vol. 16. P. 231–245. DOI: [https://doi.org/10.1016/0304-3894\(87\)80036-5](https://doi.org/10.1016/0304-3894(87)80036-5)
13. Bellegoni M., Ovidi F., Landucci G., Tognotti L., Galletti C. CFD analysis of the influence of a perimeter wall on the natural gas dispersion from an LNG pool. *Process Safety and Environmental Protection*. 2021. Vol. 148. P. 751–764. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.01.048>
14. Amelina L. V., Biliaiev M. M., Berlov O. V., Verhun O. O., Rusakova T. I. Modeling of Environmental Pollution by Ammonia Emission from a Damaged Pipeline. *Science and Transport Progress*. 2021. Vol. 1(91). P. 5–14. DOI: <https://doi.org/10.15802/stp2021/229167>
15. Rusin A., Stolecka-Antczak K. Assessment of the Safety of Transport of the Natural Gas–Ammonia Mixture. *Energies*. 2023. Vol. 16, No. 5. P. 2472. DOI: <https://doi.org/10.3390/en16052472>
16. Wu Q., Wang Y., Sun H., Lin H., Zhao Z. A System Coupled GIS and CFD for Atmospheric Pollution Dispersion Simulation in Urban Blocks. *Atmosphere*. 2023. Vol. 14, No. 5. P. 832. DOI: <https://doi.org/10.3390/atmos14050832>
17. Jiao Z., Zhang Z., Jung S., Wang Q. Machine learning based quantitative consequence prediction models for toxic dispersion casualty. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*. 2023. Vol. 81. Article 104952. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jlp.2022.104952>
18. Qian F., Chen L., Li J., Ding C., Chen X., Wang J. Direct Prediction of the Toxic Gas Diffusion Rule in a Real Environment Based on LSTM. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2019. Vol. 16, No. 12. P. 2133. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph16122133>
19. Viúdez-Moreiras D. Editorial for the Special Issue “Atmospheric Dispersion and Chemistry Models: Advances and Applications”. *Atmosphere*. 2023. Vol. 14, No. 8. P. 1275. DOI: <https://doi.org/10.3390/atmos14081275>
20. Brandt M., Becker E., Jöhncke U. A weight-of-evidence approach to assess chemicals: case study on the assessment of persistence of 4,6-substituted phenolic benzotriazoles in the environment. *Environmental Sciences Europe*. 2016. Vol. 28, No. 4. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12302-016-0072-y>
21. Фосфорна аварія під Ожидовом. 2007. URL: <https://w.wiki/72ff>

Стаття надійшла до редакції 30.08.2025
Стаття рекомендована до друку 09.11.2025

Переглянуто 20.10.2025
Опубліковано 30.12.2025

DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-12>
UDC: 504.064:556.5:519.876.5(477)

V. L. BEZSONNYI, DSc (Technical), Associate Professor,
Professor of the Department of Hotel, Restaurant Business and Craft Technologies
e-mail: vitalii.bezsonnyi@hneu.net ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-8089-7724>
Simon Kuznets Kharkiv National University of Economics,
9a, Nauky Ave., Kharkiv, 61165, Ukraine

ENTROPY-WEIGHTED MODEL FOR ASSESSING THE ENVIRONMENTAL SAFETY OF SURFACE WATERS IN UKRAINE

Purpose. To develop and test an adaptive entropy-weighted model that allows eliminating the subjectivity of traditional index-based methods and accounting for the spatiotemporal variability of hydrochemical parameters to improve the efficiency of river basin environmental safety management.

Methods. The methodology is based on calculating the Entropy-Weighted Water Quality Index (EWQI), where the weight of each physicochemical parameter is determined using Shannon entropy

Results. Observation data from over 540 monitoring points within the main river basins of Ukraine for five seasonal phases of the hydrological cycle were analyzed with cartographic visualization of the calculation results. A clear dependence of water quality on the hydrological regime was established. The best ecological status was recorded in the winter and spring periods (Danube and Vistula basins) due to the natural dilution of pollutants. Critical deterioration of quality is observed during the shallow-water and autumn periods, when pollution indices reach extreme values, especially in the basins of the Southern Bug, and rivers of the Black Sea and Azov Sea regions (classes "very dirty" and "extremely dirty" water). Spatial analysis localized the zones of highest anthropogenic risk, confirming the inefficiency of river self-purification in industrially burdened regions during the low-flow period.

Conclusions. The proposed model demonstrated high sensitivity to seasonal changes and anthropogenic load. It provides a scientific basis for transitioning to adaptive water resource management, allowing for the prioritization of water protection measures and the optimization of the monitoring system according to periods of maximum ecological risk.

KEYWORDS: *Entropy-weighted model, surface water quality, EWQI, environmental safety, seasonal dynamics, river basins*

Як цитувати: Bezsonnyi V. L. Entropy-weighted model for assessing the environmental safety of surface waters in Ukraine. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2025. Вип. 33. С. 166-187. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-12>

In cites: Bezsonnyi, V. L. (2025). Entropy-weighted model for assessing the environmental safety of surface waters in Ukraine. *Visnyk of V.N. Karazin Kharkiv National University. Series Ecology*, (33), 166-187. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-12>

Introduction

Ensuring the environmental safety of surface water basins represents one of the most pressing global and national challenges of the 21st century. Water resources play a crucial role in maintaining ecological balance, human well-being, and sustainable development. However, the intensification of anthropogenic pressure, the consequences of climate change, and the

degradation of natural ecosystems significantly reduce the ability of hydrological systems to self-regulate. These processes cause a progressive deterioration in water quality, the disruption of aquatic ecosystems, and growing risks for human health and the environment.

At the global level, the issue of water safety is directly connected to achieving the

United Nations Sustainable Development Goals (SDGs), particularly Goal 6 – “Clean Water and Sanitation” and Goal 12 – “Responsible Consumption and Production”. According to UN reports, nearly 40% of the world’s population already experiences water scarcity, while more than 1.7 billion people living in river basins require improved access to safe water resources. Approximately 783 million individuals still lack access to clean drinking water, directly affecting their quality of life, public health, and socio-economic stability. These figures illustrate the urgent need to strengthen mechanisms for the sustainable management of water basins and to enhance the resilience of aquatic ecosystems against technogenic and climatic stressors.

For Ukraine, the problem of surface water quality and basin-scale ecological safety has acquired critical importance. The country’s river systems, including the Dnipro, Dniester, Southern Bug, and others, are exposed to continuous impacts from industrial, agricultural, and urban sources. In the framework of the national environmental monitoring program “EcoThreat,” more than 540 observation points operate across the main basins. The monitoring results indicate systematic exceedances of permissible concentrations of pollutants – including nitrates, phosphates, pesticides, and heavy metals (Pb, Cd, Zn, Cu, Cr) – in numerous regions. The cumulative environmental and economic losses caused by violations of water protection regulations exceeded 21 million UAH in the first half of 2024 alone. These data highlight the scale of the anthropogenic burden on aquatic ecosystems and the insufficient efficiency of existing monitoring and control systems.

The scientific and practical problem lies in the absence of a unified, adaptive, and scientifically grounded methodology capable of assessing the ecological safety of surface waters under conditions of spatio-temporal variability. Traditional assessment approaches often fail to account for the seasonal dynamics of hydrological processes and the heterogeneity of technogenic influences, resulting in a fragmented understanding of the real ecological state of river basins. Furthermore, existing models frequently rely on expert-based weighting of indicators, which introduces subjectivity and reduces the reliability of water quality indices.

Given these limitations, it becomes necessary to develop quantitative tools for assessing water quality and ecological safety that can objectively capture the variability of hydrochemical parameters across both spatial and temporal

dimensions. From a scientific standpoint, this task corresponds to the formation of an information–entropy framework for environmental safety management, where entropy serves as a measure of uncertainty and disorder within ecological systems. Such an approach allows one to evaluate the structural complexity and stability of aquatic environments and to detect deviations caused by technogenic activities.

From a practical perspective, the implementation of an entropy-weighted water quality model offers substantial potential for improving environmental governance. It provides the basis for data-driven management decisions, prioritization of high-risk territories, and optimization of monitoring networks. The results of such analyses can be directly used for planning preventive measures, adjusting technological processes in industry and agriculture, and enhancing the efficiency of water protection programs at both regional and national levels.

Therefore, the general problem can be formulated as follows:

To ensure the ecological safety of Ukraine’s surface waters under growing technogenic and climatic pressures, it is essential to develop an integrated, entropy-based model for assessing and forecasting the state of aquatic ecosystems, enabling effective management and mitigation of environmental risks.

The solution to this problem is significant not only for Ukraine but also for other regions facing similar challenges of water resource degradation. It contributes to the global scientific discourse on entropy-driven environmental modeling, risk-based water management, and sustainable basin governance – forming the theoretical and methodological foundation for modern systems of technogenic–ecological safety.

A comprehensive review of contemporary scientific publications indicates that improving the efficiency of surface water quality assessment requires the integration of analytical methods, digital data processing technologies, and a systematic approach to interpreting monitoring results. In current scientific practice, there is a clear trend toward transitioning from descriptive to quantitative and analytical models that enable tracking the spatial and temporal variability of pollution, considering both anthropogenic and natural factors.

The origins of the index-based approach to water quality assessment date back to 1965, when Horton proposed the first empirical model of an integrated index that combined a set of hydrochemical parameters into a single numerical

indicator [1–6]. Subsequently, this methodology became the foundation for more sophisticated indices that incorporated weighting coefficients and regulatory limits. However, classical methods based on fixed or expert-assigned weights often fail to reflect the actual dynamics of indicators and overlook the spatial variability of aquatic systems. Therefore, modern researchers increasingly employ entropy-weighted indices, which are characterized by higher accuracy, sensitivity, and stability when analyzing seasonal and regional changes in water quality [7–9].

Within the information-entropy framework, entropy is regarded as a quantitative measure of uncertainty or disorder in the distribution of chemical substance concentrations in the aquatic environment. It reflects the degree of ecosystem destabilization and allows the evaluation of its structural order. The higher the entropy of a given parameter, the greater its contribution to the overall assessment of the water body's condition [7–9]. Thus, the entropy-based approach offers opportunities to develop integrated models of environmental safety that can adequately respond to changes in natural and anthropogenic conditions.

The foundational basis for creating such models is the Water Quality Index (WQI), which encompasses a set of physicochemical parameters—from pH and dissolved oxygen to mineralization and biochemical oxygen demand [10, 11]. In traditional approaches, all parameters were considered equally significant, whereas in modern entropy-weighted models, each parameter is assigned an individual informational weight calculated based on its entropy. This ensures objectivity and mathematical consistency in assessment.

The use of entropy as a weighting criterion eliminates the subjectivity of expert judgment and reflects the actual variability of each parameter within spatial and temporal contexts [12]. Parameters exhibiting higher variability receive greater weight in the final integrated index, as they carry more information about the system's state. This principle substantially increases the reliability of assessing the ecological safety of river basins compared to classical index-based methods [13].

The calculation of the entropy-weighted water pollution index (EWQI) involves normalizing the parameter values, determining their entropy-based weights, and aggregating them into a single integrated indicator. This method has demonstrated high efficiency in several international studies. For instance, in [14], the EWQI

was first applied to assess groundwater quality in the Lenjanat region (Iran), where it was shown that the use of entropy-based weights enhances the model's sensitivity to hydrochemical variations. Similar results were obtained in India [15], where the index was applied for the spatial analysis of ionic water composition.

In African countries, the methodology has also demonstrated high informational value: in the city of Ibadan (Nigeria), nitrates and heavy metals were identified as the most significant factors contributing to the deterioration of drinking water quality [16]; in South Africa, the entropy-weighted approach was applied to study seasonal variations in surface waters using data from Google Earth Engine and Sentinel-2 satellite imagery [17]. Studies [18–20] confirmed that integrating entropy analysis with spatial modeling and autocorrelation indices allows for more accurate mapping of pollution levels and identifying zones of elevated ecological risk.

Considerable attention has also been given to assessing anthropogenic pressure on water bodies. In the Indian state of Telangana, it was shown that parameters associated with economic activity have the highest entropy significance, indicating a direct correlation between anthropogenic impact and the destabilization of aquatic environments [21]. Further studies [22–25] expanded the application of the EWQI for systematic water quality assessment in domestic and industrial sources, confirming the universality of the method and its adaptability to different climatic and socio-economic regions.

On the African continent, study [26] analyzed the seasonal and spatial variability of hydrochemical parameters in the mangrove estuary of the Nyong River (Cameroon). The use of multivariate statistical analysis enabled the identification of characteristic seasonal pollution patterns, confirming the connection between natural hydrological dynamics and anthropogenic influences. A similar approach was implemented in study [27], which examined the impact of land use structure on the water quality of Lake Muhazi (Rwanda). The combination of GIS analysis, cartographic modeling, and water quality indices made it possible to trace spatial contrasts in pollution and identify the main sources of impact associated with urbanized and agricultural territories.

In southern Nigeria [28], a comprehensive assessment of surface water conditions was carried out using factor and cluster analysis integrated with entropy weighting. The results confirmed the advantages of combining

informational-entropy weighting with multivariate statistical methods for classifying water types and identifying the main factors of technogenic pollution. Study [29] developed a water quality assessment model for the confluence of the Wei and Huang He rivers (China), which integrates the entropy-weighted index (EWQI), principal component analysis, and geospatial visualization. This allowed for the identification of pronounced seasonal differentiation in pollution levels and the localization of critical impact zones.

Of particular interest are studies that demonstrate the transfer of digital technologies into environmental monitoring. Study [30] examined big data processing algorithms originally developed for economic processes but adapted by the authors for analyzing ecological systems. These algorithms allow for the consideration of spatiotemporal variability and enable real-time modeling of water quality. Similarly, study [31] proposed constructing uncertainty zones in multidimensional risk spaces, which allows classifying river basins by levels of ecological hazard using entropy-weighted indicators.

Study [32] advances a systems approach to dynamic analysis of complex systems, emphasizing the identification of structural transformations in sustainable development processes. Transferring this methodology into hydro ecological research makes it possible to better understand the mechanisms of seasonal dynamics in aquatic ecosystem functioning, especially under anthropogenic stress. Similar ideas are reflected in study [33], which developed theoretical and methodological foundations for spatial planning that account for temporal variability in natural and technogenic parameters. For the present research, this is crucial, as it provides justification for including seasonally weighted water quality indices in strategic basin management models.

An important contribution to modern environmental monitoring methodology was made in study [34], which analyzed the potential of machine learning and predictive analytics for forecasting post-crisis trends. Applying similar algorithms in water research opens opportunities for predicting water quality dynamics under seasonal and anthropogenic influences, forming the basis for adaptive water resource management strategies.

A study directly relevant to integrated water resource assessment [35] implemented a multiparametric analysis of water supply sources considering ecological risk indicators. The authors emphasized the importance of accounting for spatiotemporal variability to adequately

evaluate seasonal fluctuations in water conditions. A comparable approach was used in modeling the oxygen regime of reservoirs [36], which revealed dependencies of biochemical oxygen demand (BOD₅) on temperature and seasonal parameters – key factors in entropy-weighted index calculations.

The application of thermodynamic concepts to explain degradation processes in aquatic ecosystems was proposed in study [37], introducing the concept of anti-entropy as an indicator of ecological system stability. This approach is promising for long-term water monitoring and identifying trends in ecosystem degradation. Review [38] highlighted the importance of optimizing the spatial placement of monitoring points using informational-entropy criteria, which increases the accuracy and representativeness of tracking spatiotemporal changes in water quality.

A particularly relevant direction for Ukraine is represented by study [39], which examined the impact of military actions on aquatic ecosystems. The authors found that during armed conflicts, eutrophication levels rise, and seasonal pollution dynamics intensify, necessitating adaptive environmental monitoring strategies in crisis conditions. Specifically, for Ukrainian conditions, study [40] conducted the first practical application of the entropy-weighted methodology to assess water quality in the Dnipro River. The results revealed substantial differences between cold and warm seasons, confirming the high sensitivity of the method to seasonal dynamics.

The problem of domestic and industrial wastewater impact on water bodies was analyzed in study [41], which demonstrated that ecological risk levels significantly increase during warm seasons due to intensified biochemical processes and higher concentrations of organic compounds. Study [42] carried out an integrated assessment of pollution in the Dnipro Reservoir, identifying the main sources of nitrogen and organic compounds that form critical pollution hotspots. The assessment of ecological safety components in the Siverskyi Donetsk basin [43] emphasized the importance of oxygen regime parameters – dissolved oxygen and biochemical oxygen demand – as key indicators of long-term water quality changes.

Summarizing the analysis of studies [26–43], it can be concluded that in most cases, the entropy-weighted approach has proven highly effective in revealing seasonal and spatial patterns of water quality variation. At the same time, Ukraine still lacks comprehensive models that integrate entropy weighting, spatial analytics,

and multiparametric monitoring. Therefore, the development of an adaptive entropy-weighted model for assessing the environmental safety of surface waters, based on open data and modern analytical methods, represents a relevant and important scientific-practical task in the field of water resource management and ensuring ecological sustainability.

An in-depth analysis of scientific sources and practical experience in water resource assessment has shown that modern methods of environmental monitoring require improvement in terms of integration, objectivity, and adaptability to seasonal and spatial variations. Traditional index-based approaches, which rely on fixed or expert-defined weighting coefficients, do not always reflect the real dynamics of water quality formation under complex anthropogenic influences. Furthermore, the absence of unified algorithms capable of automatically processing large volumes of hydro chemical data limits the efficiency of management decisions in the field of basin environmental safety.

Under these circumstances, the development of scientifically grounded approaches that combine informational-entropy principles, digital data analysis technologies, and integrated environmental risk indicators becomes particularly important. Such an approach ensures a quantitative assessment of the complexity, instability, and spatial variability of aquatic systems, forming the foundation for adaptive models of surface water management.

The aim of the study is to develop and test an entropy-weighted model for assessing the environmental safety of surface waters in Ukraine, which enables the quantitative evaluation of seasonal and spatial dynamics of hydrochemical parameters, the identification of zones of increased

anthropogenic risk, and the formation of a scientifically justified basis for improving the effectiveness of the monitoring system.

To achieve this aim, the following objectives were defined:

1. Systematize scientific and methodological approaches to the assessment of surface water quality and basin environmental safety.
2. Develop an algorithm for calculating the entropy-weighted water pollution index (EWQI) that accounts for the actual variability of hydro chemical indicators.
3. Conduct a seasonal and spatial analysis of surface water quality using entropy-weighted coefficients.
4. Identify critical areas with high levels of anthropogenic pressure and assess environmental risks.
5. Develop recommendations for improving observation systems and decision-making processes in water safety management, considering seasonal variations.

The scientific novelty of the study lies in the formation of an adaptive entropy-weighted model that integrates quantitative entropy analysis with spatiotemporal monitoring data, enhancing the precision and sensitivity of surface water quality assessment. The practical significance of the results lies in their potential application for optimizing monitoring networks, assessing ecological risks, and developing regional strategies for sustainable water resource management.

Thus, the implementation of these objectives provides the basis for a new approach to evaluating the environmental safety of Ukrainian river basins, ensuring objectivity, flexibility, and reproducibility of results while minimizing subjective influence on environmental decision-making.

Methods

The study utilized data from the national surface water quality monitoring system provided by the State Agency of Water Resources of Ukraine. The information base includes over 540 observation points located within the country's main river basins – Dnipro, Danube, Dniester, Don, Vistula, Southern Bug, as well as the rivers of the Black Sea and Azov Sea regions. This spatially extensive network allowed for the coverage of diverse aquatic ecosystems and the identification of territorial patterns of water quality formation.

The analysis considered five seasonal phases of the hydrological cycle – winter, spring,

low-water (mezheny), shallow-water, and autumn periods – ensuring the reflection of the natural dynamics of hydro chemical processes.

The assessment of surface water quality was performed using ten key physicochemical indicators that characterize the hydro chemical stability and ecological safety of aquatic systems: pH, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand (BOD₅), chemical oxygen demand (COD), ammonium nitrogen, nitrates, phosphates, total iron, total hardness, and total mineralization.

The selection of these indicators is justified by the methodological recommendations of the World Health Organization (WHO), the

provisions of EU Water Framework Directive 2000/60/EC, and the requirements of current Ukrainian environmental legislation, ensuring the comparability of results with international water quality assessment practices.

Calculation of the Entropy-Weighted Water Quality Index (EWQI) was performed in several sequential stages [7–9] (Table).

1. Formation of the initial observation matrix, which included the measured values of water samples and the corresponding parameters (1):

$$X = \begin{bmatrix} x_{11} & x_{12} & \dots & x_{1n} \\ x_{21} & x_{22} & \dots & x_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ x_{m1} & x_{m2} & \dots & x_{mn} \end{bmatrix} \quad (1)$$

where (x_{ij}) is the concentration of the i -th substance for the j -th sampling point (mg/dm^3).

2. Construction of the normalized matrix, where each evaluated parameter is expressed in dimensionless form to eliminate errors caused by different measurement units (2):

$$Y = \begin{bmatrix} y_{11} & y_{12} & \dots & y_{1n} \\ y_{21} & y_{22} & \dots & y_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ y_{m1} & y_{m2} & \dots & y_{mn} \end{bmatrix} \quad (2)$$

where (y_{ij}) is the normalized value of the i -th substance for the j -th sampling point.

The normalized value of a parameter is determined by:

$$y_{ij} = \frac{x_{ij} - (x_{ij})_{\min}}{(x_{ij})_{\max} - (x_{ij})_{\min}} \quad (3)$$

For dissolved oxygen, where higher values indicate better quality, normalization is performed inversely:

$$y_{ij} = \frac{(x_{ij})_{\max} - x_{ij}}{(x_{ij})_{\max} - (x_{ij})_{\min}} \quad (4)$$

3. Calculation of information entropy (E) for each parameter using the Shannon entropy formula (5):

$$E_n = - \left(\frac{1}{\ln n} \right) \sum_{i=1}^m V_{ij} \ln V_{ij} \quad (5)$$

where n is the number of sampling points, and (V_{ij}) is the probability of occurrence of the normalized value (v_{ij}) for parameter j in the i -th sample:

$$V_{ij} = \frac{v_{ij}}{\sum v_{ij}}. \quad (6)$$

4. Determination of entropy weights (W), where parameters with lower entropy (i.e., less disorder) receive higher weights:

$$W_j = (1 - E_j) / \sum_{j=1}^t (1 - E_j). \quad (7)$$

Parameters with lower entropy indicate more structured and less random systems and thus carry more information for assessing water quality.

5. Aggregation of entropy weights and quality scores into the entropy-weighted water quality index (EWQI):

$$EWQI = \sum_{j=1}^n W_j U_j, \quad (8)$$

where (EWQI) is the entropy-weighted water quality index, and (U_j) for each parameter is defined as the ratio of the observed value (I_j) to the corresponding standard value (S_j) :

$$U_j = \left(\frac{I_j}{S_j} \right). \quad (9)$$

Table

The calculated EWQI values were classified according to a seven-class water quality scale.

Class	Water Quality Description	EWQI Range
I	Very clean	≤ 0.3
II	Clean	$0.3 < EWQI \leq 1$
III	Moderately polluted	$1 < EWQI \leq 1.5$
IV	Polluted	$1.5 < EWQI \leq 2$
V	Dirty	$2 < EWQI \leq 4$
VI	Very dirty	$4 < EWQI \leq 8$
VII	Extremely dirty	> 8

For calculations, the upper limit of Class II water quality was adopted as the reference standard according to DSTU 4808:2007

“Sources of centralized drinking water supply. Hygienic and environmental requirements for water quality and sampling procedures”.

Results

River basins that provide drinking water to the population and play a crucial role in forming ecosystem services require scientifically grounded and technologically efficient management approaches aimed at maintaining their ecological stability and safety. Achieving this goal involves not only recording pollutant concentrations but also understanding the structural order of the system, its self-regulation capacity, and its response to anthropogenic influences.

Applying the concept of entropy as a quantitative measure of uncertainty and disorder makes it possible to assess the level of destabilization of hydro ecosystems and determine which parameters have the most significant influence on the overall ecological state of the basin. This approach provides a deeper understanding of the degradation processes in aquatic environments, allowing for the identification of high-risk zones and factors that reduce ecological stability.

Based on the methodology for determining the entropy-weighted water quality index (EWQI), calculations were performed for each monitoring station using surface water monitoring data provided by the State Agency of Water Resources of Ukraine. Integrated EWQI values were obtained for each river basin, reflecting the spatial and seasonal dynamics of water quality and the level of anthropogenic load.

The results of the analysis of the entropy-weighted water pollution index (EWQI) across major river basins of Ukraine and seasonal periods were visualized in Figure 1, which

illustrates both inter-basin and seasonal contrasts in the indicators of surface water environmental safety.

In the spring season, the cleanest waters were recorded in the Danube basin (EWQI = 0.33; “clean water”), while the Southern Bug basin showed the highest level of pollution (EWQI = 1.58; “polluted water”). During the winter period, the Danube once again demonstrated the best water quality (EWQI = 0.28; “very clean water”), whereas the Southern Bug was characterized by a high pollution level (EWQI = 2.33; “dirty water”).

In the low-flow phase (*mezhin'*), most river systems exhibited a moderate level of contamination. The lowest EWQI values were observed in the Danube (EWQI = 0.48; “clean water”), while the highest occurred in the Dniester (EWQI = 1.37; “moderately polluted water”). During the shallow-water period, the maximum pollution levels were detected across all basins. In particular, the Southern Bug (EWQI = 13.54) and the Azov rivers (EWQI = 12.39) were classified as “extremely dirty waters.” In the autumn season, high pollution levels persisted, especially in the Black Sea (EWQI = 14.23) and Southern Bug basins (EWQI = 11.60), both remaining in the “extremely dirty” category.

Overall, the lowest EWQI values were typical of the winter and spring seasons, whereas the highest pollution levels occurred during the shallow-water period, when reduced water discharge led to the concentration of contaminants.

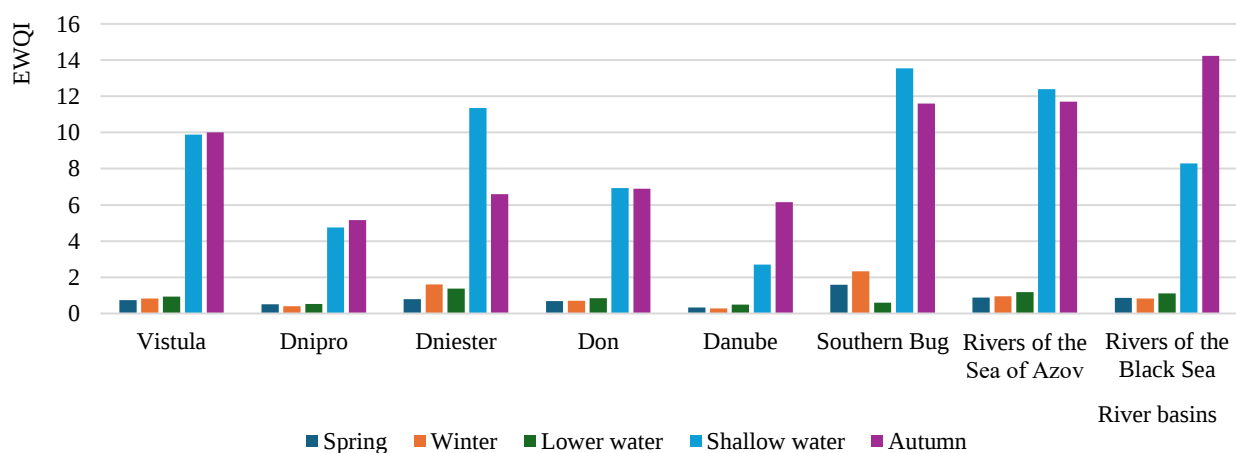


Fig. 1 – Distribution of average values of the entropy-weighted water pollution index (EWQI) across river basins and seasonal periods

The cleanest rivers were the Danube and, to a lesser extent, the Dnipro, which maintained consistently low EWQI values even during periods of general water quality deterioration. The most polluted basins included the Southern Bug, the Black Sea, and the Azov regions, particularly during the autumn and shallow-water periods.

Thus, the seasonal factor plays a decisive role in shaping surface water quality, as changes

in hydrological conditions directly influence the degree of anthropogenic impact. Elevated pollution levels during low-water phases highlight the need for enhanced monitoring and the implementation of adaptive water quality management strategies, particularly for the Southern Bug and Black Sea basins. To visually represent the spatial and seasonal patterns, maps of average EWQI distribution were constructed (Fig. 2–6).

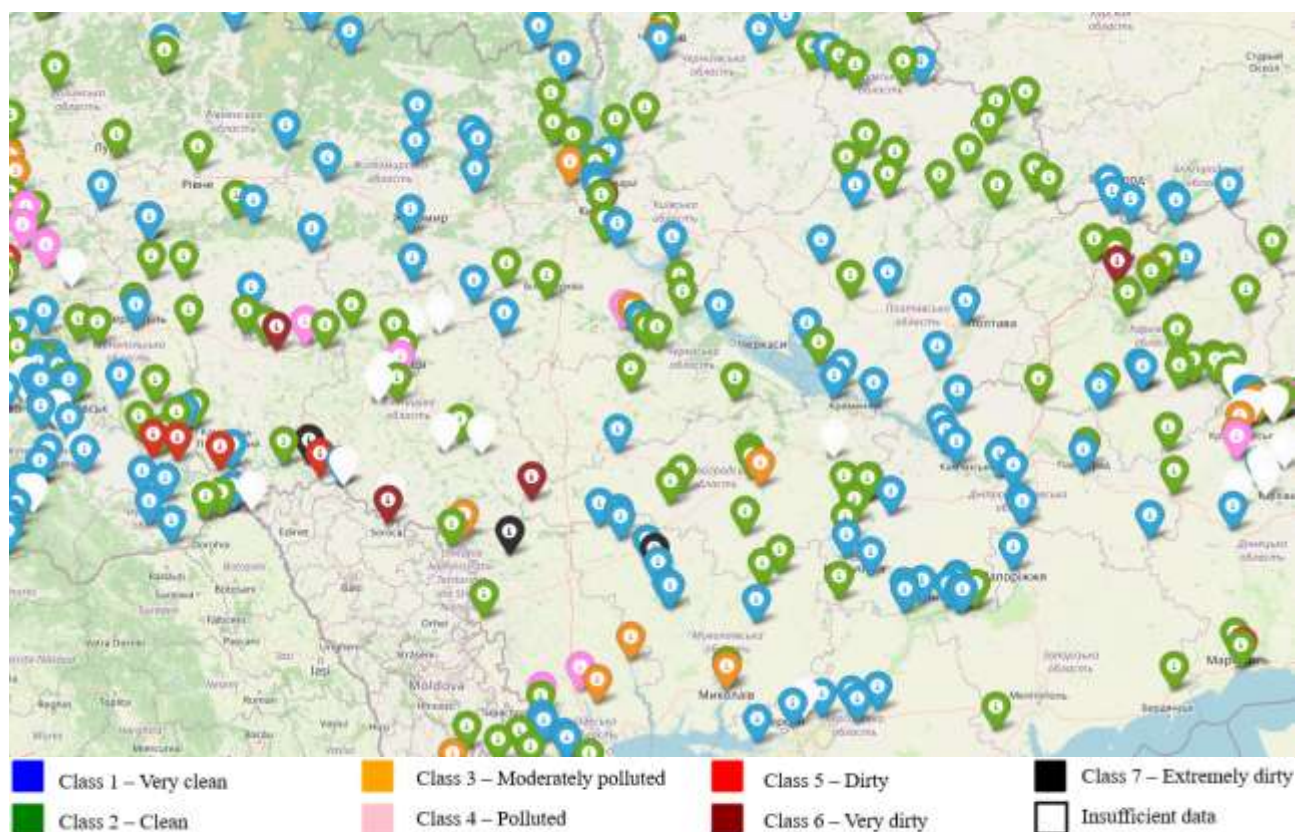


Fig. 2 – Fragment of a map of the spatial distribution of the entropy-weighted water pollution index for the winter period

The map of the spatial distribution of the entropy-weighted water pollution index (EWQI) for the winter period (Figure 2) illustrates the quality of surface waters within Ukraine's river basins according to a classification system comprising seven pollution grades – from “very clean” (blue) to “extremely dirty” (black).

The results of the spatial analysis reveal a clear differentiation of water quality depending on the basin and geographical location. The highest water quality is observed in the Danube basin, where EWQI values are the lowest, corresponding to classes I–II (“very clean” and “clean” water). The northern regions of Ukraine also

demonstrate predominantly low EWQI values (classes I–II), indicating a minimal level of anthropogenic impact.

Zones with moderate pollution levels include the Dniester and Don basins, where water quality mainly corresponds to classes III–IV (“moderately polluted” and “polluted”). The most problematic regions are the Black Sea and Azov basins, characterized by high EWQI values corresponding to classes VI–VII (“very dirty” and “extremely dirty” water). Elevated pollution levels are also noted in the Southern Bug basin, reflecting the significant influence of human activity.

The spatial distribution map of EWQI for the spring period (Fig. 3) shows an improvement in the ecological condition of surface waters compared to other seasons. This improvement is primarily due to increased water

discharge resulting from snowmelt and spring floods, which dilute pollutant concentrations and lead to a temporary enhancement of the hydrochemical characteristics of aquatic ecosystems.

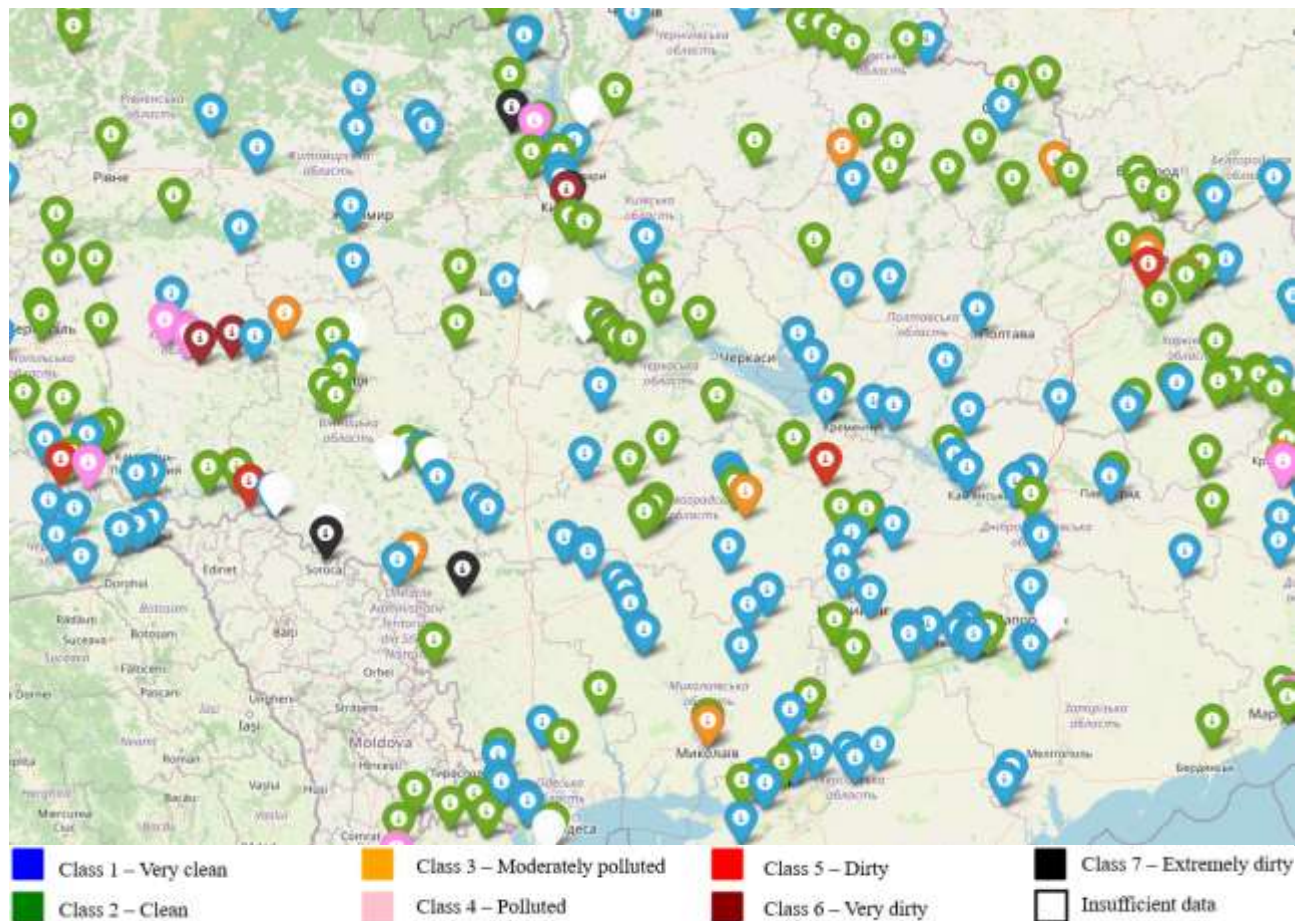


Fig. 3 – Fragment of a map of the spatial distribution of the entropy-weighted water pollution index for the spring period

However, the level of water quality remains spatially heterogeneous and largely depends on geographical location and basin affiliation.

Regions with the best water quality indicators (classes I–II – “very clean” and “clean water”) include the Danube basin, where blue and green shades dominate on the map, indicating low EWQI values. This can be explained by a lower concentration of industrial facilities, high water exchange rates, and favorable natural conditions. Similarly, the western river basins, such as the Vistula and Dniester, contain a significant number of monitoring points that also correspond to classes I–II, indicating clean or very clean water.

Areas with a moderate level of pollution (classes III–IV – “moderately polluted” and

“polluted water”) cover the central part of Ukraine. In the Dnipro and Don basins, an increased number of yellow and pink markers (classes III–IV) are observed, indicating localized anthropogenic impacts related to agricultural activities, industrial enterprises, and urbanized areas. In the Black Sea and Azov rivers, individual sites exhibit moderate pollution levels, likely due to dispersed wastewater discharges and the limited self-purification capacity of small watercourses.

Zones with high pollution levels (classes V–VII – “dirty,” “very dirty,” and “extremely dirty water”) primarily include the Southern Bug basin, where red and black markers on the map highlight areas of significant anthropogenic pressure. This is likely caused by high industrial-

ation, urbanization, and intensive agricultural runoff. In some parts of the Azov basin, extremely high EWQI values (black color) have been recorded, indicating a critical condition of aquatic ecosystems in these regions.

During the spring period, overall water quality improves across most regions due to the dilution of pollutants by floodwaters. This trend is clearly visible in the Danube, Vistula, and partially Dniester basins, where contaminant concentrations decrease significantly. However, the Southern Bug, Black Sea, and partially Dnipro basins remain the most problematic, as even spring floods cannot offset the effects of anthropogenic pollution sources.

The spatial distribution map of EWQI for the low-flow period (Fig. 4) illustrates the specific seasonal characteristics of surface water conditions during the lowest-water phase, when the natural self-purification capacity of river systems reaches its minimum.

Regions with the highest water quality (classes I–II – “very clean” and “clean water”) include the Danube basin, where most points on the map remain blue and green, indicating a consistently clean water condition. This confirms the ecological resilience of the hydrological system even under conditions of reduced water flow.

In the western part of Ukraine, particular the Vistula basin, a similar trend is observed: rivers in this region mostly belong to classes I–II, reflecting a low level of anthropogenic impact. In the northern section of the Dnipro basin, low EWQI values are also recorded, corresponding to “clean” or “moderately clean” water classes.

Regions with a moderate level of pollution (classes III–IV – “moderately polluted” and “polluted water”) include the Dniester basin, which, compared to other areas, shows an increase in yellow and pink markings on the map,

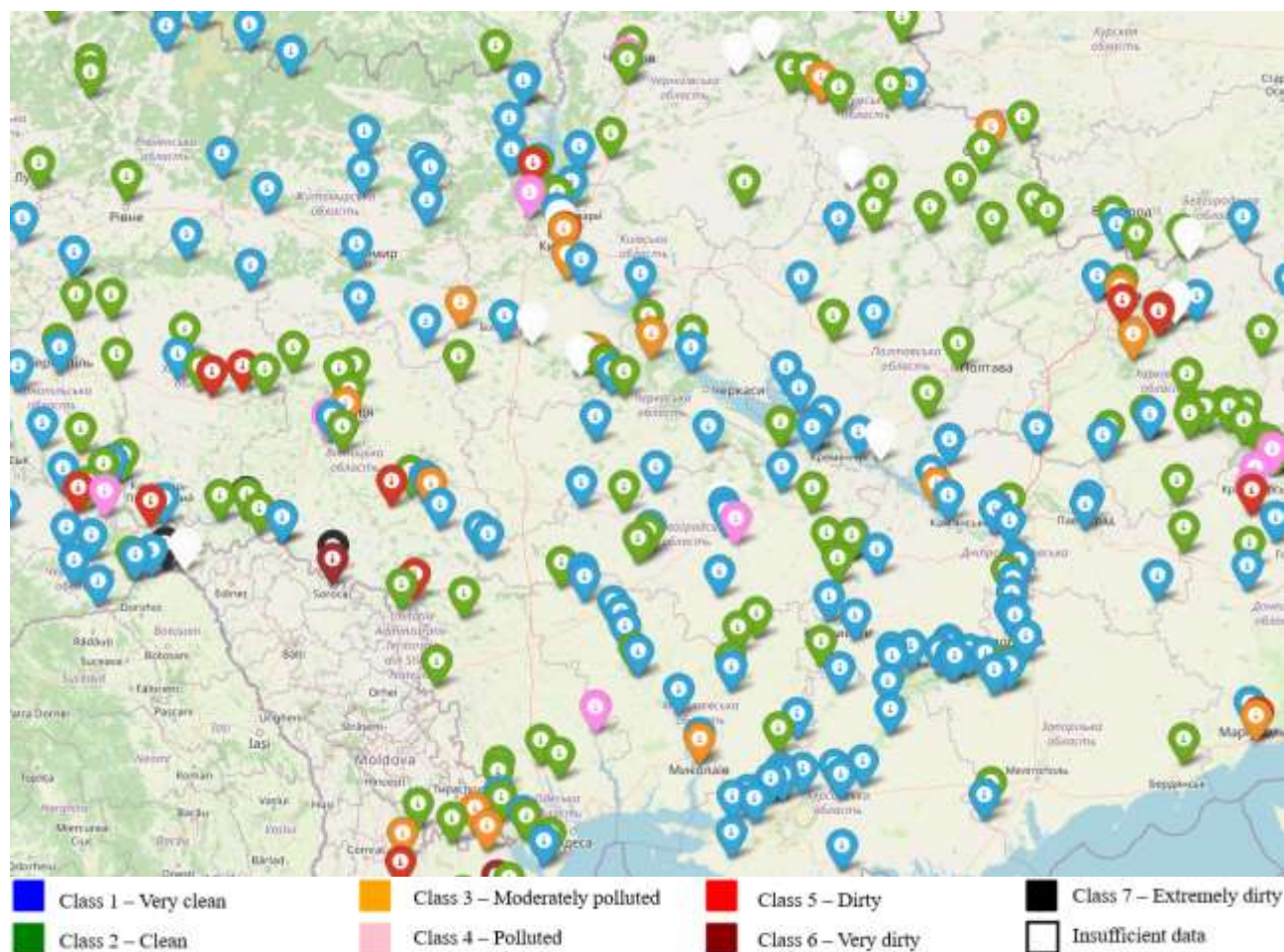


Fig. 4 – Fragment of a map of the spatial distribution of the entropy-weighted water pollution index for the low water period

indicating rising pollution levels. A similar situation is observed in the Don and Black Sea basins, where classes III–IV dominate, suggesting notable anthropogenic pressure and accumulation of pollutants resulting from decreased water discharge.

Areas with high pollution levels (classes V–VII – “dirty,” “very dirty,” and “extremely dirty water”) include the Southern Bug basin, where red and black markers indicate a critical ecological condition. The main causes are the high concentration of industrial facilities, urbanization, and agricultural runoff. Some sites within the Black Sea river basin show elevated EWQI values, confirming significant anthropogenic stress. In certain Azov river sections, extreme EWQI values (class VII) are recorded, indicating an extremely critical state of the aquatic environment.

During the low-flow period, water quality deteriorates across nearly all basins due to reduced discharge and the corresponding increase in pollutant concentrations.

The spatial distribution map of EWQI for the shallow-water period (Fig. 5) reflects the most strained ecological state of water resources,

caused by minimal river flow volumes. This period shows maximum pollution levels across most regions of Ukraine.

Basins with relatively favorable indicators (classes I–II – “very clean” and “clean water”) include the Danube basin, where blue and green areas persist only in limited sections, indicating relative ecological stability even under low-water conditions. The Vistula basin also exhibits a moderately good water quality, attributed to lower industrial density and limited anthropogenic impact.

Regions with moderate pollution (classes III–IV) include the Dniester basin, where yellow and pink markers predominate, signaling a moderate contamination level likely caused by a reduction in the river’s self-purification capacity during periods of low flow. In the Dnipro and Don basins, water quality indicators also deteriorate but remain within classes III–IV, suggesting a stable yet tense ecological condition.

Regions with a high level of pollution (classes V–VII – “dirty,” “very dirty,” and “extremely dirty water”) primarily include the Southern Bug basin, where numerous red, dark red, and black markers on the map indicates a

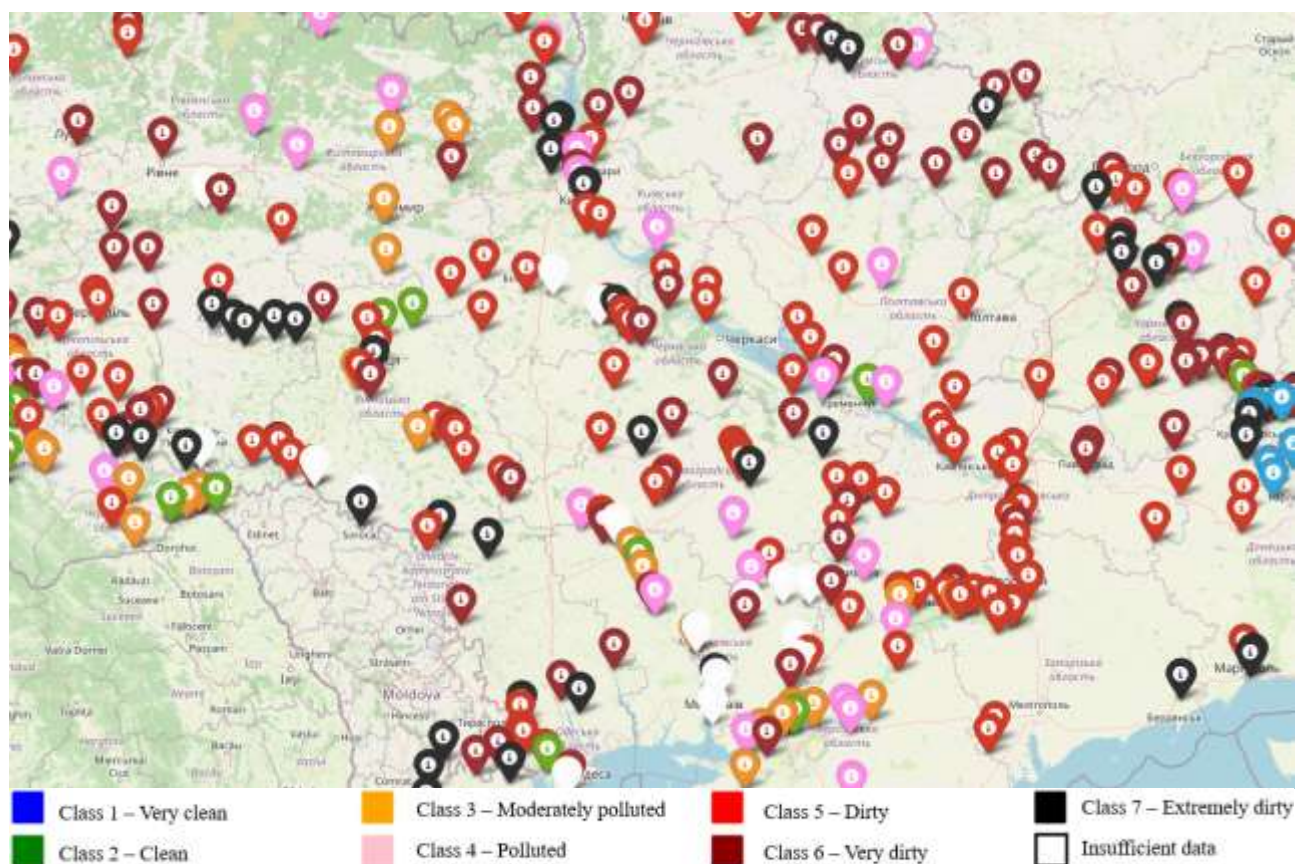


Fig. 5 – Fragment of a map of the spatial distribution of the entropy-weighted water pollution index for the shallow water period

critically high level of water contamination. The main contributing factors are industrial activities, agricultural runoff, and the insufficient efficiency of wastewater treatment facilities.

In the Black Sea and Azov basins, classes VI–VII dominate, reflecting extremely polluted water. This condition signifies a catastrophic overload of aquatic ecosystems, caused by intensive economic activity, urbanization of coastal areas, and the low self-purification capacity of watercourses.

The Dnipro basin also demonstrates elevated EWQI values, confirming a significant anthropogenic impact associated with industrial discharges, wastewater effluents, and the accumulation of pollutants in bottom sediments. Particularly critical conditions are observed in small and medium-sized rivers, where low water levels lead to a concentration of contaminants, severely deteriorating the ecological state of water bodies.

The spatial distribution map of EWQI for the autumn period (Fig. 6) illustrates the state of

surface water quality in Ukraine at the end of the hydrological cycle, when – following the summer low-water phase – river flows have not yet reached their minimum but the dilution capacity for pollutants is already reduced. The analysis of the data reveals pronounced regional contrasts in pollution levels, formed under the combined influence of natural factors (hydrological regime, climatic conditions) and anthropogenic pressures (industrialization, agriculture, and urban development).

Regions with the highest water quality (classes I–II – “very clean” and “clean water”) cover the western part of Ukraine, primarily the Danube and Vistula basins. These areas show the highest concentration of blue and green markers, indicating a high ecological status of water resources. Such stability is attributed to low anthropogenic pressure, the effectiveness of natural self-purification processes, and favorable hydroclimatic conditions of the region. Isolated zones with clean water are also observed in the central

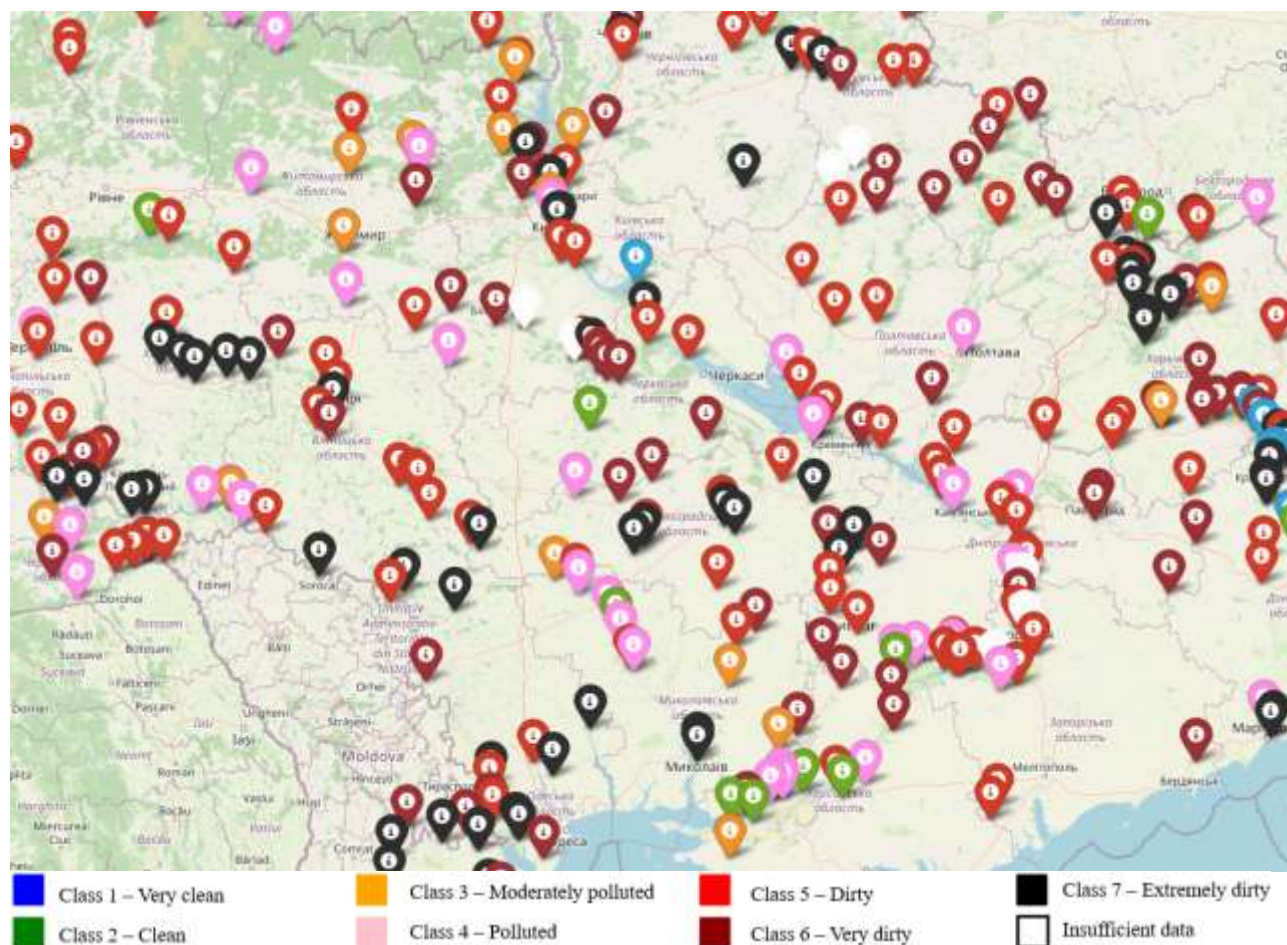


Fig. 6 – Fragment of a map of the spatial distribution of the entropy-weighted water pollution index for the autumn period

and northern parts of the Dnipro basin, where pollution levels remain relatively low due to natural water circulation and lower industrialization of the area.

Regions with a moderate level of pollution (classes III–IV – “moderately polluted” and “polluted water”) include the Dniester and Dnipro basins, where numerous yellow and pink markers indicate medium contamination levels. This condition results from a combination of natural hydrological factors and localized anthropogenic influences, such as agricultural activity, surface runoff of fertilizers, and insufficiently treated wastewater. A similar pattern is found in some parts of the Black Sea and Azov river basins, where moderate pollution levels are typical for zones of intensive agricultural production.

Areas with critical water quality indicators (classes V–VII – “dirty,” “very dirty,” and “extremely dirty water”) include the Southern Bug basin, where red, dark red, and black markers dominate, reflecting high concentrations of

pollutants. This basin is considered one of the most vulnerable in Ukraine due to intense industrial pressure, urbanization, and agricultural pollution. High pollution levels are also recorded in the Black Sea and Azov basins, where numerous zones with “very dirty” and “extremely dirty” water are caused by excessive fertilizer use, erosional runoff from farmlands, and inefficient wastewater treatment systems.

In the eastern regions of Ukraine, particularly in the Don and eastern Dnipro basins, a large number of areas fall into pollution classes VI–VII, associated with industrial zones, a high concentration of point-source discharges, and the accumulation of technogenic substances in bottom sediments.

The autumn period marks the initial phase of pollutant accumulation, serving as a precursor to further water quality deterioration during the winter and low-flow (*mezheny*) seasons, when hydrological processes slow down and the dilution of pollutants becomes minimal.

Discussion

The analysis of the spatial distribution of the entropy-weighted water pollution index (EWQI) revealed distinct patterns of seasonal and regional variability in the quality of surface waters across Ukraine.

During the winter period, most river basins demonstrate the best ecological condition: EWQI values remain low, particularly in the western regions (Danube, Vistula) and in the upper reaches of the Dnipro basin. This is attributed to a stable hydrological regime and low anthropogenic pressure.

In spring, water quality generally improves due to increased flow, snowmelt floods, and dilution of pollutants. The Danube and Vistula basins show the best indicators (classes I–II), confirming the effective self-purification capacity of aquatic ecosystems. Meanwhile, in the central regions and the lower Dnipro, localized zones of elevated pollution appear, linked to intensive agriculture and urban runoff.

During the low-flow (*mezheny*) period, as river discharge decreases, EWQI values rise, indicating a deterioration in water quality and a growing contrast between basins. The entropy-weighted index effectively differentiates pollution levels, capturing even minor variations in contaminant concentrations.

The worst ecological conditions are observed during the shallow-water period, when river volumes reach their minimum and dilution processes almost cease. At this time, EWQI reaches its highest values in the Southern Bug, Black Sea, and Azov basins, dominated by classes VI–VII – indicative of critical water ecosystem states. High pollutant concentrations result from the accumulation of industrial and domestic effluents, as well as intensive agricultural loads.

In autumn, pollution levels remain high but do not reach the extreme peaks typical of the shallow-water season. Spatial contrasts persist: the western basins (Danube, Vistula) remain the cleanest, while the Southern Bug, Black Sea, and Azov basins show the highest contamination levels throughout the year, indicating persistent sources of anthropogenic pressure.

The highest EWQI values are typical of the autumn and shallow-water periods, when reduced flow contributes to pollutant concentration. The most polluted basins are the Dniester, Southern Bug, and Dnipro, where extreme EWQI values are recorded in areas directly affected by industrial and agricultural discharges.

During winter, critical EWQI values are observed in the Southern Bug (31.67), Dniester

(66.66), and Dnipro (6.29) basins, particularly near industrial facilities and discharge channels. In spring, the index increases due to floodwaters washing pollutants from soils, with the highest levels in the Southern Bug (41.69), Dniester (12.58), and Dnipro (8.51) basins. During the mezhennnyi period, water quality worsens – the Dniester (34.21) and Danube (24.48) show critical conditions due to industrial discharges, while the Dnipro (22.51) and Southern Bug (13.43) maintain consistently high values.

The shallow-water period records the poorest ecological conditions: maximum EWQI values in the Dniester (167.57), Dnipro (75.67), and Southern Bug (327.23) basins exceed permissible pollution limits. The main factors include industrial discharge channels, agricultural runoff, and untreated domestic wastewater. In autumn, pollution remains high, especially in the Southern Bug (65.03), Dniester (64.13), and

Dnipro (58.26) basins, influenced by large industrial facilities, such as the Mykolaiv TPP.

Summarizing the results, the key problematic basins can be identified as follows: the Southern Bug, with the highest EWQI values across all seasons (up to class VII); the Dniester, with persistently high contamination near wastewater treatment zones; and the Dnipro, significantly affected by industrial discharges and thermal water return flows. On the Danube, pollution is recorded mainly during the mezhennnyi and shallow-water periods, particularly near Lake Katlabukh.

The dynamics of EWQI and changes in water quality classes for the main rivers – Southern Bug, Dniester, and Siverskyi Donets – are shown in Figures 7–12, illustrating the seasonal fluctuations in pollution levels and the impact of technogenic factors on Ukraine's surface waters.

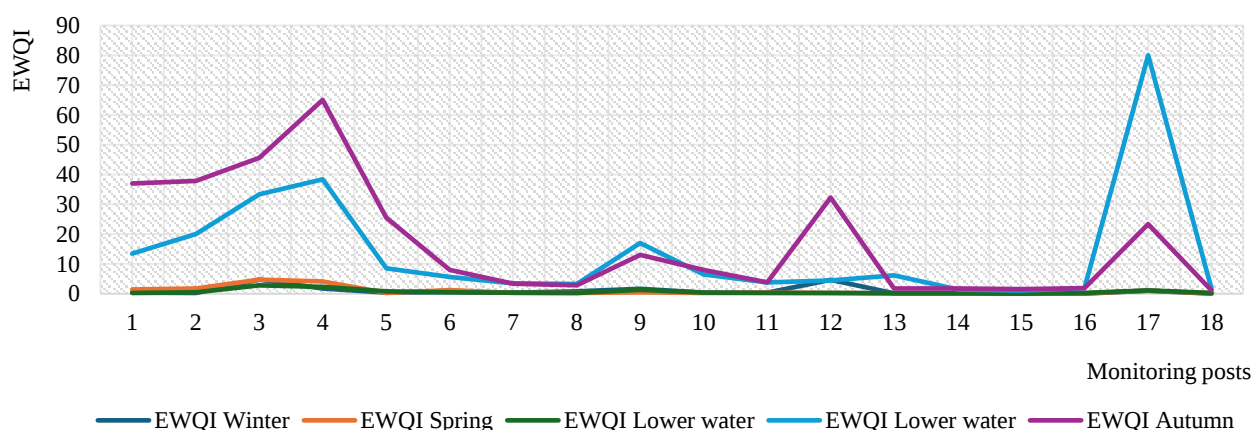


Fig. 7 – Variation of the Entropy-Weighted Water Quality Index (EWQI) based on monitoring results for the Southern Bug River

For the Southern Bug River (Fig. 7–8), the EWQI values demonstrate a pronounced seasonal variability in water quality. The lowest average index is recorded during the low-flow period (0.684), while the highest value occurs in autumn (17.443). The standard deviation indicates a substantial variability of the water quality index, particularly during the shallow-water and autumn periods, reflecting significant differences between individual monitoring stations.

In the winter and spring seasons, a greater proportion of measurements correspond to higher water quality classes (classes 1–2). In contrast, during the low-flow and shallow-water

phases, the distribution shifts toward lower classes, with a sharp increase in the proportion of measurements classified as class 7, indicating extremely polluted water conditions.

The autumn period is characterized by high EWQI values, with the majority of measurements falling into classes 6 and 7, indicating a significant deterioration in the ecological condition of the river. The results confirm that the water quality of the Southern Bug River fluctuates considerably throughout the year, with the worst indicators observed in autumn, when the chemical composition of the water is strongly influenced by seasonal processes, surface runoff, and agricultural pressures.

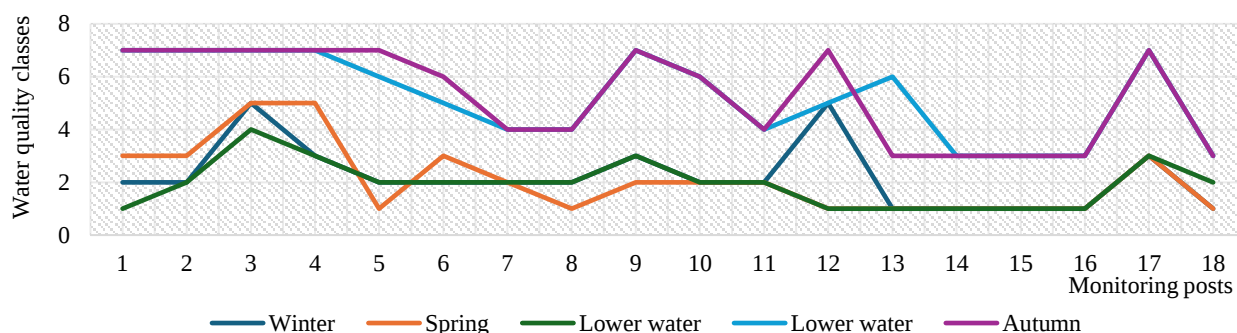


Fig. 8 – Variation of water quality classes based on monitoring results for the Southern Bug River

For the Dniester River (Fig. 9), the EWQI values exhibit a clearly defined seasonal variability in water quality, with the highest index recorded in winter (4.233). The standard deviation reflects a substantial variability of the index, particularly during the winter period, indicating noticeable spatial differences in pollution levels among individual monitoring sites within the river basin.

During the winter and spring periods, the majority of measurements correspond to the higher water quality classes (classes 1–2), with the largest number of observations falling into class 1 (Fig. 10), indicating a favorable ecological condition of the river at that time.

In contrast, during the shallow-water and autumn periods, there is an increase in the proportion of measurements corresponding to lower

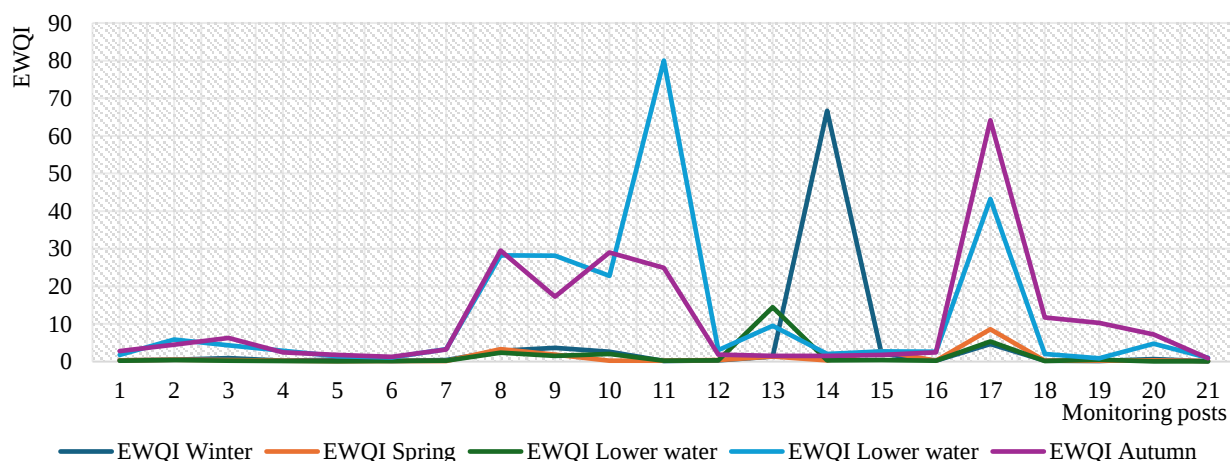


Fig. 9 – Variation of the Entropy-Weighted Water Quality Index (EWQI) based on monitoring results for the Dniester River

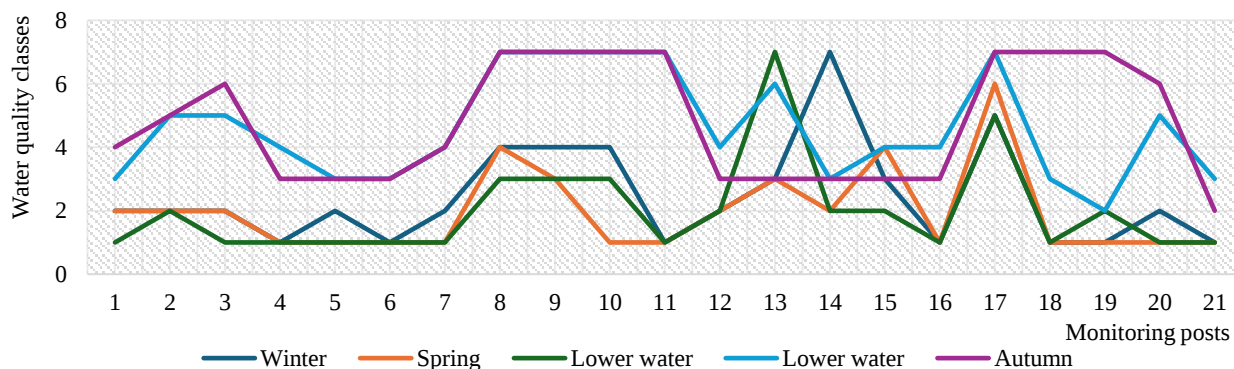


Fig. 10 – Variation of water quality classes based on monitoring results for the Dniester River

water quality classes (class 3 and above). Particularly notable is the growth in the number of points belonging to classes 3 and 7, which indicates a deterioration in water quality and the presence of localized pollution events. The obtained results indicate that the Dniester River exhibits a pronounced seasonal variability in water quality, with a deterioration of conditions during the shallow-water and autumn periods. Particularly notable is the high variability of EWQI values in winter, which can be attributed to the specific hydrological regime of the river and the influence of local anthropogenic factors, such as wastewater discharges and industrial pressure.

For the Siverskyi Donets River (Fig. 11), the average EWQI values show that the highest water quality occurs in winter (0.446) and spring (0.498). During the summer low-flow period, water quality deteriorates (0.647), and a

significant increase in pollution levels is recorded during the shallow-water (5.940) and autumn (6.266) seasons. The standard deviation values indicate a homogeneous water environment in winter and spring, whereas during shallow-water and autumn periods, an increased variability is observed, reflecting the presence of local pollution sources and the uneven distribution of anthropogenic impacts.

During the winter and spring periods, the majority of measurements correspond to class 2 water quality, indicating a relatively high ecological condition of the river (Fig. 12).

In contrast, during the shallow-water and autumn periods, there is a significant deterioration in water quality, with most values falling into classes 5 and 6, which reflects an increase in pollution levels and a decline in the natural self-purification capacity of the aquatic ecosystem.

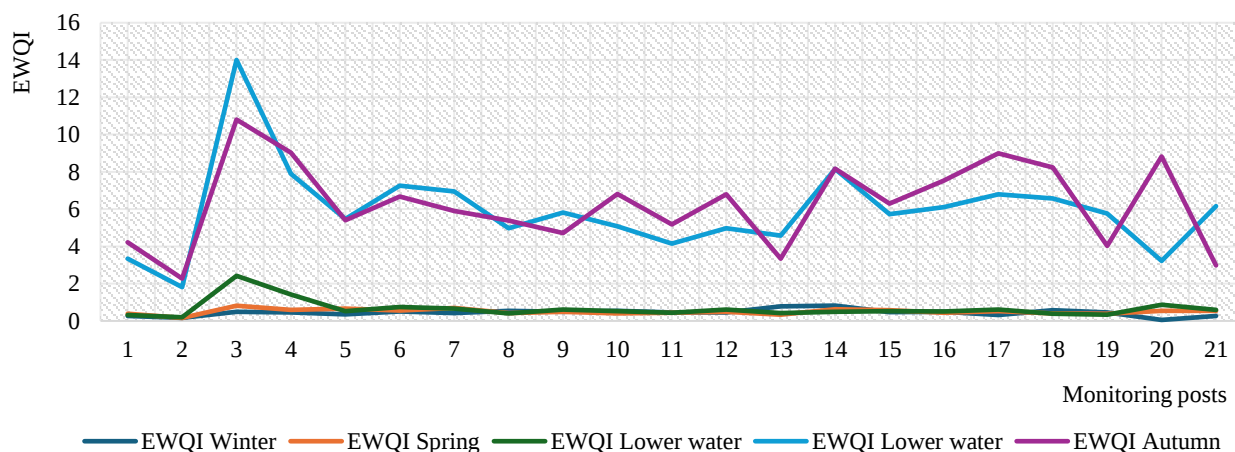


Fig. 11 – Variation of the Entropy-Weighted Water Quality Index (EWQI) across monitoring stations of the Siverskyi Donets River

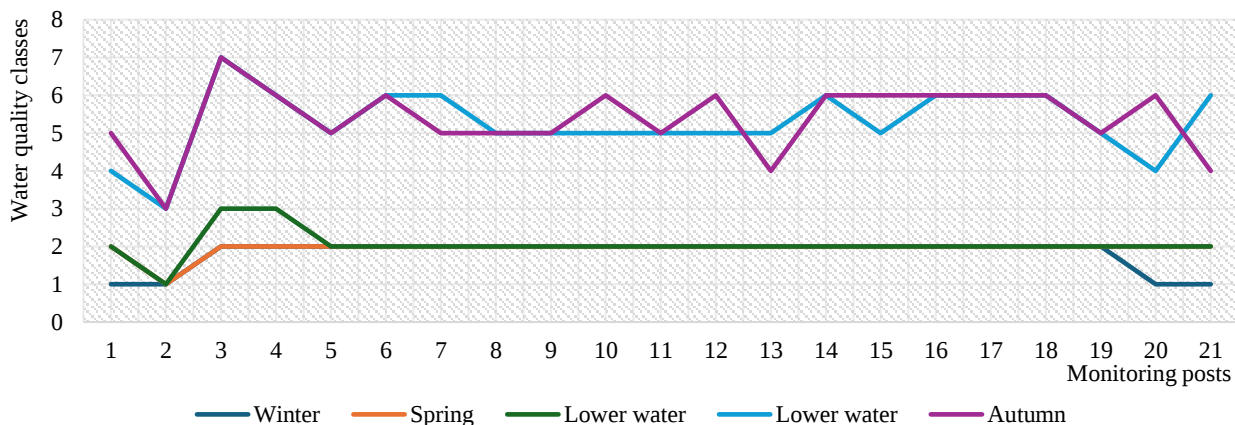


Fig. 12 – Variation of water quality classes based on monitoring results for the Siverskyi Donets River

The obtained results indicate a distinct seasonal dynamic of water quality: the best conditions are observed during the cold period of the year (winter and spring), while during the warmer months (shallow-water and autumn) there is a notable deterioration in water quality.

The most critical periods are shallow-water and autumn, when low water levels, higher temperatures, and intensified anthropogenic pressure lead to an increase in pollutant concentrations, significantly reducing the ecological safety of river ecosystems.

Conclusions

The study achieved its main objective – the development and testing of an entropy-weighted model for assessing the environmental safety of surface waters in Ukraine, which made it possible to quantitatively evaluate the seasonal and spatial variability of water quality within the country's major river basins.

The results demonstrated a distinct seasonal dynamic in the quality of surface waters. The best indicators were recorded in spring (EWQI = 0.65) and winter (EWQI = 0.77), reflecting a relatively high water quality due to dilution of pollutants and reduced anthropogenic pressure. During the low-flow period, the average EWQI value was 0.71, indicating an acceptable ecological condition.

In contrast, during the shallow-water (EWQI = 6.69) and autumn (EWQI = 6.89) periods, a sharp decline in water quality was observed, caused by low discharge, increased temperature, and pollutant accumulation. These seasons present the greatest ecological risks for

aquatic ecosystems, particularly in the Southern Bug, Black Sea, and Azov Sea river basins, which remain the most critical areas in terms of technogenic load and pollution.

The comparative analysis revealed that the entropy-weighted water pollution index (EWQI) is a more sensitive and informative tool than traditional index-based methods, as it accounts for the spatio-temporal variability of parameters. This approach significantly improves the accuracy of identifying local risk zones and creates a foundation for optimizing environmental monitoring systems.

Thus, the entropy-weighted model for water quality assessment can serve as a scientifically grounded instrument for managing the environmental safety of Ukraine's river basins, contributing to the implementation of sustainable development goals, the rational use of water resources, and the reduction of anthropogenic impacts on the environment.

Conflict of Interest

The author declares no conflict of interest regarding the publication of this manuscript. Furthermore, the author has fully adhered to ethical norms, including avoiding plagiarism, data falsification, and duplicate publication.

The work does not use artificial intelligence resources.

References

1. Sutadian, A.D., Muttill, N., Yilmaz, A.G., & Perera, B.J.C. (2018) Development of a water quality index for rivers in West Java Province, Indonesia. *Ecol Indic*, 85:966–982 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.049>
2. Mahato, M.K., Singh, G., Singh, P.K., Singh, A.K., & Tiwari, A.K. (2017). Assessment of mine water quality using heavy metal pollution index in a coal mining area of Damodar River Basin, India. *Bull Environ Contam Toxicol*. <https://doi.org/10.1007/s00128-017-2097-3>
3. Sajil Kumar, P.J., & James, E.J. (2013). Development of Water Quality Index (WQI) model for the groundwater in Tirupur district, South India. *Chin J Geochem* 32:261–268. <https://doi.org/10.1007/s11631-013-0631-5>
4. Pandey, H.K., Tiwari, V., Kumar, S., Yadav, A., & Srivastava, S.K. (2020). Groundwater quality assessment of Allahabad smart city using GIS and water quality index. *Sustain Water Resour Manag*. <https://doi.org/10.1007/s40899-020-00375-x>
5. Shweta, T., Bhavtosh, S., Prashant, S., & Rajendra, D. (2013). Water quality assessment in terms of water quality index. *Am J Resour*. <https://doi.org/10.12691/ajwr-1-3-3>
6. Sutadian, A.D., Muttill, N., Yilmaz, A.G., & Perera, B.J.C. (2016). Development of river water quality indices – a review. *Environ Monit Asses*, 188(1):58 <https://doi.org/10.1007/s10661-015-5050-0>
7. Amiri, V., Rezaei, M., & Sohrabi, N. (2014). Groundwater quality assessment using entropy weighted water quality index (EWQI) in Lenjanat. *Iran Environ Earth Sci*. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3255-0>

8. Mrunmayee, M., Sahoo, K.C., Patra, J.B., Swain & K.K. Khatua (2017) Evaluation of water quality with application of Bayes' rule and entropy weight method, *European Journal of Environmental and Civil Engineering*, 21:6, 730-752, <https://doi.org/10.1080/19648189.2016.1150895>
9. Singh, K.R., Goswami, A.P., Kalamdhad, A.S., & Kumar, B. (2019) Development of irrigation water quality index incorporating information entropy. *Environ Dev Sustain* 22:3119–3132. <https://doi.org/10.1007/s10668-019-00338-z>
10. Muangthong, S., & Shrestha, S. (2015). Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: case study of the Nampong River and Songkhram River, Thailand. *Environ Monit Assess*, 187(9):548. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4774-1>
11. Kadam, A.K., Wagh, V.M., Muley, A.A., Umrikar, B.N., & Sankhua, R.N. (2019). Prediction of water quality index using artificial neural network and multiple linear regression modelling approach in Shivganga River basin, India. *Model Earth Syst Environ* 5:951–962. <https://doi.org/10.1007/s40808-019-00581-3>
12. Li, P., Qian, H., & Wu, J. (2010). Groundwater quality assessment based on improved water quality index in Pengyang County, Ningxia, Northwest China. *J Chem*, 7(S1): S209–S216. <https://doi.org/10.1155/2010/451304>
13. Ashby, W. (1959). *Introduction to cybernetics*. M.: IL. 432 p. <https://doi.org/10.1080/00048405785200161>
14. Amiri, V., Rezaei, M., & Sohrabi, N. (2014). Groundwater quality assessment using entropy weighted water quality index (EWQI) in Lenjanat, Iran. *Environmental Earth Sciences*, 72(9), 3479–3490. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3255-0>
15. Subba Rao, N., Sunitha, B., Adimalla, N., & Chaudhary, M. (2020). Quality criteria for groundwater use in Telangana state, India, through ISD, EWQI and PCA. *Environmental Geochemistry and Health*, 42(2), 579–599. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00393-5>
16. Abdus-Salam, M.O., Akinsanya, Y.O., Salami, I.O. ...& Gbadamosi, M. O. (2024). Entropy-weighted water quality index assessment of groundwater in Ibadan metropolis, Southwestern Nigeria. *Discov Water*, 4, 121. <https://doi.org/10.1007/s43832-024-00157-y>
17. Mashala, M. J., Dube, T., & Ayisi, K. K. (2025). Seasonal and Spatial Dynamics of Surface Water Resources in the Tropical Semi-Arid Area of the Letaba Catchment: Insights from Google Earth Engine, Landscape Metrics, and Sentinel-2 Imagery. *Hydrology*, 12(4), 68. <https://doi.org/10.3390/hydrology12040068>
18. Gorgij, A.D., Kisi, O., Moghaddam, A.A. & Taghipour, A. (2017). Groundwater quality ranking for drinking purposes, using the entropy method and the spatial autocorrelation index. *Environ Earth Sci.*, 76, 269 <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6589-6>
19. Islam, A. R. M. T., Mamun, A. A., Rahman, M. M., & Zahid, A. (2020). Simultaneous comparison of modified-integrated water quality and entropy weighted indices: Implication for safe drinking water in the coastal region of Bangladesh. *Ecological Indicators*, 113, 106229. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106229>
20. Li, P., Karunanidhi, D., Subramani, T. & Srinivasamoorthy, K. (2021). Sources and Consequences of Groundwater Contamination. *Arch Environ Contam Toxicol*, 80, 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00805-z>
21. Adimalla, N. (2021). Application of the Entropy Weighted Water Quality Index (EWQI) and the Pollution Index of Groundwater (PIG) to Assess Groundwater Quality for Drinking Purposes: A Case Study in a Rural Area of Telangana State, India. *Arch Environ Contam Toxicol*, 80, 31–40. <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00800-4>
22. Egbueri, J. C., Ameh, P. D., & Unigwe, C. O. (2020). Integrating entropy-weighted water quality index and multiple pollution indices towards a better understanding of drinking water quality in Ojoto area, SE Nigeria. *Scientific African*, 10, e00644. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2020.e00644>
23. Adimalla, N., Li, P. & Venkatayogi, S. (2018). Hydrogeochemical Evaluation of Groundwater Quality for Drinking and Irrigation Purposes and Integrated Interpretation with Water Quality Index Studies. *Environ. Process.* 5, 363–383. <https://doi.org/10.1007/s40710-018-0297-4>
24. Ganiyu, S.A., Oyadeyi, A.T., Rabi, J.A. & Jegede, O. A. (2022). Hydrogeochemical categorization and quality assessment of shallow groundwater sources in typical urban slum and peri-urban areas of Ibadan, Southwest Nigeria. *Environ Earth Sci* 81, 111. <https://doi.org/10.1007/s12665-022-10237-8>
25. Oyelakin, J.F., Ahmad, S.M., Aiyelokun, O.O., Odetoyinbo, A. O. & Layi-Adigun, B. O. (2021). Water quality assessment of groundwater in selected potable water sources for household use in Ibadan, Southwest, Nigeria. *Int J Energ Water Res.* 5, 125–132. <https://doi.org/10.1007/s42108-020-00090-5>
26. Mama, A.C., Bodo, W.K.A., Ghepdeu, G.F.Y., Ajonina, G.N. & Ndam, J.R.N. (2021). Understanding Seasonal and Spatial Variation of Water Quality Parameters in Mangrove Estuary of the Nyong River Using Multivariate Analysis (Cameroon Southern Atlantic Coast). *Open Journal of Marine Science*, 11, 103-128. <https://doi.org/10.4236/ojms.2021.113008>

27. Bezsonnyi, V., Tretyakov, O., Sherstyuk, M., & Nekos, A. (2022). Thermodynamic aspects of the systems approach in ecology. *Visnyk of V. N. Karazin Kharkiv National University, Series 'Geology. Geography. Ecology'*, (57), 268–281. <https://doi.org/10.26565/2410-7360-2022-57-20> (In Ukrainian)
28. Bezsonnyi, V. (2023). Use of the entropy approach in water resource monitoring systems. *Visnyk of V. N. Karazin Kharkiv National University, Series 'Geology. Geography. Ecology'*, (58), 302–320. <https://doi.org/10.26565/2410-7360-2023-58-23> (In Ukrainian)
29. Bezsonnyi, V., & Nekos, A. (2023). Analysis of the environmental risk of water bodies in conditions of military danger. *Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment, Monitoring 2023*. <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2023520153>
30. Bezsonnyi, V., Plyatsuk, L., Ponomarenko, R., & Tretyakov, O. (2023). Assessment of ecological safety of a surface water object. *Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment, Monitoring 2023*. <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2023520155>
31. Bezsonnyi, V. (2022). Assessment of environmental risks from the impact of domestic and industrial effluents. *Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment, Monitoring 2022*. <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2022580218>
32. Bezsonnyi, V., Plyatsuk, L., Zhuravskij, M., Tretyakov, O., & Ponomarenko, R. (2023). Integrated assessment of the Dnipro Reservoir pollution sources. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*, 32(3), 461–473. <https://doi.org/10.15421/112341>
33. Bezsonnyi, V., Ponomarenko, R., Tretyakov, O., Asotsky, V., & Kalynovskyi, A. (2021). Regarding the choice of composite indicators of ecological safety of water in the basin of the Siversky Donets. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*, 30(4), 622–631. <https://doi.org/10.15421/112157>
34. Umwali, E.D., Kurban, A., Isabwe, A... & Sabirhazi, G. (2021). Spatio-seasonal variation of water quality influenced by land use and land cover in Lake Muhazi. *Sci Rep* 11, 17376. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-96633-9>
35. Ubuoh, E.A., Nwogu, F.U., Ossai-Abeh, E. Ikwuemesi, J. C., Oke, A. O. & Umoh, J. D. (2024). Evaluation of hydro-chemical facies and surface water quality dynamics using multivariate statistical approaches in Southern Nigeria. *Sci Rep* 14, 31600. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-77534-z>
36. Zhang, J., Hao, Z., Liu, X., Wang, B., Guo, W., & Yan, J. (2024). Surface Water Quality Evaluation and Pollution Source Analysis at the Confluence of the Wei River and Yellow River, China. *Water*, 16(14), 2035. <https://doi.org/10.3390/w16142035>
37. Piddubna, L., Dybach, I., Krasovskiy, V., Pliekhanov, K., & Mogylevskiy, R. (2024). Analysis of the impact of digital development on a country's economic growth. *Economic Development*, 23, 38–46. <https://doi.org/10.57111/econ/2.2024.38>
38. Teslenko, A., Chernukha, A., Bezuglov, O., Bogatov, O., Kunitsa, E., Kalyna, V., Katunin, A., Kobzin, V., & Minka, S. (2019). Construction of an algorithm for building regions of questionable decisions for devices containing gases in a linear multidimensional space of hazardous factors. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 5, 42–54. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2019.181668>
39. Malyarets, L., Iastremska, O., Barannik, I., & Larina, K. (2024). Assessment of structural changes in stable development of the country. *Economic Development*, 23, 8–16. <https://doi.org/10.57111/econ/2.2024.08>
40. Bezsonnyi, V., Plyatsuk, L., Ponomarenko, R., Asotskyi, V., Tretyakov, O., & Zhuravskij, M. (2023). Integrated assessment of the surface source of water supply according to environmental-risk indicators. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*, 32(3), 461–473. <https://doi.org/10.15421/112341>
41. Bezsonnyi, V., Nekos, A. (2022). Modeling of the oxygen regime of the Chervonooskilsky reservoir. *Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment, Monitoring 2022*. <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2022580216>
42. Gavkalova, N., & Kyrychenko, Y. (2023). Scientific-theoretical basis of the territorial development strategy. *Economic Development*, 22, 31–37. <https://doi.org/10.57111/econ/1.2023.31>
43. Guryanova, L., Yatsenko, R., Dubrovina, N., Babenko, V., & Gvozditskyi, V. (2021). Machine learning methods and models, predictive analytics and applications: Development trends in the post-crisis syndrome caused by COVID-19. *Proceedings of MPSESM-XIII Conference*. Retrieved from <https://ceur-ws.org/Vol-2649/paper1.pdf>

The article was received by the editors 28.10.2025
The article is recommended for printing 05.12.2025

The article was revised 30.11.2025
This article published 30.12.2025

В. Л. БЕЗСОННИЙ, д-р техн. наук, доц.,
професор кафедри готельного, ресторанного бізнесу і крафтових технологій
e-mail: vitalii.bezsonnyi@hneu.net ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-8089-7724>
Харківський національний економічний університет імені С. Кузнеця,
пр. Науки, 9а, м. Харків, 61165

ЕНТРОПІЙНО-ЗВАЖЕНА МОДЕЛЬ ОЦІНЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД УКРАЇНИ

Мета. Розробка та апробація адаптивної ентропійно-зваженої моделі, що дозволяє усунути суб'єктивність традиційних індексних методів та врахувати просторово-часову мінливість гідрохімічних показників для підвищення ефективності управління екологічною безпекою річкового басейну.

Методи. Методологія базується на розрахунку ентропійно-зваженого індексу якості води (EWQI), де вага кожного фізико-хімічного параметру визначається за допомогою ентропії Шеннона.

Результати. Проаналізовано дані спостережень понад 540 пунктів моніторингу в межах основних річкових басейнів України для п'яти сезонних фаз гідрологічного циклу з картографічною візуалізацією результатів розрахунків. Встановлено чітку залежність якості води від гідрологічного режиму. Найкращий екологічний стан зафіксовано в зимовий та весняний періоди (басейни Дунаю, Вісли) завдяки природному розбавленню забруднень. Критичне погіршення якості спостерігається у маловодний та осінній періоди, коли індекси забруднення досягають екстремальних значень, особливо в басейнах Південного Бугу, річок Причорномор'я та Приазов'я (класи «дуже брудна» та «надзвичайно брудна» вода). Просторовий аналіз локалізував зони найвищого антропогенного ризику, підтвердивши неефективність самоочищення річок у промислових навантажених регіонах під час межени.

Висновки. Запропонована модель продемонструвала високу чутливість до сезонних змін та антропогенного навантаження; забезпечує наукове підґрунтя для переходу до адаптивного управління водними ресурсами, дозволяючи пріоритизувати водоохоронні заходи та оптимізувати систему моніторингу відповідно до періодів максимального екологічного ризику.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: ентропійно-зважена модель, якість поверхневих вод, EWQI, екологічна безпека, сезонна динаміка, річковий басейн

Конфлікт інтересів

Автор заявляє, що конфлікту інтересів щодо публікації цього рукопису немає. Крім того, автор повністю дотримувався етичних норм, включаючи плагіат, фальсифікацію даних та подвійну публікацію.

В роботі не використано ресурс штучного інтелекту.

Список використаної літератури

1. Sutadian A.D., Muttill N., Yilmaz A.G., Perera B.J.C. Development of a water quality index for rivers in West Java Province, Indonesia. *Ecological Indicators*. 2018. Vol. 85. P. 966–982. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.049>
2. Mahato M.K., Singh G., Singh P.K., Singh A.K., Tiwari A.K. Assessment of mine water quality using heavy metal pollution index in a coal mining area of Damodar River Basin, India. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00128-017-2097-3>
3. Sajil Kumar P.J., James E.J. Development of Water Quality Index (WQI) model for the groundwater in Tirupur district, South India. *Chinese Journal of Geochemistry*. 2013. Vol. 32. P. 261–268. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11631-013-0631-5>
4. Pandey H.K., Tiwari V., Kumar S., Yadav A., Srivastava S.K. Groundwater quality assessment of Allahabad smart city using GIS and water quality index. *Sustainable Water Resources Management*. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40899-020-00375-x>
5. Shweta T., Bhavtosh S., Prashant S., Rajendra D. Water quality assessment in terms of water quality index. *American Journal of Water Resources*. 2013. DOI: <https://doi.org/10.12691/ajwr-1-3-3>
6. Sutadian A.D., Muttill N., Yilmaz A.G., Perera B.J.C. Development of river water quality indices – a review. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2016. Vol. 188, No. 1. P. 58. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-015-5050-0>
7. Amiri V., Rezaei M., Sohrabi N. Groundwater quality assessment using entropy weighted water quality index (EWQI) in Lenjanat, Iran. *Environmental Earth Sciences*. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3255-0>

8. Mrunmayee M., Sahoo K.C., Patra J.B., Swain, K.K. Khatua. Evaluation of water quality with application of Bayes' rule and entropy weight method. *European Journal of Environmental and Civil Engineering*. 2017. Vol. 21, No. 6. P. 730–752. DOI: <https://doi.org/10.1080/19648189.2016.1150895>
9. Singh K.R., Goswami A.P., Kalamdhad A.S., Kumar B. Development of irrigation water quality index incorporating information entropy. *Environment, Development and Sustainability*. 2019. Vol. 22. P. 3119–3132. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10668-019-00338-z>
10. Muangthong S., Shrestha S. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: case study of the Nampong River and Songkhram River, Thailand. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2015. Vol. 187, No. 9. P. 548. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4774-1>
11. Kadam A.K., Wagh V.M., Muley A.A., Umrikar B.N., Sankhua R.N. Prediction of water quality index using artificial neural network and multiple linear regression modelling approach in Shivganga River basin, India. *Modeling Earth Systems and Environment*. 2019. Vol. 5. P. 951–962. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40808-019-00581-3>
12. Li P., Qian H., Wu J. Groundwater quality assessment based on improved water quality index in Pengyang County, Ningxia, Northwest China. *Journal of Chemistry*. 2010. Vol. 7, Suppl. 1. P. S209–S216. DOI: <https://doi.org/10.1155/2010/451304>
13. Ashby W. *Introduction to Cybernetics*. Moscow: IL, 1959. 432 p. DOI: <https://doi.org/10.1080/00048405785200161>
14. Amiri V., Rezaei M., Sohrabi N. Groundwater quality assessment using entropy weighted water quality index (EWQI) in Lenjanat, Iran. *Environmental Earth Sciences*. 2014. Vol. 72, No. 9. P. 3479–3490. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3255-0>
15. Subba Rao N., Sunitha B., Adimalla N., Chaudhary M. Quality criteria for groundwater use in Telangana state, India, through ISD, EWQI and PCA. *Environmental Geochemistry and Health*. 2020. Vol. 42, No. 2. P. 579–599. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00393-5>
16. Abdus-Salam M.O., Akinsanya Y.O., Salami I.O., et al. Entropy-weighted water quality index assessment of groundwater in Ibadan metropolis, Southwestern Nigeria. *Discover Water*. 2024. Vol. 4. P. 121. DOI: <https://doi.org/10.1007/s43832-024-00157-y>
17. Mashala M.J., Dube T., Ayisi K.K. Seasonal and spatial dynamics of surface water resources in the tropical semi-arid area of the Letaba Catchment: Insights from Google Earth Engine, landscape metrics, and Sentinel-2 imagery. *Hydrology*. 2025. Vol. 12, No. 4. P. 68. DOI: <https://doi.org/10.3390/hydrology12040068>
18. Gorgij A.D., Kisi O., Moghaddam A.A., et al. Groundwater quality ranking for drinking purposes using the entropy method and the spatial autocorrelation index. *Environmental Earth Sciences*. 2017. Vol. 76. P. 269. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6589-6>
19. Islam A.R.M.T., Mamun A.A., Rahman M.M., Zahid A. Simultaneous comparison of modified-integrated water quality and entropy weighted indices: Implication for safe drinking water in the coastal region of Bangladesh. *Ecological Indicators*. 2020. Vol. 113. Article 106229. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106229>
20. Li P., Karunanidhi D., Subramani T., et al. Sources and consequences of groundwater contamination. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 2021. Vol. 80. P. 1–10. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00805-z>
21. Adimalla N. Application of the entropy weighted water quality index (EWQI) and the pollution index of groundwater (PIG) to assess groundwater quality for drinking purposes: a case study in a rural area of Telangana State, India. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 2021. Vol. 80. P. 31–40. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00800-4>
22. Egbueri J.C., Ameh P.D., Unigwe C.O. Integrating entropy-weighted water quality index and multiple pollution indices towards a better understanding of drinking water quality in Ojoto area, SE Nigeria. *Scientific African*. 2020. Vol. 10. Article e00644. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2020.e00644>
23. Adimalla N., Li P., Venkatayogi S. Hydrogeochemical evaluation of groundwater quality for drinking and irrigation purposes and integrated interpretation with water quality index studies. *Environmental Processes*. 2018. Vol. 5. P. 363–383. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40710-018-0297-4>
24. Ganiyu S.A., Oyadeyi A.T., Rabiou J.A., et al. Hydrogeochemical categorization and quality assessment of shallow groundwater sources in typical urban slum and peri-urban areas of Ibadan, Southwest Nigeria. *Environmental Earth Sciences*. 2022. Vol. 81. P. 111. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-022-10237-8>
25. Oyelakin J.F., Ahmad S.M., Aiyelokun O.O., et al. Water quality assessment of groundwater in selected potable water sources for household use in Ibadan, Southwest, Nigeria. *International Journal of Energy and Water Resources*. 2021. Vol. 5. P. 125–132. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42108-020-00090-5>
26. Mama A.C., Bodo W.K.A., Ghepdeu G.F.Y., Ajonina G.N., Ndam J.R.N. Understanding seasonal and spatial variation of water quality parameters in mangrove estuary of the Nyong River using multivariate analysis (Cameroon Southern Atlantic Coast). *Open Journal of Marine Science*. 2021. Vol. 11. P. 103–128. DOI: <https://doi.org/10.4236/ojms.2021.113008>
27. Безсонний, В., Третьяков, О., Шерстюк, М., & Некос, А. (2022). Термодинамічні аспекти системного підходу в екології. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна*.

- Серія «Геологія. Географія. Екологія», (57), 268–281. <https://doi.org/10.26565/2410-7360-2022-57-20> DOI: <https://doi.org/10.26565/2410-7360-2022-57-20>
28. Безсонний, В. (2023). Використання ентропійного підходу в системах моніторингу водних ресурсів. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Геологія. Географія. Екологія»*, (58), 302–320. DOI: <https://doi.org/10.26565/2410-7360-2023-58-23>
29. Bezsonnyi V., Nekos A. Analysis of the environmental risk of water bodies in conditions of military danger. *Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment. Monitoring 2023*. DOI: <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2023520153>
30. Bezsonnyi V., Plyatsuk L., Ponomarenko R., Tretyakov O. Assessment of ecological safety of a surface water object. *Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment. Monitoring 2023*. DOI: <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2023520155>
31. Bezsonnyi V. Assessment of environmental risks from the impact of domestic and industrial effluents. *Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment. Monitoring 2022*. DOI: <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2022580218>
32. Bezsonnyi V., Plyatsuk L., Zhuravskij M., Tretyakov O., Ponomarenko R. Integrated assessment of the Dnipro Reservoir pollution sources. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2023. Vol. 32, No. 3. P. 461–473. DOI: <https://doi.org/10.15421/112341>
33. Bezsonnyi V., Ponomarenko R., Tretyakov O., Asotsky V., Kalynovskyi A. Regarding the choice of composite indicators of ecological safety of water in the basin of the Siversky Donets. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2021. Vol. 30, No. 4. P. 622–631. DOI: <https://doi.org/10.15421/112157>
34. Umwali E.D., Kurban A., Isabwe A., et al. Spatio-seasonal variation of water quality influenced by land use and land cover in Lake Muhazi. *Scientific Reports*. 2021. Vol. 11. P. 17376. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-96633-9>
35. Ubuoh E.A., Nwogu F.U., Ossai-Abegh E., et al. Evaluation of hydro-chemical facies and surface water quality dynamics using multivariate statistical approaches in Southern Nigeria. *Scientific Reports*. 2024. Vol. 14. P. 31600. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-024-77534-z>
36. Zhang J., Hao Z., Liu X., Wang B., Guo W., Yan J. Surface water quality evaluation and pollution source analysis at the confluence of the Wei River and Yellow River, China. *Water*. 2024. Vol. 16, No. 14. Article 2035. DOI: <https://doi.org/10.3390/w16142035>
37. Piddubna L., Dybach I., Krasovskiy V., Pliekhanov K., Mogylevskiy R. Analysis of the impact of digital development on a country's economic growth. *Economic Development*. 2024. Vol. 23. P. 38–46. DOI: <https://doi.org/10.57111/econ/2.2024.38>
38. Teslenko A., Chernukha A., Bezuglov O., Bogatov O., Kunitsa E., Kalyna V., Katunin A., Kobzin V., Minka S. Construction of an algorithm for building regions of questionable decisions for devices containing gases in a linear multidimensional space of hazardous factors. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2019. Vol. 5. P. 42–54. DOI: <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2019.181668>
39. Malyarets L., Iastremska O., Barannik I., Larina K. Assessment of structural changes in stable development of the country. *Economic Development*. 2024. Vol. 23. P. 8–16. DOI: <https://doi.org/10.57111/econ/2.2024.08>
40. Bezsonnyi V., Plyatsuk L., Ponomarenko R., Asotsky V., Tretyakov O., Zhuravskij M. Integrated assessment of the surface source of water supply according to environmental-risk indicators. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2023. Vol. 32, No. 3. P. 461–473. DOI: <https://doi.org/10.15421/112341>
41. Bezsonnyi V., Nekos A. Modeling of the oxygen regime of the Chervonooskilsky reservoir. *Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment. Monitoring 2022*. DOI: <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2022580216>
42. Gavkalova N., Kyrychenko Y. Scientific-theoretical basis of the territorial development strategy. *Economic Development*. 2023. Vol. 22. P. 31–37. DOI: <https://doi.org/10.57111/econ/1.2023.31>
43. Guryanova L., Yatsenko R., Dubrovina N., Babenko V., Gvozdzitskyi V. Machine learning methods and models, predictive analytics and applications: development trends in the post-crisis syndrome caused by COVID-19. *Proceedings of MPSESM-XIII Conference*. 2021. URL: <https://ceur-ws.org/Vol-2649/paper1.pdf>

Стаття надійшла до редакції 28.10.2025
Стаття рекомендована до друку 05.12.2025

Переглянуто 30.11.2025
Опубліковано 30.12.2025

DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-13>
УДК 556. 532 (477-924-52)

О. М. КРАЙНЮКОВ¹, д-р геогр. наук, проф.,
професор кафедри екології та менеджменту довкілля
e-mail: kraynukov@karazin.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-5264-3118>

М. М. ЩОКІНА¹,
Аспірантка
e-mail: m.shchokina@karazin.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0003-2313-4036>

¹Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна
майдан Свободи, 4, м. Харків, Україна, 61022

ЗАСТОСУВАННЯ БІОЛОГІЧНИХ СИСТЕМ РАНЬОГО ПОПЕРЕДЖЕННЯ: ВПРОВАДЖЕННЯ ПЕРСПЕКТИВНОГО ПІДХОДУ ДО МОНІТОРИНГУ ЯКОСТІ ВОД

Мета. Проведення аналізу набутого міжнародного досвіду з розробки та вдосконалення біологічних систем раннього попередження.

Методика. Оцінка спроможності вдосконалення існуючих біологічних систем раннього попередження для проведення безперервного моніторингу якості різних категорій вод.

Результати. Поведінкові реакції застосовувалися протягом десятиліть як інструменти для тестування водної токсичності, але їм приділялося набагато менше уваги, ніж дослідженням, що оцінюють летальність, розвиток або розмноження. Завдяки вдосконаленню візуальних і невізуальних інструментів оцінки та розширенню знань про важливість поведінки для здоров'я та фізичної форми організму інтерес до поведінкового аналізу зріс в останні роки. Однак, наскільки нам відомо, ніколи не проводилася кількісна оцінка доступних методів тестування токсичності організмів, тому неясно, чи є поведінкові дослідження цінним доповненням до моніторингу водного середовища. За результатами цього літературного огляду встановлено, що поведінкові дослідження є порівняно швидкими і чутливими, а тому заслуговують на подальшу увагу як інструменти для оцінки токсикологічних ефектів забруднювачів водного середовища. Ми вважаємо, що дослідження, спрямовані на розробку та оптимізацію методів поведінкового аналізу, можуть виявитися надзвичайно корисними для галузі токсикології, але майбутня робота має бути спрямована на визначення того, які конкретні моделі поведінки є найбільш чутливими до різних класів забруднювачів, а також на розуміння значущості змін у дискретній поведінці для впливу на здоров'я та фізичну форму організму.

Висновки. Біологічні системи раннього попередження (БСПО) здебільшого спираються на поведінкові реакції, деякі також оцінюють інші параметри, такі як вплив на флуоресценцію хлорофілу водоростей, на пікові рівні забруднення, з яких виводяться порогові значення. Зміни в поведінці є кращими за показники смертності та інші сублетальні реакції, оскільки вони усувають розрив між індивідуальною та популяційною релевантністю та є індикаторами значного впливу хімічного забруднення на популяцію перед більш серйозними наслідками (тобто зниженням чисельності популяції).

КЛЮЧОВІ СЛОВА: забруднення вод, токсичні властивості води, тест-об'єкт, біологічний моніторинг, біотестування, біологічні системи раннього попередження

Як цитувати: Крайнюков О. М., Щокіна М. М. Застосування біологічних систем раннього попередження: впровадження перспективного підходу до моніторингу якості вод. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2025. Вип. 33. С. 188-198. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-13>

In cites: Krainiukov, O. M., & Shchokina, M. M. (2025). Application of biological early warning systems: implementing a prospective approach to water quality monitoring. *Visnyk of V.N. Karazin Kharkiv National University. Series Ecology*, (33), 188-198. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-13> (in Ukrainian)

Вступ

Занепокоєння щодо наявності та виявлення токсичних агентів в екосистемах різко зросло в останні роки, зокрема у водному се-

редовищі. Забруднення води протягом тривалого часу оцінювалося лише за допомогою специфічних хімічних аналізів, але багаторіч-

ний досвід показав неадекватність такого підходу. Використання біологічних методів для оцінки забруднення води є важливою альтернативою, зокрема у випадках швидкого або дифузного забруднення, що є потенційними збудниками гострих отруєнь людини та небезпечного впливу на довкілля.

Для оцінки та моніторингу якості води може бути застосований ряд підходів, що базуються на великій різноманітності біоіндикаторів, таких як безхребетні, риби та водорості [1]. Чинні екотоксикологічні вимоги Директиви 79/831/ЄЕС для всіх нових промислових хімікатів полягають у тому, що випробування на гостру токсичність повинні проводитися з використанням риб та дафній [2]. Протягом багатьох років *Daphnia magna* Straus використовувалася як «стандартний» водний тестовий вид. Хронічні та гострі випробування з *D. magna* є одними з найчастіших досліджень у водній токсикології (ASTM, 1987, OECD, 1992, ЕЕС, 1992). Як модельний організм також часто використовується *Poecilia reticulata*, *Danio rerio*, оскільки їх легко утримувати та розводити в лабораторії [3].

Різні країни використовують тести на токсичність як частину своєї програми моніторингу якості води [4]. Спостерігається зростаючий інтерес як фахівців державних структур, так і промислових підприємств до використання біотестів для визначення токсичності хімічних сполук та промислових стічних вод. Цей інтерес відображається в розробці швидших, простіших та менш дорогих тестів з кількома організмами, які здатні виявляти негативну дію токсичних хімічних речовин.

Протягом останніх десятиліть було впроваджено багато методів для обмеження надходження різних токсичних хімічних речовин до води водних об'єктів задля досягнення унормованих показників якості води поверхневих водних об'єктів і захисту навколишнього природного середовища та здоров'я лю-

дини [5]. Мікрозабруднювачі, що визначаються як сполуки, зустрічаються в низьких концентраціях у водних екосистемах (від нг/л до мкг/л) та здатні негативно впливати на водні організми, становлячи значну частину небезпечних забруднюючих речовин [6]. Через їхню стійкість та полярність, велика різноманітність мікрозабруднювачів не може бути повністю усунена звичайними очисними спорудами [7, 8]. Таким чином, такі сполуки можна виявити у поверхневих водах і вони можуть мати негативний вплив на біологічні системи при потраплянні в навколишнє середовище [9].

Дотепер дослідження мікрозабруднювачів на очисних спорудах базуються на обмежених у часі тестах з використанням різних проб води. Лабораторні дослідження складаються з хімічного аналізу, частково доповненого екотоксикологічними біоаналізами різних апікальних кінцевих точок [10].

Біологічні системи раннього попередження (БСПО) на сьогодні переважно використовуються для безперервного моніторингу якості питної та поверхневої води [11]. Вони складаються з організму-індикатора, який демонструє оборотну реакцію на стрес від забруднюючих речовин у воді, методу вимірювання, який може кількісно реєструвати цю реакцію та програмного забезпечення, яке розраховує сигнал тривоги на основі згенерованих даних. На сьогодні доступний широкий спектр різних водних БСПО для різних застосувань та з тестовими організмами різних трофічних рівнів, такими як бактерії, водорості, безхребетні та хребетні [12-15]. Вони пропонують екологічно релевантні, чутливі, швидкі та неруйнівні параметри для моніторингу зміни складу та якості води [16].

Методика. Проведення аналізу міжнародного досвіду впровадження біологічних систем раннього попередження для проведення безперервного моніторингу якості різних категорій вод.

Результати та обговорення

За останні 30 років розроблено та використано багато водних організмів як індикаторів біологічного раннього попередження для моніторингу води водних об'єктів та зворотних вод та було запропоновано багато застосувань таких БСПО для безперервного автоматичного моніторингу протягом тривалих пері-

одів. Риби були найпривабливішими організмами, спочатку відібраними для БСПО, і вони продовжують залишатися популярним вибором [17, 18]. Інші організми включають ракоподібних [19, 20], двостулкових моллюсків [21, 22]. Крім того, для моніторингу токсичності використовувалися мікроорганізми, які час-

тіше асоціюються з біосенсорами. Прикладами можуть служити бактерії, найпростіші [23] і водорості [24].

Водорості *Chlorella vulgaris* часто використовуються як модельний організм у дослідженнях росту та пригнічення фотосинтезу, напівбезперервні вимірювання інгібування флуоресценції базуються на флуорометрії з імпульсно-амплітудною модуляцією (РАМ-флуорометрія) [25]. Процес вимірювання починається з визначення концентрації різних класів водоростей у стічних водах та їхньої активності, що вимірюється опосередковано за допомогою флуоресцентної активності водоростей. Потім визначають концентрацію *C. vulgaris* та активність класів водоростей для оцінки потенційного інгібування фотосинтетичної активності водоростей стічними водами. Подальше вимірювання, яке включає лише питну воду, використовується як контрольне значення. Цей процес повторюється кожні 30 хвилин зі свіжою суспензією водоростей, стічними водами та контрольною водою. Якщо інгібування флуоресценції перевищує раніше визначений поріг, спрацьовує сигнал тривоги.

Гаммарус пулекс (*Gammarus pulex*) зазвичай зустрічається в помірних потоках і належить до класу всеїдних подрібнювачів, відіграючи важливу роль у розкладанні грубої органічної речовини. *Gammarus pulex* все частіше використовується в екотоксикологічних експериментах та польових випробуваннях, включаючи оцінку харчової активності та поведінки.

У роботі [26] використовувався пристрій Remondis Aqua, який вимірював поведінку особин *G. pulex* за допомогою імпедансного методу. Організми поміщали у вісім циліндричних тестових камер з кришками, що закручуються в сітку. Оснащена чотирма електродами, одна пара електродів генерує високочастотну змінну напругу. Друга пара електродів вимірює зміни в електромагнітному полі, викликані рухами організму в сенсорній камері. Вимірюваним параметром є інтенсивність виявлених рухів (амплітуда), яка безперервно записується. Спеціальний алгоритм пристрою створює сигнали тривоги, виявляючи відмінності між нормальною та девіантною поведінкою в середньому русі особин. Якщо поведінка, а отже, і виміряне значення активності змінюється, короткострокове середнє значен-

ня реакції було швидше, ніж довгострокове середнє значення. Отже, різниця між обома середніми значеннями збільшується. Якщо поведінка була постійною, обидва середні значення були рівними, а різниця в ідеалі дорівнює нулю. Різниця всіх камер додається до суми сигналів тривоги. Сума сигналів тривоги збільшується, якщо зміна поведінки виявляється в кількох камерах одночасно. Для експерименту було відібрано вісім дорослих самців *G. pulex*, ідентифікованих за розташуванням пар передкопул та розміром понад 8 мм. Після цього в кожен тестову камеру було поміщено одну дорослу особину *G. pulex* разом із трьома листовими дисками як джерелом їжі. Усі організми замінювали щотижня.

Дафнія велика (*Daphnia magna*) як основний консумент планктону, що живиться фітопланктоном та бактеріями, є важливим джерелом їжі для організмів вищих трофічних рівнів і відіграє важливу роль в галузі екотоксикології для оцінки гострої та хронічної токсичності, а також для оцінки поведінки [27]. Відстеження поведінки *D. magna* із застосуванням токсиметра DaphTox II здійснюється за допомогою аналізу зображень. Камера фіксує зміни розташування особин у тестових камерах, на основі яких програмне забезпечення створює окремі плавальні доріжки. Вони служать основою для розрахунку різних поведінкових параметрів, а саме: кількості активних організмів; середньої дистанції плавання; опису вертикального руху; середньої швидкості плавання; індексу класу швидкості; фрактальних розмірів, що призводять до токсичного індексу, що визначає сигнал тривоги [27]. Зміни параметрів реєструються та оцінюються за допомогою токсичного індексу різними способами: «Детектор Хінклі» [28] використовується для розпізнавання раптових змін у межах одного із вимірюваних параметрів, які були зазначені вище. Параметр «Граничні сигнали тривоги» перевіряє, чи досягнуто (верхніх або нижніх) меж параметрів.

Результати власних досліджень показали, що існує широкий вибір доступних біотестів, але для рутинного скринінгу зворотних (стічних) та поверхневих вод корисною буде батарея швидких невеликих біотестів на різних трофічних рівнях. Найбільш класичними екотоксикологічними методами тестування стічних та поверхневих вод є стандартні тести на ракоподібних, зелених водоростях та ін., за

допомогою яких виявляють гостру та хронічну токсичність. Результати дослідження показали, що найбільш ефективною та «чутливою» є методика біотестування з використанням ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* [13].

Досі було проведено низку експериментів щодо придатності БСПО для моніторингу стічних вод з метою виявлення потенційного забруднення [29, 30]. Німецькі фахівці оцінили сім різних безперервних та напівбезперервних БСПО для їх застосування у стічних водах [31]. Напівбезперервні методи вимірювання, в яких організми піддаються впливу тестованої води з інтервалами в кілька хвилин, показали хороші результати. До цієї групи входили тест на водоростях, токсикометр на дафніях та тест на люмінесцентних бактеріях. Автори запропонували токсикометр на дафніях як найкраще оцінений метод безперервного вимірювання. Динамічний тест на дафніях та два тести на мідіях відповідали спеціальним вимогам лише дуже обмежено.

Роль безперервного моніторингу може бути не вирішальною для оцінки забруднення поверхневих водних об'єктів від побутових джерел забруднення, оскільки вони мають відносно постійне навантаження, а промислові стічні води можуть демонструвати пікові концентрації сполук (до 1000 разів вище за фоновий рівень), які потрібно тестувати в реальному часі, оскільки динаміка виробництва різних промислових компаній значно відрізняється [32]. БСПО може запропонувати новий інтегрований підхід до безперервного моніторингу якості стічних вод, який ініціює подальший хімічний аналіз, обмежуючи виконання коштовного інструментального аналізу випадками тривоги.

Нещодавно повідомлялося про використання близько 36 000 хімічних речовин у різних галузях промисловості розвинутих країн, сотні з яких вважаються сполуками, що викликають забруднення води [33, 34]. У моніторингу якості води інструменти хімічного аналізу не можуть визначити концентрації всіх сполук, що існують у водній системі, через часові, економічні та технічні обмеження. Крім того, неможливо передбачити комбінований токсичний вплив відомих та невідомих сполук, які постійно впливають на водні організми. Ці обмеження в моніторингу якості води призвели до розробки систем біологічного моніторингу для оцінки загального впливу токсичних хімі-

чних речовин, включаючи синергетичний та антагоністичний вплив сумішей. Звичайні системи біомоніторингу дають менш відтворювані дані та не є повністю автоматизованими для спрацьовування тривоги. Нещодавно для моніторингу якості води були розроблені системи цифрової обробки зображень, що складаються з відеокамер, пристроїв захоплення кадрів, комп'ютерів та спеціального програмного забезпечення [35-38]. Цифрова обробка відеозаписів, шляхом аналізу змін у моделях плавання, надає різноманітні дані про поведінку тестових видів. Моніторинг локомоторної поведінки відіграє важливу роль в оцінці навантаження токсичних сполук на екосистему, причому рухливість є важливим компонентом функціонування організмів, що може надати важливу інформацію щодо їхньої фізіології та поведінки [35]. Таким чином, зміни в русі організмів можуть бути використані як відповідний індикатор в оцінці екотоксикологічного ризику. *Daphnia magna* чутливо реагують на стресові ситуації, які можуть бути викликані змінами природних умов навколишнього середовища, таких як температура, рН, доступність кисню та хімічне забруднення, що спричиняє або збільшення, або зменшення плавальної активності. Загалом, дафнії спочатку реагують підвищеною плавальною активністю (тобто гіперактивністю) на вплив токсичних речовин, яка потім сповільнюється (тобто уповільнюється активність). Відповідно, наявність токсичних сполук можна перевірити, вимірявши зміни плавальної активності дафній. Однак виникає проблема визначення «критичного порогу зміненої активності». Вкрай важливо визначити чутливість для виявлення незвичайного стану води, оскільки прагнення до чутливості може призвести до втрати надійності спрацьовування тривоги. У попередніх дослідженнях, пов'язаних з БСПО, більшість дослідників використовували середню швидкість плавання тестових організмів як показник зміни активності. Однак, цей підхід може бути неадекватним, оскільки на швидкість плавання може впливати розмір тіла організму [39]. Для постійно плаваючих зоопланктонів, таких як дафнії, плавальна активність має велике значення як для енергетичного метаболізму, так і для успіху втечі від хижака. Локомоція залежить від м'язової активності і тому є енергетично витратною. З іншого боку, вона дозволяє організмам знаходити та переміща-

тися до регіонів з високою концентрацією їжі [40] та уникати хижаків. Таким чином, аналіз плавальної активності може надати інформацію не лише про фізіологічні порушення (наприклад, неврологічні пошкодження), але й про зміни в моделях розподілу енергії.

Класично швидкість плавання вивчається шляхом порівняння швидкостей плавання стресованих тварин з контрольною групою. Швидкість плавання дафній збільшується з розміром тіла. Таким чином, будь-який фактор, що впливає на розмір тіла, також впливає на швидкість плавання. Стрес зазвичай впливає на темпи росту, а отже, і на розмір тіла. Тому відмінності в швидкості плавання між різними варіантами експерименту, принаймні частково, відображатимуть відмінності в розмірі тіла, а не реальні відмінності в швидкості плавання.

У порівнянних контрольних умовах розмір тіла є основним фактором, що визначає швидкість плавання *Daphnia magna*. Усі тварини однакового розміру плавають з однаковою швидкістю, незалежно від віку, в якому вони досягають цього розміру. Крім того, зв'язок між розміром тіла та швидкістю плавання не залежить від кількості їжі. Тварини, вирощені в умовах низького рівня їжі або зазнали раптового зменшення кількості їжі, реагують лише зниженням росту (і розмноження), а не зниженням швидкості плавання, пов'язаної з певним розміром. Дафнії, що відчують харчовий стрес, залишаються меншими, і, отже, плавають повільніше, ніж їхні постійно або добре годувані родичі, але їхня швидкість плавання не відрізняється від швидкості плавання добре годуваних тварин аналогічного розміру [39].

Таким чином, різниця в швидкостях плавання між варіантами вимірювання частково відображатиме різницю в розмірі тіла, а не в активності особини [39]. Це обмеження вимагає розробки іншого підходу, який вказує, де знаходиться певне значення відносно решти значень у наборі даних або популяції, є параметром, який здатний належним чином описати збільшення або зменшення активності плавання.

Незважаючи на численні досягнення в БСПО, деякі проблеми все ще існують, які можна було б покращити з точки зору простої та надійної практичної експлуатації. Основною проблемою БСПО є епізодичні хибні тривоги.

Джерела хибних тривог можна розділити на три групи: тривоги, що виникають через несправність приладу, погані або непередбачувані фізіологічні умови тварин, що використовуються в тесті, та невідповідне налаштування алгоритму тривоги. Тим часом користувачі БСПО постійно просять виробників зробити обладнання простішим та дешевшим для ефективного та економічного управління якістю води. Серед комерційних систем біомоніторингу, що використовують дафнії як тестові організми, два прилади широко використовуються у всьому світі: динамічний тест на дафнії, виготовлений Elektron Ltd. (Німеччина), який відсутній на ринку, але все ще використовується при моніторингу якості води, та токсикометр для дафній, виготовлений bbe Moldaenke (Німеччина). Обидва ці прилади мають лише 2 одночасно спостережувані канали. Камери, що містять середовища та *D. magna* (5–20 тестових організмів), контролюються [41]. На жаль, окремі дафнії неможливо розпізнати; тому прилад видає лише середні значення всіх тестованих організмів. Якщо кількісно визначена активність високоактивованого організму, викликана впливом токсикантів, компенсується активністю повільно рухомих організмів, важко виявити будь-яку різницю в середньому значенні активності між нормальним та аномальним станом тестованого організму. Це може призвести до затримки спрацьовування тривоги. Моніторинг поведінки окремого суб'єкта може дати більш чутливу реакцію на забруднювачі, а також більш детальну інформацію про поведінку організму. З цієї причини була розроблена багатоканальна система біологічного моніторингу, що використовує нову систему Grid Counter, призначену для кількісної оцінки активності рухомих організмів.

Різні методи мають різні переваги та недоліки. Наприклад, під час використання аналітичних методів інформація про параметри поведінки може бути стиснута (наприклад, фрактальна розмірність); проте локальну та глобальну інформацію неможливо одночасно отримати з набору даних про поведінку. Тому важливо використовувати відповідні аналітичні методи, що надають значущу інформацію під час інтерпретації даних про поведінку.

Оцінка даних про поведінку організмів, що постійно контролюються, є дуже складною (тобто особини демонструють нелінійність та

змінну поведінку). Тому такі дані вимагають використання відповідних аналітичних методів, включаючи статистичні та обчислювальні підходи, для полегшення інтерпретації, а отже, використання для ефективного управління. Для аналізу таких даних про поведінку застосовувалися різні статистичні методи, головним чином дисперсійний аналіз, t- тест,

аналіз головних компонентів та кластерний аналіз. Однак нещодавно з'явилися різні інформаційні технології та обчислювальні методи як революційні інструменти для інтерпретації поведінки організмів. Ці технології забезпечують об'єктивний спосіб пояснення та кількісної оцінки закономірностей різних параметрів поведінки.

Висновки

З розвитком комп'ютерного обладнання та програмного забезпечення, а також інформаційно-комунікаційних технологій, поступово розробляються системи моніторингу в режимі реального часу для виявлення змін фізико-хімічних факторів у цільових екосистемах. Датчики є центральним елементом будь-якої такої системи моніторингу. Наразі більшість країн світу використовують системи моніторингу в режимі реального часу, чутливі до фізико-хімічних факторів, для виявлення порушень у водних екосистемах, включаючи поверхневі води, ґрунтові води, стічні води та питну воду. Однак системи фізико-хімічного моніторингу не можуть виявити всі концентрації різних хімічних сполук, які мають різний вплив на водні організми та екосистеми. Хоча для виявлення хімічних концентрацій використовуються такі методи, як газова хроматографія та високоефективна рідинна хроматографія, що забезпечують точні вимірювання, пов'язана з цим вартість аналізу є занадто високою, і, крім того, для роботи з таким обладнанням потрібні професійні техніки. Також, фізико-хімічні датчики вимагають високих витрат на обслуговування та відображають лише локальні та короткострокові коливання у водних екосистемах. Більше того, ці датчики не можуть бути використані для

вимірювання синергетичних та антагоністичних токсичних ефектів, пов'язаних із хімічними сумішами, і не надають інформації про екологічні умови, в яких живуть організми. Виходячи з вищенаведеного, були розроблені системи біологічного раннього попередження (БСПО), які базуються на різних реакціях організмів на порушення. Система БСПО використовується для безперервного контролю якості води, що дозволяє безпосередньо та безперервно виявляти широкий спектр забруднюючих речовин або токсичних умов на основі фізіології та поведінки організмів. Організми відчувають широкий спектр забруднюючих речовин, причому різні таксони організмів реагують по-різному на різні забруднювачі. Таким чином, необхідно розуміти потенційні застосування таких систем, а також те, як БСПО наразі використовується стосовно різних груп організмів.

Власний досвід з розробки експресних систем моніторингу якості вод дозволяє стверджувати, що можливо розробити БСПО, не лише точну та ефективну, але й простішу та дешевшу шляхом зменшення надмірних обчислень та мінімізації вимог до апаратного забезпечення, а також довести переваги розробленої системи за допомогою впровадження сучасного програмного забезпечення.

Конфлікт інтересів

Автори заявляють, що конфлікту інтересів щодо публікації цього рукопису немає. Крім того, автори повністю дотримувались етичних норм, включаючи плагіат, фальсифікацію даних та подвійну публікацію.

Внесок авторів: автори зробили рівний внесок у цю роботу
В роботі не використано ресурс штучного інтелекту.

Список використаної літератури

1. Крайнюков О., Кривицька І., Найдьонова О. Алгоритм оцінюванню базового набору таксонів задля визначення їх ефективності. *Український журнал природничих наук*, 2024. Т. 8. С. 252-269. <https://doi.org/10.32782/naturaljournal.8.2024.26>
2. Sandbacka M. та ін. The acute toxicity of surfactants on fish cells, *Daphnia magna* and fish—A comparative study, *Toxicology in Vitro*, 2000. Vol. 14, № 1. P. 61-68. [https://doi.org/10.1016/S0887-2333\(99\)00083-1](https://doi.org/10.1016/S0887-2333(99)00083-1)

3. Roex W.M. та ін. Reproductive Impairment in the Zebrafish, *Danio rerio*, upon Chronic Exposure to 1,2,3-Trichlorobenzene. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2001. Vol. 48, № 2. P. 196-201. <https://doi.org/10.1006/eesa.2000.2029>
4. Slabbert J.L., Venter E.A. Biological assays for aquatic toxicity testing. *Water Science and Technology*, 1999. Vol. 39, № 10–11. P. 367-373. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00300-5](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00300-5)
5. Baumgarten S. та ін. Evaluation of advanced treatment technologies for the elimination of pharmaceutical compounds. *Water Sci. Technol.*, 2007. Vol. 56 № 5. P. 1-8. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.550>
6. Schwarzenbach R.P. та ін. The challenge of micropollutants in aquatic systems. *Science*, 2006. Vol. 313 (5790), P. 1072-1077. <https://doi.org/10.1126/science.1127291>
7. Loos R. та ін. EU-wide survey of polar organic persistent pollutants in European river waters. *Environ. Pollut.*, 2009. Vol. 157. №2. P. 561-568. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.09.020>
8. Schäfer R.B. та ін. Occurrence and toxicity of 331 organic pollutants in large rivers of north Germany over a decade (1994 to 2004). *Environ. Sci. Technol.*, 2011. Vol. 45. №14. P. 6167-6174. <https://doi.org/10.1021/es2013006>
9. Kienle C. та ін. Effects of treated wastewater on the ecotoxicity of small streams - unravelling the contribution of chemicals causing effects. *PLoS One*, 2019. Vol. 14. №12. P. 1-30. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0226278>
10. Kienle C. та ін. Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant with ozonation and different post-treatments using a broad range of in vitro and in vivo bioassays. *Water Research*, 2022. Vol. 212. P. 118084. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118084>
11. Mikol Y.B. та ін. An Online real-time biomonitor for contaminant surveillance in water supplies. *J. Am. Water Works Assoc.*, 2007. Vol. 99 (2) P. 107-115. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2007.tb07873.x>
12. Bownik A., Wlodkowic D. Advances in real-time monitoring of water quality using automated analysis of animal behavior. *Sci. Total Environ.*, 2021. Vol. 789 P. 147796. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147796>
13. Крайнюкова А. М., Крайнюков О. М., Кривицька І. А. Вивчення залежності токсичного ефекту від часу контакту токсикантів з культурою водорості. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*, 2019. № 21. С. 72-80. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2019-21-06>
14. Крайнюкова А. М., Крайнюков О. М., Кривицька І. А. Використання фотосинтетичної активності водоростей задля оцінки токсичності з метою створення портативного пристрою. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*, 2020. №22. С. 82-92. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2020-22-08>
15. Крайнюков О. М., Кривицька І. А. Дослідження залежності частоти серцевих скорочень *Daphnia Magna* від концентрації токсиканта. *Міжнародний науковий журнал «Інтернаука»*, 2020. № 14 (92), С. 7-10.
16. Gerhardt A. та ін. Biomonitoring with *Gammarus pulex* at the meuse (NL), aller (GER) and rhine (F) rivers with the online multispecies freshwater biomonitor. *J. Environ. Monit.*, 2007. Vol. 9. P. 979-985. <https://doi.org/10.1039/b706619h>
17. Baldwin Ian G., Harman Mark M.I., Neville David A. Performance characteristics of a fish monitor for detection of toxic substances-I. Laboratory trials. *Water Research*, 1994. Vol. 28. № 10. P. 2191-2199. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)90031-0](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)90031-0)
18. Scott G. R., Sloman K. A. The effects of environmental pollutants on complex fish behaviour: integrating behavioural and physiological indicators of toxicity. *Aquatic Toxicology*, 2004. Vol. 68. № 4. P. 369-39. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2004.03.016>
19. Gerhardt A., Carlsson A., Ressemann C. A new online biomonitoring system for *Gammarus pulex* (L.) (Crustacea): in situ test below a copper effluent in South Sweden. *Environ. Sci. Technol.*, 1998. Vol. 32 P. 150-156. <https://doi.org/10.1021/es970442j>
20. Maradona A. та ін. Utilization of multiple organisms in a proposed early-warning biomonitoring system for real-time detection of contaminants: preliminary results and modeling. *Journal of Hazardous Materials*, 2012. Vol. 219–220. P. 95-102. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.03.064>
21. Amiard-Triquet C. Behavioral Disturbances: The Missing Link between Sub-Organismal and Supra-Organismal Responses to Stress? Prospects Based on Aquatic Research. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 2009. Vol. 15. №1. P. 87–110. <https://doi.org/10.1080/10807030802615543>
22. Gerhardt A. Aquatic Behavioral Ecotoxicology-Prospects and Limitations. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 2007. Vol. 13. № 3, P. 481–491. <https://doi.org/10.1080/10807030701340839>
23. Gerhardt A. та ін. In situ on-line toxicity biomonitoring in water: Recent developments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2006. Vol. 25. № 9. P. 2263–2271. <https://doi.org/10.1897/05-486R1.1>
24. Shukla S.J., Huang R., Austin C.P. The future of toxicity testing: a focus on in vitro methods using a quantitative high-throughput screening platform. *Drug Discov. Today*, 2010. Vol. 15 (23–24). P. 997-1007. <https://doi.org/10.1016/j.drudis.2010.07.007>
25. Noack U., J. Walter The algae toximeter for continuous water monitoring. *Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden-und Lufthygiene*, 1992. Vol. 89 P. 305-309.

26. Voetz M. Application of an online toxicity early warning system upstream of the influent of the activated sludge stage of the Hamburg sewage treatment plant network. *Anwendungsmöglichkeit eines Online-Toxizitäts-Frühwarnsystems vor dem Zulauf der Belebungsstufe des Hamburger Klärwerksverbundes*. 2015. Vol. 5. P. 8-57. <http://edoc.sub.uni-hamburg.de/haw/volltexte/2015/3032/>
27. Ebert D. Ecology, epidemiology and evolution of parasitism in Evolution. 2005. Vol. 3. <https://doi.org/10.1108/02634501111102760>
28. Moldaenke C. Report of the project Weiterentwicklung eines mathematischen Modells zur on-line-Erkennung von signifikanten Messwertänderungen in dynamischen Biotestverfahren. *DCWK*, 1998. Vol. 1, 2. P. 95-98.
29. Villa S та ін. Effects of a treated sewage effluent on behavioral traits in *diamesa cinerella* and *daphnia magna*. *J. Limnol.*, 2018. Vol. 77. № 1. P. 121-130, <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2018.1760>
30. Gerhardt A. Online Biomonitoring for integrated smart real-time water management. *Water Solut*, 2020. Vol. 3 P. 20-23. https://www.limco-int.com/wp-content/uploads/2020/12/05_WasteWater_Report_LimCo.pdf
31. Strategiepapier Kontinuierliche Biotestverfahren für die Emissionsüberwachung. Working Group of the Federal States on Water Problems (LAWA): Stuttgart, Germany. 2000. <https://www.hamburg.de/contentblob/113214/76a5a97b1732495bc7478916a338bb5a/data/emissionsueberwachung.pdf>
32. Anliker S. Assessing emissions from pharmaceutical manufacturing based on temporal high-resolution Mass spectrometry data. *Environ. Sci. Technol.*, 2020. Vol. 54 № 7. P. 4110-4120, <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b07085>
33. Balaram V. та ін. Pollution of water resources and application of ICP-MS techniques for monitoring and management—A comprehensive review. *Geosystems and Geoenvironment*, 2023. Vol. 2. № 4. P. 100210. <https://doi.org/10.1016/j.geogeo.2023.100210>
34. Lapworth D.J., Baran N., Stuart M.E. Emerging organic contaminants in groundwater: a review of sources, fate and occurrence. *Environ. Pollut.*, 2012. Vol. 163. P. 287-303. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.12.034>
35. Baillieul M., Scheunders P. On-line determination of the velocity of simultaneously moving organisms by image analysis for the detection of sublethal toxicity. *Water Research*, 1998. Vol. 32. № 4. P. 1027-1034. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00321-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00321-7)
36. Benecke G, Falke W, Schmidt C. Use of algal fluorescence for an automated biological monitoring system. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 1982. Vol. 28. № 4. P. 385-395. <https://doi.org/10.1007/bf01607700>
37. Michels E. та ін. Phototactic behavior of *Daphnia* as a tool in the continuous monitoring of water quality: Experiments with a positively phototactic *Daphnia magna* clone. *Water Res.*, 1999. Vol. 2. P. 401–408. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00213-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00213-9)
38. Ren Z. та ін. The early warning of aquatic organophosphorus pesticide contamination by on-line monitoring behavioral changes of *Daphnia magna*. *Environ. Monit. Assess.*, 2007. Vol. 134. P. 373–383. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9629-y>
39. Baillieul M., Blust R. Analysis of the swimming velocity of cadmium-stressed *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology*, 1999. Vol. 44, № 4. P. 245-254. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(98\)00080-0](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(98)00080-0)
40. Bae Mi-J., Park Y.-S. Biological early warning system based on the responses of aquatic organisms to disturbances: A review. *Science of The Total Environment*, 2014. Vol. 466–467. P. 635-649. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.075>
41. Dodson S. I., Hanazato T., Gorski P. R. Behavioral responses of *Daphnia pulex* exposed to carbaryl and *Chaoborus* kairomone. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1995. Vol. 14. № 1. P. 43-50. <https://doi.org/10.1002/etc.5620140106>

Стаття надійшла до редакції 18.10.2025
Стаття рекомендована до друку 02.12.2025

Переглянуто 28.11.2025
Опубліковано 30.12.2025

O. M. KRAINIUKOV¹, DSc (Geography), Prof.,
Professor at the Department of Ecology and Environmental Management
e-mail: kraynukov@karazin.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-5264-3118>

M. M. SHCHOKINA¹,
PhD Student
e-mail: m.shchokina@karazin.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0003-2313-4036>

¹ V. N. Karazin Kharkiv National University
4, Svobody Sq., Kharkiv, Ukraine, 61022

APPLICATION OF BIOLOGICAL EARLY WARNING SYSTEMS: IMPLEMENTING A PROSPECTIVE APPROACH TO WATER QUALITY MONITORING

Purpose. To review international experience in the development and improvement of biological early warning systems.

Methodology. To assess the potential for improving existing biological early warning systems for continuous monitoring of water quality in different water categories.

Results. Behavioral responses have been used for decades as tools for testing aquatic toxicity, but have received much less attention than studies assessing lethality, development, or reproduction. With the improvement of visual and non-visual assessment tools and the increasing knowledge of the importance of behavior for health and fitness, interest in behavioral analysis has increased in recent years. However, to our knowledge, no quantitative evaluation of available methods for testing toxicity in organisms has ever been conducted, and it is unclear whether behavioral studies are a valuable addition to aquatic monitoring. This literature review suggests that behavioral assays are relatively rapid and sensitive and therefore deserve further attention as tools for assessing the toxicological effects of aquatic pollutants. We believe that research aimed at developing and optimizing behavioral assays could prove extremely useful to the field of toxicology, but future work should be directed at determining which specific behavioral patterns are most sensitive to different classes of pollutants, and at understanding the significance of changes in discrete behaviors for health and fitness impacts.

Conclusions. Biological Early Warning Systems (BEWS) rely largely on behavioral responses, with some also assessing other parameters, such as effects on algal chlorophyll fluorescence, at peak pollution levels, from which threshold values are derived. Behavioral changes are superior to mortality rates and other sublethal responses because they bridge the gap between individual and population relevance and are indicators of significant impacts of chemical contamination on a population before more serious consequences (i.e., population declines) occur.

KEY WORDS: *water pollution, toxic properties of water, test object, biological monitoring, biotesting, biological early warning systems*

Conflict of Interest

The authors declare no conflict of interest regarding the publication of this manuscript. Further-more, the authors have fully adhered to ethical norms, including avoiding plagiarism, data falsification, and duplicate publication.

Authors Contribution: authors have contributed equally to this work.
The work does not use artificial intelligence resources

References

1. Krainyukov, O., Kryvytska, I., Naydyonova, O. (2024). Algorithm for evaluating the basic set of taxa to determine their effectiveness. *Ukrainian Journal of Natural Sciences*, 8, 252-269. <https://doi.org/10.32782/naturaljournal.8.2024.26>
2. Sandbacka, M., Christianson, I., Isoma, B. (2000). The acute toxicity of surfactants on fish cells, *Daphnia magna* and fish-A comparative study, *Toxicology in Vitro*, 14(1), 61-68. [https://doi.org/10.1016/S0887-2333\(99\)00083-1](https://doi.org/10.1016/S0887-2333(99)00083-1)
3. Roex, W.M., Giovannangelo, M., van Gestel, C.A.M. (2001). Reproductive Impairment in the Zebrafish, *Danio rerio*, upon Chronic Exposure to 1,2,3-Trichlorobenzene. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 48(2), 196-201. <https://doi.org/10.1006/eesa.2000.2029>
4. Slabbert, J.L., Venter, E.A. (1999). Biological assays for aquatic toxicity testing, *Water Science and Technology*, 39(10-11), 367-373. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00300-5](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00300-5)
5. Baumgarten, S., Escher, B. I., Fenner, K., Hofstetter, T. B., Wehrli, B. (2007). Evaluation of advanced treatment technologies for the elimination of pharmaceutical compounds. *Water Sci. Technol.*, 56(5), 1-8. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.550>

6. Schwarzenbach, R.P. Escher, B. I., Fenner, K., Hofstetter, T. B., Wehrli, B. (2006). The challenge of micropollutants in aquatic systems. *Science*, 313(5790), 1072-1077. <https://doi.org/10.1126/science.1127291>
7. Loos, R. Gawlik, B. M., Locoro, G., Rimaviciute, E., Contini, S., Bidoglio, G. (2009). EU-wide survey of polar organic persistent pollutants in European river waters. *Environ. Pollut.*, 157(2), 561-568. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.09.020>
8. Schäfer, R.B., von der Ohe, P. C., Kühne, R., Schüürmann, G., Liess, M. (2011). Occurrence and toxicity of 331 organic pollutants in large rivers of north Germany over a decade (1994 to 2004). *Environ. Sci. Technol.*, 45 (14), 6167-6174. <https://doi.org/10.1021/es2013006>
9. Kienle, C., Vermeirssen, E. L. M., Schifferli, A., Singer, H., Stamm, C., Werner, I. (2019). Effects of treated wastewater on the ecotoxicity of small streams - unravelling the contribution of chemicals causing effects. *PLoS One*, 14(12), 1-30. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0226278>
10. Kienle, C. Werner, I., Fischer, S., Lüthi, C., Schifferli, A., Besselink, H., Langer, M., McArdell, C. S., Vermeirssen, E. L.M. (2022). Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant with ozonation and different post-treatments using a broad range of in vitro and in vivo bioassays. *Water Research*, 212, 118084. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118084>
11. Mikol, Y.B., Richardson, W. R., Van Der Schalie, W. H., Shedd, T. R., Widder, M. W. (2007). An Online real-time biomonitor for contaminant surveillance in water supplies. *J. Am. Water Works Assoc.*, 99(2), 107-115. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2007.tb07873.x>
12. Bownik A., Wlodkowic D. (2021). Advances in real-time monitoring of water quality using automated analysis of animal behavior. *Sci. Total Environ.*, 789, 147796, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147796>
13. Krainyukova, A. M., Krainyukov, O. M., Kryvytska, I. A. (2019). Study of the dependence of the toxic effect on the time of contact of toxicants with algae culture. *Visnyk of the V. N. Karazin Kharkiv National University. Series "Ecology"*, (21), 72-80. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2019-21-06>
14. Krainyukova, A. M., Krainyukov, O. M., Kryvytska, I. A. (2020). Using photosynthetic activity of algae for toxicity assessment with the aim of creating a portable device. *Bulletin of V. N. Karazin Kharkiv National University. Series "Ecology"*, (22). 82-92. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2020-22-08>
15. Krainyukov, O. M., Kryvytska, I. A. (2020). Study of the dependence of the heart rate of *Daphnia Magna* on the concentration of the toxicant. *International scientific journal "Internauka"*, 14(92), 7-10.
16. Gerhardt, A., Kienle, C., Allan, I. J., Greenwood, R., Guigues, N., Fouillac, A.-M., Millsd, G. A., Gonzaleze, C. (2007). Biomonitoring with *Gammarus pulex* at the meuse (NL), aller (GER) and rhine (F) rivers with the online multispecies freshwater biomonitor. *J. Environ. Monit.*, 9, 979-985. <https://doi.org/10.1039/b706619h>
17. Baldwin, I. G., Harman, M. M.I., Neville, D. A. (1994). Performance characteristics of a fish monitor for detection of toxic substances-I. Laboratory trials. *Water Research*, 28(10), 2191-2199. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)90031-0](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)90031-0)
18. Scott, G. R., Sloman, K. A. (2004). The effects of environmental pollutants on complex fish behaviour: integrating behavioural and physiological indicators of toxicity. *Aquatic Toxicology*, 68(4), 369-39. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2004.03.016>
19. Gerhardt, A., Carlsson, A., Ressemann, C. (1998). A new online biomonitoring system for *Gammarus pulex* (L.) (Crustacea): in situ test below a copper effluent in South Sweden. *Environ. Sci. Technol.*, (32), 150-156. <https://doi.org/10.1021/es970442j>
20. Maradona, A. Marshall, G., Mehrvar, M., Pushchak, R., Laursen, A. E., McCarthy, L. H., Bostan, V., Kimberley, A. (2012). Utilization of multiple organisms in a proposed early-warning biomonitoring system for real-time detection of contaminants: preliminary results and modeling. *Journal of Hazardous Materials*, 219-220, 95-102. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.03.064>
21. Amiard-Triquet C. (2009). Behavioral Disturbances: The Missing Link between Sub-Organismal and Supra-Organismal Responses to Stress? Prospects Based on Aquatic Research. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 15(1), 87-110. <https://doi.org/10.1080/10807030802615543>
22. Gerhardt A. (2007). Aquatic Behavioral Ecotoxicology-Prospects and Limitations. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 13(3), 481-491. <https://doi.org/10.1080/10807030701340839>
23. Gerhardt, A., Ingram, M. K., Shimon, K. I. J. (2006). In situ on-line toxicity biomonitoring in water: Recent developments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(9), 2263-2271, <https://doi.org/10.1897/05-486R1.1>
24. Shukla, S.J., Huang, R., Austin, C.P. (2010). The future of toxicity testing: a focus on in vitro methods using a quantitative high-throughput screening platform. *Drug Discov. Today*, 15(23-24), 997-1007. <https://doi.org/10.1016/j.drudis.2010.07.007>
25. Noack, U., Walter, J. (1992). The algae toximeter for continuous water monitoring. *Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden-und Lufthygiene*, 89, P. 305-309.
26. Voetz, M. (2015). Application of an online toxicity early warning system upstream of the influent of the activated sludge stage of the Hamburg sewage treatment plant network. *Anwendungsmöglichkeit eines Online-Toxizitäts-Frühwarnsystems vor dem Zulauf der Belebungsstufe des Hamburger Klärwerksverbundes*. 5, 8-57. <http://edoc.sub.uni-hamburg.de/haw/volltexte/2015/3032/>
27. Ebert, D. (2005). Ecology, epidemiology and evolution of parasitism in Evolution. 3, <https://doi.org/10.1108/02634501111102760>

28. Moldaenke, C. (1998). Report of the project Weiterentwicklung eines mathematischen Modells zur on-line-Erkennung von signifikanten Messwertänderungen in dynamischen Biotestverfahren. *DCWK*, 1, 2, 95-99.
29. Villa, S., Nica, V. D., Bellamoli, F., Pescatore, T., Ferrario, C., Finizio, A., Lencioni, V. (2018). Effects of a treated sewage effluent on behavioral traits in *Diamesa cinerella* and *Daphnia magna*. *J. Limnol.*, 77(1), 121-130. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2018.1760>
30. Gerhardt, A. (2020). Online Biomonitoring for integrated smart real-time water management. *Water Solut*, 3, 20-23. https://www.limco-int.com/wp-content/uploads/2020/12/05_WasteWater_Report_LimCo.pdf
31. Strategiepapier Kontinuierliche Biotestverfahren für die Emissionsüberwachung. Working Group of the Federal States on Water Problems (LAWA): Stuttgart, Germany. 2000. <https://www.hamburg.de/contentblob/113214/76a5a97b1732495bc7478916a338bb5a/data/emissionsueberwachung.pdf>
32. Anliker, S. (2020). Assessing emissions from pharmaceutical manufacturing based on temporal high-resolution Mass spectrometry data. *Environ. Sci. Technol.*, 54(7), 4110-4120. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b07085>
33. Balaram, V., Copia, L., Kumar, U. S., Miller, J., Chidambaram, S. (2023). Pollution of water resources and application of ICP-MS techniques for monitoring and management—A comprehensive review. *Geosystems and Geoenvironment*, 2(4), 100210. <https://doi.org/10.1016/j.geogeo.2023.100210>
34. Lapworth, D.J., Baran, N., Stuart, M.E. (2012). Emerging organic contaminants in groundwater: a review of sources, fate and occurrence. *Environ. Pollut.*, 163, 287-303. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.12.034>
35. Baillieul, M., Scheunders, P. (1998). On-line determination of the velocity of simultaneously moving organisms by image analysis for the detection of sublethal toxicity. *Water Research*, 32(4), 1027-1034. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00321-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00321-7)
36. Benecke, G., Falke, W., Schmidt, C. (1982). Use of algal fluorescence for an automated biological monitoring system. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 28(4), 385-395. <https://doi.org/10.1007/bf01607700>
37. Michels E., Leynen, M., C. Cousyn., Meester, L. D., Ollevier, F. (1999). Phototactic behavior of *Daphnia* as a tool in the continuous monitoring of water quality: Experiments with a positively phototactic *Daphnia magna* clone. *Water Res.*, 2, 401-408. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00213-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00213-9)
38. Ren, Z., Zha, J., Ma, M., Wang, Z., Gerhardt, A. (2007). The early warning of aquatic organophosphorus pesticide contamination by on-line monitoring behavioral changes of *Daphnia magna*. *Environ. Monit. Assess.*, 134, 373-383. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9629-y>
39. Baillieul, M., Blust, R. (1999). Analysis of the swimming velocity of cadmium-stressed *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology*, 44(4), 245-254. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(98\)00080-0](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(98)00080-0)
40. Bae, Mi-J., Park, Y.-S. (2014). Biological early warning system based on the responses of aquatic organisms to disturbances: A review. *Science of The Total Environment*, 466-467, 635-649. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.075>
41. Dodson, S. I., Hanazato, T., Gorski, P. R. (1995). Behavioral responses of *Daphnia pulex* exposed to carbaryl and Chaoborus kairomone. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14(1), 43-50. <https://doi.org/10.1002/etc.5620140106>

The article was received by the editors 18.10.2025
The article is recommended for printing 02.12.2025

The article was revised 28.11.2025
This article published 30.12.2025

DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-14>

УДК (UDC): 504.55:355.48

Ю. В. ВОЙТЕНКО¹, канд. техн. наук,
доцент кафедри безпеки життєдіяльності
e-mail: Juliya.voy.1983@gmail.com ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-0819-3794>

Я. Р. ПІСКУН¹,
студентка кафедри фізіології та інтродукції рослин
e-mail: yanapiskun17@gmail.com ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0000-6676-129X>
¹Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара
пр-т Науки, 72, м. Дніпро, 49010, Україна

ЕКОЦИД: ЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ ТА МОЖЛИВОСТІ ВИКОРИСТАННЯ ФІТОРЕМЕДІАЦІЇ ПОРУШЕНИХ ТЕРИТОРІЙ

Мета. Визначити екоцид, як глобальну загрозу сучасності, його масштаби і наслідки через поєднання теоретичних положень із практичними прикладами, шляхів мінімізації та попередження екоциду в майбутньому.

Методи. Системний аналіз на підставі функціонально-структурованого підходу, статистичні методи, матриця оцінки ризиків.

Результати. На основі теоретичних аспектів екоциду проаналізовано події що відбулися в Україні, а саме підрив Каховської ГЕС та аварія на Чорнобильській АЕС. Порівняння екологічних, соціальних й економічних наслідків впливу на навколишнє середовище показало значний негативний вплив як на елементи навколишнього середовища, так і на економічний розвиток нашої країни. Порівняльний аналіз причин екоциду в світі, результатів експертної оцінки щодо впливу екоциду на різні аспекти довкілля та суспільства за прогнозами експертів і населення визначило можливість застосування методів відновлення пошкоджених техногенними катастрофами територій, включаючи методи ремедіації та фіторекультивациї.

Висновки. Необхідно визнання екоциду як фактор глобальної небезпеки сьогодення, як злочин проти людства та довкілля. Є потреба в розробці ефективних механізмів реагування, систем моніторингу, екологічної просвіти та застосування методів рекультивациї й відновлення територій, що постраждали внаслідок масштабних екологічних катастроф.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: екоцид, екологічна катастрофа, екологічна безпека, Каховська ГЕС, ремедіація

Як цитувати: Войтенко Ю. В., Піскун Я. Р. Екоцид: екологічні наслідки та можливості використання фіторемедіації порушених територій. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2025. Вип. 33. С. 199-211. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-14>

In cites: Voitenko, Y. V., Piskun, Y. R. (2025). Ecocide: ecological consequences and possibilities of using phytoremediation for disturbed areas. *Visnyk of V.N. Karazin Kharkiv National University. Series Ecology*, (33), 199-211. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-14> (in Ukrainian)

Вступ

Довкілля складає природну основу існування людства. Сьогодні практично не можливо назвати такі явища та процеси навколишнього середовища, на яких не позначилася б діяльність людей. Незважаючи на тісний зв'язок природи і людини, довкілля з кожним роком зазнає все більш згубного впливу, що стрімко наближає людство до екологічної катастрофи, яка може згубити не тільки те, що нас оточує, а й в цілому знищить життя на планеті.

Одним з найважливіших завдань сьогодення для всієї світової спільноти виступає питання вирішення проблем екологічної безпеки, тобто збереження навколишнього природного середовища від зовнішніх загроз. Звичайно становлення цієї проблеми вже набуло глобального характеру, вирішення якого цікаве та актуальне для світового співтовариства [1].

Аналізуючи попередні дослідження [2, 3, 4], слід зазначити, що термін «екоцид»

є відносно новим, він перше прозвучав на Конференції ООН з проблем навколишнього середовища у 1972 році в контексті обговорення руйнування природного середовища через бомбардування, використання гербіцидів та будівництво у природних зонах, також слід зазначити що на міжнародному рівні екоцид і досі не є офіційно закріпленим терміном і визнаним міжнародним злочином, який передбачав би спеціальний механізм відповідальності, через що він не потрапляє під юрисдикцію Міжнародного Кримінального Суду. Відтоді науковий інтерес до цієї проблематики неухильно збільшувався, насамперед через зростання масштабів техногенних аварій, збройних сутичок та кліматичні зміни.

Якщо виділяти серед фундаментальних досліджень щодо розгляду екоцидів, слід звернути увагу на роботи Полін Гелен, де активно обґрунтовується необхідність визнання екоциду п'ятим злочином проти миру в Римському статуті Міжнародного кримінального суду. Її праці заклали основу для сучасного розуміння екоциду як умисного або безрозсудного знищення екосистем на великій території [4, 5].

Українські вчені теж активно досліджують тему екоциду. Зокрема, в публіка-

ціях Інституту екології Карпат та Інституту проблем безпеки атомних електростанцій НАН України розглядаються як теоретичні основи явища, так і практичні аспекти відновлення територій, що постраждали внаслідок екологічних катастроф [6, 7, 8].

Чисельні дослідження, проведені останніми роками, показали зростання наукового інтересу до такої теми як екоцид через її актуальність в реаліях сьогодення, все більше наукових робіт присвячено екологічним наслідкам військових дій, зокрема в Україні, Сирії та Іраку, де збройні конфлікти призвели до масштабного забруднення довкілля [2, 9, 10]. Отже, аналіз попередніх досліджень показав, що наразі відбувається поглиблення розуміння масштабів проблеми екоциду та необхідність її вивчення [11, 12]. Водночас лишаються невирішеними багато питань, пов'язаних із юридичною кваліфікацією, механізмами притягнення до відповідальності та ефективними стратегіями запобігання та подолання наслідків екоциду [13].

Метою дослідження є визначення екоциду, як глобальну загрозу сучасності, його масштаби і наслідки через поєднання теоретичних положень із практичними прикладами, шляхів мінімізації та попередження екоциду в майбутньому.

Об'єкт дослідження та методи

Об'єктом дослідження є приклади екоциду в Україні, а саме техногенна катастрофа на Чорнобильській АЕС та руйнування Каховської ГЕС. За допомогою методів системного аналізу досліджено причини екоцидів в світі, екологічні та економічні наслідки техногенних катастроф.

Використовується функціонально-структурований підхід до оцінки наслідків екоциду в Україні, аналіз експертної оцінки щодо впливу екоциду на різні аспекти довкілля та суспільства за прогнозами експертів і населення та матрицю оцінки ризиків внаслідок руйнування Каховської ГЕС.

Результати дослідження та обговорення

Найбільш поширеним наразі є визначення «екоциду», як глобального масового знищення оточуючого рослинного та тваринного світу, зараження водних ресурсів, атмосфери та інші дії, що здатні викликати екологічну катастрофу. Визначення екоциду роз'яснюється через застосування руйнівного впливу на екологічну безпеку задля отримання військової переваги [14]. В законодавстві України екоцид визначається як масове знищення рослинного або тваринного світу, отруєння атмосфери або водних ресурсів, а також вчинення інших дій, що

можуть спричинити екологічну катастрофу визнається злочином, за який передбачено покарання у вигляді позбавлення волі строком від восьми до п'ятнадцяти років [7, 13].

Екоцид зазвичай відбувається внаслідок діяльності людини, яка руйнує екосистеми та призводить до незворотних змін у довкіллі. Причини екоциду варіюються залежно від країни чи регіону, проте можна виділити кілька ключових факторів, що спричиняють масове знищення природи у різних країнах світу [15]. На першому місці – це неконтрольоване промислове виробництво,

воно включає в себе забруднення повітря шкідливими викидами, такими як сірчистий газ, оксиди азоту, що може спричиняти, в свою чергу, кислотні дощ, а викиди парникових газів, таких як CO_2 чи CH_4 , можуть бути причинами виникнення глобального потепління. Наступна причина екоциду – це вирубка лісів, саме через масове знищення лісів для сільського господарства чи будівництва відбувається зменшення кількості кисню, це може істотно вплинути на здатність лісів поглинати CO_2 , що в свою чергу призведе до втрати біорізноманіття, яке існує вже в цьому середовищі. Надмірний видобуток природних ресурсів є невід’ємною частиною становлення проблеми появи екоцидів, бо саме через видобуток нафти, газу, вугілля та інших корисних копалин

руйнуються екосистеми не в одній країні світу. Забруднення Світового океану є гострою проблемою вже не одне десятиріччя та однією з причин появи екоцидів в межах світового океану, бо через пластикові відходи, нафтопродукти та хімічні речовини, що отруюють воду та морську фауну кожного дня стрімко розвивається загроза до екологічної загрози в світовому океані. Наступна причина екоцидів – це війни та військові конфлікти, вони наразі займають актуальне місце в умовах сьогодення, бо руйнування інфраструктури може спричиняти екологічні катастрофи, а використання хімічної зброї, підриви нафтових вишок, мінування територій призводять до довготривалого забруднення довкілля [10]. На рисунку 1 наведено аналіз причин екоцидів в країнах світу [8].

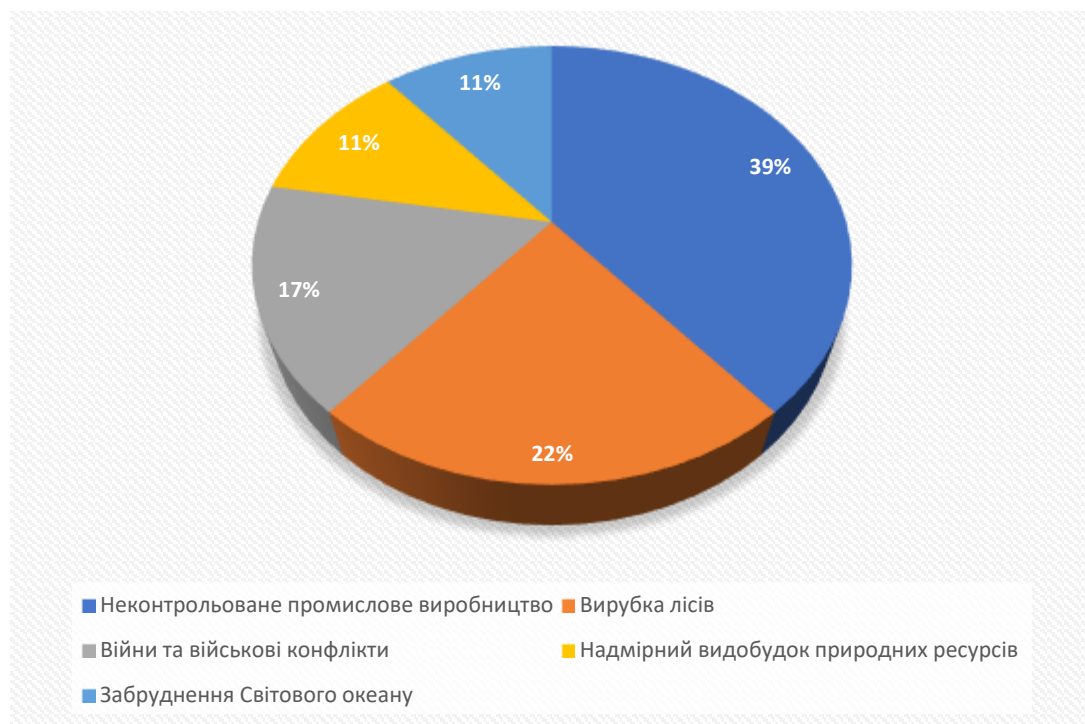


Рис. 1 – Причини екоциду в країнах світу[8]
Fig. 1 – Causes of ecocide in countries around the world [8]

Дані, використані для побудови діаграми є орієнтовними та становлять такі обсяги: неконтрольоване промислове виробництво – 39 %, війни та військові конфлікти – 17 %, забруднення Світового океану та надмірний видобуток природних ресурсів мають по 11 %, а вирубка лісів становить 22 %, зазвичай масштаби екоциду продовжують змінюватися залежно від країни чи регіону та рівня впливу людської діяльності кож-

ного дня, тому вони мають аналітичний характер [8, 11].

Неконтрольоване промислове виробництво є однією з ключових причин екологічних катастроф і потенційного екоциду в Україні. Україна має потужний промисловий комплекс: підприємства металургійної, хімічної, енергетичної, вугільної та нафтопереробної галузі. Однак значна частина цих підприємств має застарілі технології, що

призводить до надмірного забруднення повітря, води, ґрунтів та утворення токсичних відходів. Масова та часто неконтрольована вирубка лісів в Україні також перетворюється на одну з головних причин екоциду, цілеспрямованого або системного знищення природного середовища. Збройні конфлікти спричиняють масштабне знищення екосистем, забруднення земель, води та повітря. В Україні наразі наслідки війни набули ознак екоциду, тобто масового та свідомого руйнування природного середовища, що ставить під загрозу життя та здоров'я мільйонів людей. Надмірний видобуток природних ресурсів в Україні – це не лише економічна, а й екологічна проблема національного масштабу. Безвідповідальне використання надр, лісів і водних ресурсів руйнує екосистеми, загрожує здоров'ю людей і майбутньому країни. Якщо не зупинити цю тенденцію, наслідки можуть стати незворотними, тобто призвести до екоциду.

Наслідки екоциду викликають негативні зміни в стані безпеки життєдіяльності людського суспільства. В цьому питанні все більше уваги приділяється, як серед науковців, так і в суспільних організаціях (рис.2).

З аналізу результатів висновків експертів-екологів та опитування населення щодо впливу екоциду на різні аспекти довкілля та суспільства визначено, що думки населення дещо відрізняються від думок експертів щодо впливу екоциду на різні аспекти довкілля та суспільства.

Можливо це є слідством того, що населення ще не в повній мірі розуміє наслідки, до яких приводить екоцид, тому для населення необхідно проводити масові заходи стосовно наслідків та способів запобігання екоцидів, бо такі екологічні катастрофи безпосередньо впливають на клімат, економіку та біорізноманіття і, безперечно, несуть тільки шкоду для здоров'я людей, і населення нашої країни – це повинно знати та розуміти [16].

З аналізу ситуації, що наразі склалася в Україні, можна зазначити, що екоцид є однією з нагальних проблем, які потребують швидкого втручання та вирішення. За підрахунками Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України, російська армія вже завдала шкоди українському довкіл्लю на понад два трильйона гривень. Знищена техніка окупанта перетворилась на

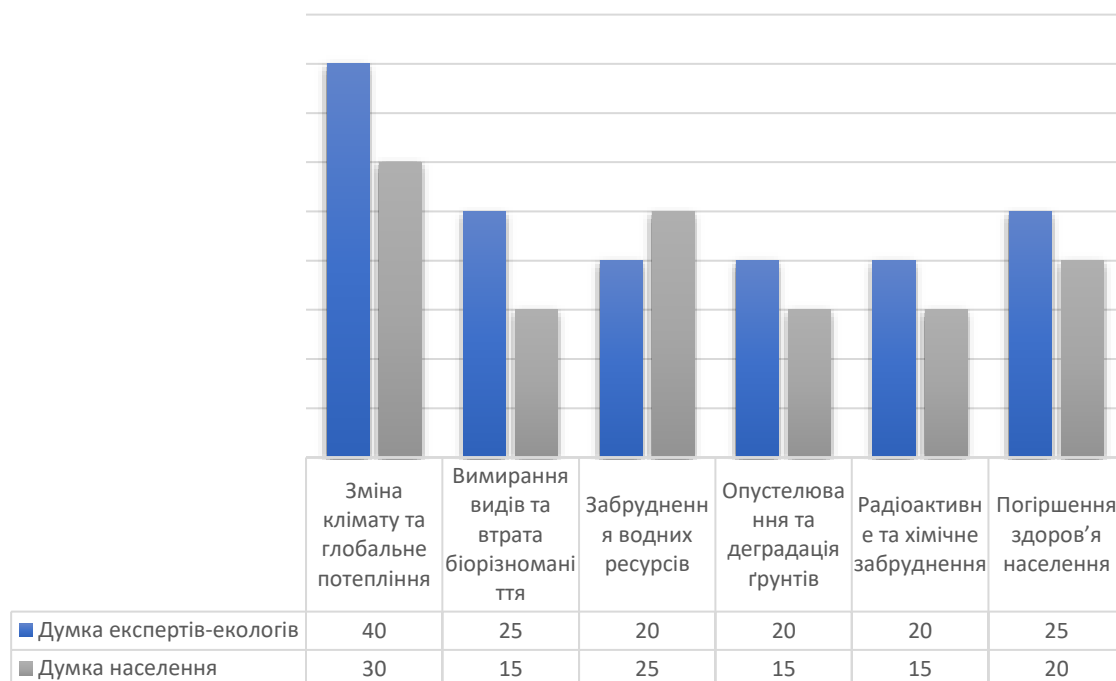


Рис. 2 – Результати експертної оцінки щодо впливу екоциду на різні аспекти довкілля та суспільства за прогнозами експертів та населення [8]

Fig. 2 – Results of an expert assessment of the impact of ecocide on various aspects of the environment and society according to forecasts by experts and the population [8]

понад 859 тисяч тон відходів, в результаті військових дій викиди в атмосферу становлять більш ніж 83 тисячі тон CO₂ [17]. Кульмінацією екоциду в Україні став підриг дамби Каховської ГЕС, який відбувся 6.06.2023 року. Наслідки цієї події вплинули на водні ресурси, ґрунти, флору, фауну прилеглих до цього міста територій [18, 19]. Потік води, що відбувся, затопив десятки населених пунктів, змив значну кількість нафтопродуктів, хімічних добрив та важких металів у Чорне море, створивши цим не лише загрозу для України, а й для сусідніх країн [20, 21]. Ця подія також призвела до загибелі

рідкісних видів тварин і рослин, частина яких скоріш за все зникла назавжди, це є доказом і констатує ведення екологічних злочинів проти України та її довкілля [22]. Підриг Каховської ГЕС вважають найбільшою техногенною катастрофою в Україні після вибуху на Чорнобильській АЕС [11, 23, 24].

Порівняльний аналіз екологічних та економічних наслідків катастрофи на Чорнобильській АЕС і підригу Каховської ГЕС [25, 26, 27] (табл. 1) показує суттєві відмінності в масштабах впливу на довкілля, людське здоров'я та економіку цих двох масштабних техногенних катастроф.

Таблиця 1

Порівняння наслідків катастрофи на Чорнобильській АЕС і підригу Каховської ГЕС

Table 1

Comparison of the disaster consequences of the Chernobyl disaster and the explosion of the Kakhovka hydroelectric power station

Категорія збитку	Чорнобильська катастрофа (1986)	Підриг Каховської ГЕС (2023)
Площа забруднення (км ²)	~2600	~600
Кількість постраждалих видів	~1000	~500
Обсяг надходження в навколишнє середовище (тон)	~5 300 000	~83 000
Кількість людей, що зазнали впливу (млн)	~5	~1
Економічний збиток (млрд дол.)	~235	~15

Попри те, що наслідки впливу Чорнобильської катастрофи істотно перевищують наслідки підригу Каховської ГЕС, за всіма основними показниками, обидві події тягнуть за собою відчутні довгострокові наслідки – екологічні, гуманітарні та економічні. Доведено, що Чорнобильська катастрофа спричинила глобальні зміни, зокрема радіоактивне забруднення територій у декількох країнах Європи та зростання онкологічної захворюваності серед населення, що підтверджує офіційний звіт «The Chernobyl accident: environmental, health and socioeconomic impacts» Комітету ООН з наукових досліджень ефектів атомного випромінювання, який містить детальний аналіз наслідків Чорнобильської катастрофи для здоров'я людей, екології та економіки. Дослідження радіоактивного забруднення внаслідок аварії показало тривале погіршення якості ґрунтів, води та біорізноманіття [28, 29].

Підриг Каховської ГЕС у 2023 році мав переважно локальний, але все ж також нищівний характер. Порушення гідрологіч-

ного режиму р. Дніпро спричинило масове затоплення сільськогосподарських угідь, загибель великої кількості водних і наземних видів, а також залишило мільйони людей без доступу до водних ресурсів [30]. В роботі [27] відображено комплексний аналіз впливу знищення дамби на екологічний стан регіону, детально розглянуто наслідки для водних ресурсів, ґрунтів і біорізноманіття. Як показано в наукових дослідженнях, підриг Каховської ГЕС спровокував виникнення нових процесів погіршення стану ґрунтів, повторного забруднення важкими металами та отруйними сполуками, наприклад у роботі [22] детально проаналізовані екологічні збитки від руйнування дамби, серед яких виділяють суттєве підвищення показників хлорофілу та інтенсивний розвиток цвітіння фітопланктону, що вказує на деградацію екосистеми.

Аналіз результатів досліджень та статистичних даних показав, що хоча кожна з цих катастроф має унікальний характер впливу, але вони є типовими представни-

ками екоциду: аварія на ЧАЕС – з огляду на радіаційне забруднення величезних територій та глобальний вплив, а Каховська трагедія – через локальну, але надзвичайно нищівну трансформацію гідрологічного режиму та позбавлення мільйонів людей водних ресурсів [12, 23, 31, 32].

Екоцид, що спричинила чорнобильська катастрофа, залишив численні екологічні проблеми на території України, а саме радіоактивне забруднення ґрунтів, води та рослинності. Відновлення цих територій вимагає застосування новітніх методів, наприклад ремедіації та фіторекультиваци – ці технології використовують природні процеси для очищення забруднених земель. Згідно з [33] фіторекультивация є перспективним підходом для реабілітації земель, забруднених радіоактивними речовинами, такими як цезій-137 і стронцій-90. А сам метод фіторекультиваци полягає у використанні спеціальних рослин, здатних поглинати та накопичувати токсичні елементи з ґрунту, знижуючи таким чином рівень радіоактивного забруднення.

Одним із прикладів застосування такого методу є використання верб та тополь, вони активно поглинають радіонукліди з ґрунту, сприяючи їх зниженню в поверхневих шарах землі. Відповідно до результатів польових досліджень, виконаних на території Чорнобильської зони, ці рослини можуть ефективно знижувати рівень радіоактивного забруднення. Крім фіторекультиваци, використовують ще метод біоремедіації. Він передбачає використання мікроорганізмів для розкладу радіоактивних матеріалів або перетворення їх на менш токсичні форми. Хоча метод фіторекультиваци має колосальні досягнення на окремих територіях, цей спосіб також має і недоліки, зокрема довготривалість та необхідність адаптації рослин до певних умов середовища, тобто у таких місцях, де рівень забруднення критичний, застосування фіторекультиваци може бути обмежене через низьку здатність рослин акумулювати радіонукліди протягом тривалого періоду. Тому використання фіторекультиваци часто поєднується з іншими методами ремедіації, зокрема з хімічними або фізичними способами очищення, а саме використання спеціальних сорбентів для очистки води або застосування мікробіологічних методів для зниження рівня радіонуклідів.

У процесі відновлення територій внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС було напрацьовано унікальний підхід до оцінювання екологічних ризиків, що поєднує радіоекологічний моніторинг, просторову класифікацію забруднення та використання ремедіації. Цей досвід можна вважати базовим орієнтиром для подальших кризових екологічних втручань, а також методологічним підґрунтям для сучасної оцінки ризиків після руйнування Каховської ГЕС, де подібні процеси токсикації, міграції осадів і деградації екосистем потребують системного та науково обґрунтованого реагування.

В результаті детального аналізу екологічних, економічних та соціальних наслідків руйнування Каховської ГЕС було побудовано ризик-матрицю, що ґрунтується на міжнародно визнаних принципах оцінювання ризиків, викладених у ISO 31000:2018 «Risk Management – Guidelines», згідно з якими ризик є функцією ймовірності настання події та серйозності її наслідків:

$$R = P \cdot I \quad (1)$$

де R – рівень ризику;

P – бал ймовірності (1–5);

I – бал впливу (1–5).

У процесі аналізу виділено вісім пріоритетних груп ризиків, що відображають основні напрями потенційного впливу руйнування Каховської ГЕС на природне та соціально-економічне середовище. До них належать: технічний ризик (недостатність достовірних даних моніторингу), ризик вторинної міграції важких металів в осадах, соціальний ризик (споживання забрудненої риби та води), ризик безпеки (мінна й військова загроза, обмеження доступу до територій), фінансовий ризик (нестача ресурсів для довгострокових рішень), економічний ризик (втрата продуктивності сільськогосподарських земель), екологічний ризик (масова загибель риби та птахів) та репутаційний ризик (недовіра місцевого населення до органів управління й системи моніторингу). Вибір зазначених категорій ризиків зумовлений комплексним характером екологічної кризи, спричиненої руйнуванням Каховської ГЕС, яка охоплює як природні, так і соціально-економічні аспекти. Сукупно ці чинники формують інтегровану модель ризиків, релевантну для масштабних екоцидних сценаріїв. Кожен

із визначених ризиків оцінювався за показниками ймовірності та впливу для подальшого формування інтегральної ризик-матриці.

Оцінка ймовірності і впливу на основі аналізу наслідків, а також результати розрахунків рівню ризиків чинників наведено в таблиці 2.

Основні види ризиків (рис. 3) демонструють пріоритетність реагування. Такий підхід дозволяє швидко ідентифікувати

найбільш небезпечні сценарії, зокрема ті, що пов'язані з мінною небезпекою, вторинною міграцією забруднювачів та соціальними наслідками для місцевого населення після руйнування Каховської ГЕС.

Матриця слугує узагальнюючим інструментом для подальшого планування ремедіаційних дій, ресурсного розподілу та формування алгоритмів управління ризиками в зоні екоциду

Таблиця 2

Оцінка ризиків внаслідок руйнування Каховської ГЕС

Table 2

Risk assessment due to the destruction of the Kakhovka HPP

№	Ризик	P	I	R	Аргументація
1	Осади: вторинна міграція важких металів	4	5	20	Осади містять накопичені токсичні речовини; ерозія може вивільнити їх у водний потік
2	Соціальний: споживання забрудненої риби або води	4	5	20	Ризик для здоров'я населення при використанні водоресурсів і риболовлі
3	Безпека: мінна та військова загроза, обмеження доступу	5	5	25	Мінна небезпека блокує поле робіт і збільшує ризики для персоналу
4	Фінансовий: нестача ресурсів для довгострокових рішень	4	4	16	Брак фінансування призведе до часткових рішень і рецидивів проблеми
5	Економічний: втрата продуктивності с/г земель	4	4	16	Інфраструктурні зміни та забруднення знижують врожайність і доходи
6	Екологічний: масова загибель риби та птахів	2	4	8	Може статися локально при мобілізації токсикантів або змінах гідрології
7	Технічний: недостатні дані	5	5	25	Велика площа, обмежений доступ, нерівномірні проби
8	Репутаційний: недовіра населення	5	3	15	Недостатня прозорість створює супротив і паніку

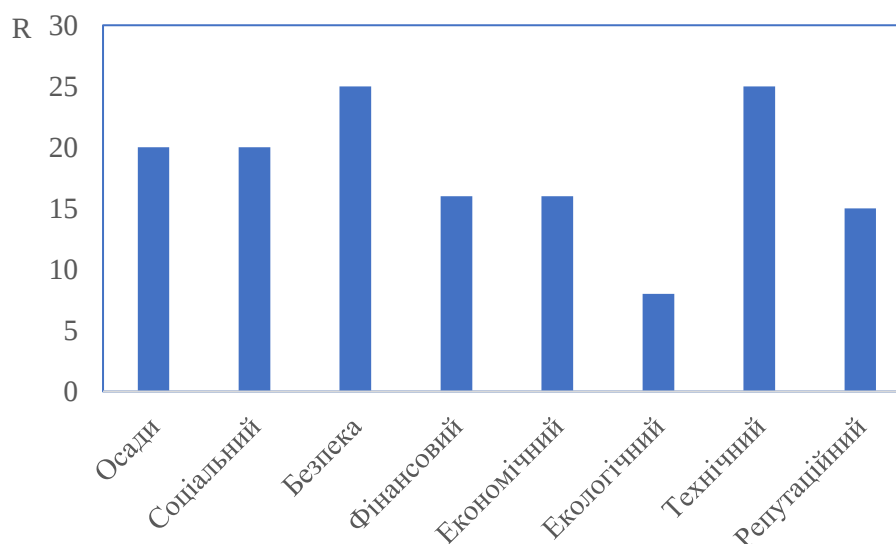


Рис. 3 – Рівні ризиків за основними показниками

Fig. 3 – Risk levels by key indicators

Якщо розглядати відновлення територій, постраждалих від підриву Каховської ГЕС, то порушення гідрологічного режиму р. Дніпро спричинило масове затоплення сільськогосподарських угідь і забруднення водних ресурсів важкими металами, токсичними хімічними сполуками та органічними забруднювачами. Такий тип забруднення відрізняється від радіоактивного, який спостерігався на Чорнобильській АЕС, проте застосування фіторекультивациї може бути також ефективним для очищення ґрунтів та води від токсичних сполук. Рослини, здатні накопичувати важкі метали, можуть бути використані для очищення забруднених територій після підриву ГЕС. Встановлено, що деякі види рослин можуть очищати води від токсичних металів та покращувати якість ґрунту, наприклад, ряска може поглинати важкі метали та очищувати води в забруднених водоймах. Так само, як і для території Чорнобильської зони на територіях Каховської ГЕС можна застосовувати фіторе mediaцію в поєднанні з іншими методами відновлення, такими як біоре mediaція, фіторе mediaція та механічне очищення для досягнення відновлення забруднених територій [22, 32, 33].

Таким чином, стратегії екологічного відновлення після екоциду в Україні мають бути комплексними, науково обґрунтованими й інтегрованими у загальну систему національної безпеки. Поєднання ремедіаційних, рекультиваційних, лісовідновних, водоохоронних та освітніх заходів створює підґрунтя для відновлення екологічної рівноваги та запобігання повторним проявам екоциду в майбутньому.

Екоцид, який зараз відбувається в Україні, є потенційною небезпекою для цілого європейського простору. А розміри заподіяної шкоди вимагають міжнародного визнання екоциду як злочину війни, а також запровадження суворих санкцій щодо того хто його здійснив та безпосередньо здійснює. Якщо не вжити радикальних дій, Україна може втратити значну частку свого природного надбання, а довкілля зазнає радикальних змін, що матимуть серйозний вплив на майбутні покоління [11, 12, 34].

Для запобігання майбутнім екоцидам в Україні та мінімізації вже завданої шкоди

слід запровадити офіційне визнання екоциду, як міжнародного злочину, бо хоч українське законодавство визначає екоцид як масове знищення за статтею 441 Кримінального кодексу України, але на міжнародному рівні екоцид досі не є офіційно закріпленим терміном і визнаним міжнародним злочином, через що він не потрапляє під юрисдикцію Міжнародного Кримінального Суду, затвердження екоциду, як злочину на міжнародному рівні, значно зменшить його прояви, адже це буде нести більшу відповідальність та покарання за скоєні дії [35]. Також можливо прийняття рішення щодо розробки екологічних норм для ведення військових операцій, а саме запровадити заборону на використання токсичних речовин, також заборонити атаки на об'єкти критичної екологічної інфраструктури, такі зміни можуть забезпечити зменшення проявів екоцидів на майбутнє [34, 36, 37].

Війна залишила важкий слід на екосистемах, проте дієва політика та міжнародна співпраця відкривають перспективи для поступового відновлення навколишнього середовища України [37].

Екоцид постав одним із найважчих викликів для світу сьогодення, поряд із кліматичною кризою, занепадом біорізноманіття та ядерною загрозою. Руйнування екосистем у великих масштабах внаслідок військових дій, промислового забруднення, вирубування лісів та змін у гідрологічних системах несе непоправні втрати для життя на Землі [1].

В Україні екоцид розкрився з надзвичайною силою через бойові дії, що спричинили екологічні лиха, серед яких – знищення Каховської ГЕС, отруєння ґрунтів та вод, а також втрата заповідних територій. Це не тільки внутрішня проблема країни, а й загроза для всього регіону та планети, адже наслідки для екології не знають кордонів. Для життя без екоцидів слід об'єднати зусилля на всіх рівнях від міжнародних організацій до свідомостей громадян [8, 36].

Безумовно важливим є визнання екоциду, як глобальної загрози, та необхідність прийняття комплексних заходів для запобігання техногенним катастрофам, відновлення постраждалих територій та покращення міжнародної співпраці в питаннях екології.

Висновки

Екоцид є однією з найбільш глобальних проблем сьогодення, бо він несе серйозну загрозу для екосистем, здоров'я людей та економічної стабільності суспільства. Техногенні катастрофи, що відбулися на території України, а саме Чорнобильська аварія та підриг Каховської ГЕС, як приклади екоцидів, мають тривалі наслідки для навколишнього середовища та соціальної сфери.

Масштаб і вплив цих техногенних катастроф підкреслюють необхідність рішучих заходів для запобігання подібних катастроф, необхідність відновлення пошкоджених екоцидом територій з використанням такого методу, як рекультивация територій.

Застосування таких методів, як фіторе mediaція та біоре mediaція, дозволяє ефективно очищати ґрунти і води від токсичних і радіоактивних забруднень. Показано ефективність застосування цих методів у Чорнобильській зоні відчуження та проаналізовано можливість їх застосування для відновлення інших пошкоджених територій, наприклад на територіях, які були підтоплені в результаті підригу Каховської ГЕС.

Використання двовимірної ризик-матриці дає змогу систематизувати чинники

впливу за рівнями ймовірності та масштабу, виявити критичні зони ризику, а саме вторинну міграцію токсичних осадів, деградацію водно-біотичних систем, мінну небезпеку та соціально-економічну нестабільність.

Підтверджено необхідність інтегрованого підходу до планування ремедіаційних заходів, який поєднує екологічний моніторинг, управління ризиками, залучення місцевих громад і міжвідомчу координацію. Такий підхід забезпечує не лише зниження екологічних та соціальних втрат, але й створює підґрунтя для формування національної системи реагування на екоцидні події, що поєднує наукові, управлінські та гуманітарні складові.

Для успішного запобігання та мінімізації наслідків екоцидів важливим є розвиток глобальної екологічної політики, що включає співпрацю з міжнародними організаціями та науковими установами.

Запобігання екоцидам вимагає комплексного підходу, включаючи посилення екологічного контролю, вдосконалення техногенної безпеки та екологічного законодавства, як на міжнародному та вітчизняному рівні, а також підвищення екологічної свідомості серед громадян.

Конфлікт інтересів

Автори заявляють, що конфлікту інтересів щодо публікації цього рукопису немає. Крім того, автори повністю дотримувались етичних норм, включаючи плагіат, фальсифікацію даних та подвійну публікацію.

Внесок авторів: всі автори зробили рівний внесок у цю роботу.

В роботі не використано ресурс штучного інтелекту.

Список використаної літератури

1. Оберенко, О. Екоцид та злочини проти довкілля – що ми можемо робити з цим зараз? Підсумки екодискусії. *Міжнародний фонд відродження*. 2023. URL: <https://www.irf.ua/ekologichna-inicziatyva-fondu-provela-ekodyksusiyu-prysvyachenu-temi-ekocydu/> (дата звернення: 20.08.2025).
2. Вереша, Р. В., Кучинська, О. П., Ковтун, О. М. Екоцид у національному та міжнародному кримінальному праві: сучасні виклики та перспективи нормативно-правового регулювання. *Науковий вісник Ужгородського університету: серія: Право*. 2023. Т. 2 № 78 С. 152–159. DOI <https://doi.org/10.24144/2307-3322.2023.78.2.24>
3. Римський статут Міжнародного кримінального суду. 1998. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_588#Text (дата звернення: 05.08.2025).
4. Watts, J. Polly Higgins, a lawyer who fought for recognition of ecocide, dies aged 50. *The Guardian*. 2019. URL: <https://www.theguardian.com/environment/2019/apr/22/polly-higgins-environmentalist-eradicating-ecocide-dies> (дата звернення: 13.08.2025).
5. Higgins, P. *Eradicating Ecocide: laws and governance to prevent the destruction of our planet*. 2015. URL: <https://shepheardwalywn.com/wp-content/uploads/2023/01/Eradicating-Ecocide-2015-sample-pages.pdf> (дата звернення: 01.08.2025).
6. Лановенко, О. Г., Остапішина, О. О. Екологічний злочин. Словник-довідник з екології. 2013. Херсон: ПП Вишемирський В. С. С. 79. URL: <https://ekhsuir.kspu.edu/handle/123456789/1563> (дата звернення: 23.08.2025).
7. Буткевич, О. В. Екоцид. *Українська дипломатична енциклопедія*. 2004. Т. 1. С. 760. К.: Знання України.

8. Глушко, А. Д., Зазека, А. Б., & Сиротенко, Я. В. Екоцид як злочин проти навколишнього природного середовища. *Юридичний науковий електронний журнал*. 2022. № 5. С. 322–326. DOI: <https://doi.org/10.32782/2524-0374/2022-5/74>
9. Лановенко, О. Г., & Остапішина, О. О. *Військовий екоцид (екологічна зброя)*. Словник-довідник з екології: 2013. Херсон: ПП Вишемирський В. С. С. 38–39. URL: <https://ekhsuir.kspu.edu/items/2f9fcfba-a819-4993-a69f-44911eb4b822> (дата звернення: 28.08.2025).
10. Перепелицина, С. Д., & Лизогуб, Я. Г. Екоцид під час збройного конфлікту РФ проти України. *Війна в Україні: зроблені висновки та незасвоєні уроки: тези Міжнар. наук.-практ. конф. (м. Львів, 22–23 лют.о 2024 р.)*. МВС України, Львів. держ. ун-т внутр. справ, НАПН України, Консульт. місія ЄС. – Київ – Львів – Харків, 2024. С. 691–694. URL: <https://dspace.univd.edu.ua/items/437e4875-8f22-4c36-82f5-81bda17da1bf> (дата звернення: 20.10.2025). <https://dspace.univd.edu.ua/handle/123456789/21624>
11. Chernobyl's Legacy: Health, Environmental and Socio-Economic Impacts and Recommendations to the Governments of Belarus, the Russian Federation and Ukraine. *International Atomic Energy Agency*. 2006. URL: <https://www.iaea.org/sites/default/files/chernobyl.pdf> (дата звернення: 08.09.2025).
12. Baryakhtar, V. G. (Ed.). *Chornobyl Catastrophe*. Kyiv: Editorial House of Annual Issue "Export of Ukraine". 199).
13. Топчій, В. В. *Кримінальне право України. Особлива частина..* ТОВ «Твори». 2021. URL: <https://ir.dpu.edu.ua/entities/publication/59a4a83d-73c4-421a-98dd-078d87a2b5c5> (дата звернення: 03.10.2025).
14. Boiko, Y. V. Terminology of ecocide in environmental discourse as a problem of english– ukrainian translation. "Scientific notes of V. I. Vernadsky Taurida National University", Series: "Philology. Journalism", 2024. № 6. С. 87–93. <https://doi.org/10.32782/2710-4656/2024.6/15>
15. Ambos, K. Protecting the Environment through International Criminal Law. *Blog of the European Journal of International Law*. 2021. Oxford. URL: <https://www.ejiltalk.org/protecting-the-environment-through-international-criminal-law/> (дата звернення: 13.09.2025).
16. *Оперативна інформація за наслідками підриву Каховської ГЕС станом на 06:00 13.06.2023*. URL: <https://ecozagroza.gov.ua/news/119> (дата звернення: 24.09.2025).
17. *Наслідки підриву греблі Каховської ГЕС для Чорного моря: нові дані*. Міністерство енергетики та захисту довкілля України. 2023. URL: <https://mep.gov.ua/naslidky-pidryvu-grebli-kahovskoyi-ges-dlya-chornogo-morya-novi-dani/> (дата звернення: 18.10.2025).
18. Kolatková, M. First research of the contamination of the sediments from Kakhovka reservoir. *Chráňme naše životní prostředí*. 2024. URL: <https://arnika.org/en/publications/first-research-of-the-contamination-of-the-sediments-from-kakhovka-reservoir> (дата звернення: 10.10.2025).
19. Nikolaieva, I., Parandii, C., & Zwijnenburg, W. A Preliminary Environmental Risk Assessment of the Kakhovka Dam Flooding (Report number if available). PAX. 2023. URL: https://paxvoorvrede.nl/wp-content/uploads/2023/06/PAX_REPORT_Kakhovka_FIN.pdf (дата звернення: 13.09.2025).
20. *Ukraine Situational Overview Kakhovka Dam breach*. 2023. URL: https://repository.impact-initiatives.org/document/reach/4671cd41/REACH_UKR_Situational-Overview_Kakhovka-Dam-Breach_16-June-2023_EN.pdf (дата звернення: 26.09.2025).
21. Vyshnevskiy, V., Shevchuk, S., Komorin, V., Oleynik, Y., Gleick, P. The destruction of the Kakhovka dam and its consequences. *Water International*, 2023. Vol. 48. N 5. С. 631 - 647. DOI: <https://doi.org/10.1080/02508060.2023.2247679>
22. Войтенко, Ю. В., & Свиридова, К. С. Підрив Каховської ГЕС: екологічні наслідки та ремедіація пошкоджених територій. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*, 2025. Вип. 32. І С. 110–123. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-32-08>
23. *Підрив Каховської ГЕС: Україна порушила справу за статтею екоцид*. Укрінформ. (2023, 6 червня). URL: <https://www.ukrinform.ua/rubric-ato/3718822-pidriv-kahovskoi-ges-ukraina-porusila-spravu-za-statteu-ekocid.html> (дата звернення: 25.09.2025).
24. Дідух, Я., Баран, С., Кравченко, О., Куземко, А., Мойсієнко, І., Полянська, К., & Ходосовцев, О. Екоцид в українському та міжнародному законодавстві: поняття, ознаки та критерії. *Наукові перспективи (специальний випуск)*. СЕРІЯ «Право». 2024. № 5(47). DOI: [https://doi.org/10.52058/2708-7530-2024-5\(47\)-1139-1153](https://doi.org/10.52058/2708-7530-2024-5(47)-1139-1153)
25. Литвиненко, О. В. *Соціально-економічний розвиток територій, що постраждали внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС: проблеми та шляхи їх подолання: зб. матеріалів «круглого столу»*. К.: НІСД. 2011. URL: <https://www.niss.gov.ua/news/novini-nisd/krugliy-stil-socialno-ekonomichniy-rozvitok-teritoriy-scho-postrazhdali-vnaslidok> (дата звернення: 15.09.2025).
26. Барановська, Н.П. Вплив Чорнобильської катастрофи на трансформаційні процеси у суспільстві (до 25-річчя трагічних подій). *Український історичний журнал*. 2011. № 2. С. 123–142. URL: http://resource.history.org.ua/publ/journal_2011_2_123 (дата звернення: 15.10.2025).
27. *Rapid Environmental Assessment of Kakhovka Dam Breach, Ukraine*. Nairobi: United Nations Environment Programme. UNEP. 2023. URL: <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/43696> (дата звернення: 09.09.2025).
28. Steinhauser, G., Brandl, A., & Johnson, T. E. Comparison of the Chernobyl and Fukushima nuclear accidents: A review of the environmental impacts. *Science of The Total Environment*, 2014. Vol. 470–471. P. 800–817. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.029>

29. *The Chernobyl accident: Environmental, health and socio-economic impacts*. United Nations. UNSCEAR. 2000. URL: https://www.unscear.org/unscear/en/publications/2000_2.html (дата звернення: 13.08.2025).
30. Kvach, Y., Stepien, C.A., Minicheva, G.G. *et al.* Biodiversity effects of the Russia–Ukraine War and the Kakhovka Dam destruction: ecological consequences and predictions for marine, estuarine, and freshwater communities in the northern Black Sea. *Ecol Process* 14, 22 (2025). DOI: <https://doi.org/10.1186/s13717-025-00577-1>
31. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation : twenty years of experience. (2006). *Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment'*. Vienna : International Atomic Energy Agency, Radiological assessment reports series. URL: https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1239_web.pdf (дата звернення: 02.09.2025).
32. Dubchak, S., Bondar, O. (2019). Bioremediation and Phytoremediation: Best Approach for Rehabilitation of Soils for Future Use. In: Gupta, D., Voronina, A. (eds) *Remediation Measures for Radioactively Contaminated Areas*. Springer, Cham. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-73398-2_9
33. Victorova N., Voitesekhovich O., Sorochinsky B., Vandenhove H., Konoplev A., Konopleva I. Phytoremediation of Chernobyl Contaminated Land, *Radiation Protection Dosimetry*, 2000. Vol. 92. No 1-3. P. 59–64. DOI: <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.rpd.a033285>
34. *Позиційний документ щодо закріплення екоциду як злочину на рівні ЄС*. Європейський фонд «Stop Ecocide». (2022). URL: <https://epl.org.ua/announces/pozytsijnyj-dokument-fondu-stop-ecocide-shhodo-zakriplennya-ekotsydu-yak-zlochynu-na-rivni-yes/> (дата звернення: 07.09.2025).
35. Кримінальний кодекс України. *Відомості Верховної Ради України (ВВР)*, 2001. № 25-26, ст. 131. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2341-14#Text> (дата звернення: 13.10.2025).
36. Marley, J. (2022, 14 травня). *Ecocide: why establishing a new international crime would be a step towards interspecies justice*. URL: <https://theconversation.com/ecocide-why-establishing-a-new-international-crime-would-be-a-step-towards-interspecies-justice-162059> (дата звернення: 18.09.2025).
37. Чечерський В. І. Екоцид: проблемні питання визначення та кваліфікації. Науковий вісник Ужгородського національного університету. Серія: Право. 2025. Т. 2 № 89. С. 321–328. DOI: <https://doi.org/10.24144/2307-3322.2025.89.2.48>

Стаття надійшла до редакції 28.10.2025
Стаття рекомендована до друку 08.12.2025

Переглянуто 02.12.2025
Опубліковано 30.12.2025

Y. V. VOITENKO¹, PhD (Technical),
Associate Professor of the Department of Life Safety
e-mail: Juliya.voy.1983@gmail.com ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-0819-3794>

Y. R. PISKUN¹,
Student at the Department of Plant Physiology and Introduction
e-mail: yanapiskun17@gmail.com ORCID ID: <https://orcid.org/0009-0000-6676-129X>

¹*Oles Honchar Dnipro National University,
72, Nauki ave., Dnipro, 49010, Ukraine*

ECOCIDE: ECOLOGICAL CONSEQUENCES AND POSSIBILITIES OF USING PHYTOREMEDIATION FOR DISTURBED AREAS

Purpose. To determine ecocide as a global threat to modernity, its scope and consequences through a combination of theoretical provisions with practical examples, ways to minimize and prevent ecocide in the future.

Methods. System analysis based on a functionally structured approach, statistical methods, risk assessment matrix.

Results. Based on the theoretical aspects of ecocide, the events that occurred in Ukraine were analyzed, namely the explosion of the Kakhovka hydroelectric power station and the accident at the Chernobyl nuclear power plant. A comparison of the ecological, social and economic consequences of the impact on the environment showed a significant negative impact on both the elements of the environment and the economic development of our country. A comparative analysis of the causes of ecocide in the world, the results of an expert assessment of the impact of ecocide on various aspects of the environment and society according to the forecasts of experts and the population determined the possibility of applying methods for restoring territories damaged by man-made disasters, including methods of remediation and phytorecultivation.

Conclusions. Ecocide must be recognized as a factor of today's global danger, as a crime against humanity and the environment. There is a need to develop effective response mechanisms, monitoring systems,

environmental education, and the application of methods for the reclamation and restoration of territories affected by large-scale environmental disasters.

KEY WORDS: *ecocide, ecological disaster, ecological safety, Kakhovka HPP, remediation*

Conflict of Interest

The authors declare no conflict of interest regarding the publication of this manuscript. Furthermore, the authors have fully adhered to ethical norms, including avoiding plagiarism, data falsification, and duplicate publication.

Authors Contribution: all authors have contributed equally to this work.

The work does not use artificial intelligence resources.

References

1. Oberenko, O. (2023). Ecocide and Environmental Crimes – What Can We Do About It Now? Eco-Discussion Summary. *International Renaissance Foundation*. Retrieved from <https://www.irf.ua/ekologichna-inicziatyvafondu-provela-ekodyskusiyu-prysvyachenu-temi-ekoczydu/>
2. Veresha, R. V., Kuchynska, O. P., & Kovtun, O. M. (2023). Ecocide in National and International Criminal Law: current challenges and prospects for legal regulation. *Uzhhorod National University Herald. Series: Law*, 2(78), 152–159. <https://doi.org/10.24144/2307-3322.2023.78.2.24> (in Ukrainian)
3. Rome Statute of the International Criminal Court (1998). Retrieved from https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_588#Text (in Ukrainian)
4. Watts, J. (2019). Polly Higgins, a lawyer who fought for recognition of ecocide, dies aged 50. *The Guardian*. Retrieved from <https://www.theguardian.com/environment/2019/apr/22/polly-higgins-environmentalist-eradicating-ecocide-dies>
5. Higgins, R. (2011). *Eradicating Ecocide: laws and governance to prevent the destruction of our planet*. Retrieved from <https://shepherdswalwyn.com/wp-content/uploads/2023/01/Eradicating-Ecocide-2015-sample-pages.pdf>
6. Lanovenko, O. H., & Ostapishyna, O. O. (2013). Environmental Crime. *Dictionary-reference book on ecology*. Kherson: PP Vyshemyrskyi V.S. Retrieved from <https://ekhsuir.kspu.edu/handle/123456789/1563> (in Ukrainian)
7. Butkevych, O. V. (2004). Ecocide. *Ukrainian Diplomatic Encyclopedia*, 1, 760. Kyiv: Znannia Ukrainy. (in Ukrainian)
8. Hlushko, A. D., Zazeka, A. B., & Syrotenko, Ya. V. (2022). Ecocide as a Crime Against the Environment. *Legal Scientific Electronic Journal*, (5), 322–326. <https://doi.org/10.32782/2524-0374/2022-5/74> (in Ukrainian)
9. Lanovenko, O. H., & Ostapishyna, O. O. (2013). Military Ecocide (Ecological Weapon). *Dictionary-reference book on ecology*. Kherson: PP Vyshemyrskyi V.S., 38-39. URL: <https://ekhsuir.kspu.edu/handle/123456789/1563> (in Ukrainian)
10. Perepelitsyna, S. D., & Lyzohub, Ya. H. (2024). Ecocide during the armed conflict of the Russian Federation against Ukraine. *Proc. of the International Scientific-Practical Conference: War in Ukraine: conclusions drawn and unlearned lessons*, (Lviv, February 22–23, 2024). Ministry of Internal Affairs of Ukraine, Lviv State University of Internal Affairs, National Academy of Sciences of Ukraine, EU Consultative Mission. – Kyiv – Lviv – Kharkiv, 691-694. Retrieved from <https://dspace.univd.edu.ua/handle/123456789/21624>
11. International Atomic Energy Agency. (2006). *Chernobyl's Legacy: Health, Environmental and Socio-Economic Impacts and Recommendations to the Governments of Belarus, the Russian Federation and Ukraine*. Retrieved from <https://www.iaea.org/sites/default/files/chernobyl.pdf>
12. Baryakhtar, V. G. (Ed.). (1997). *Chornobyl Catastrophe*. Kyiv: Editorial House of Annual Issue "Export of Ukraine".
13. Topchiy, V. V. (2021). Criminal Law of Ukraine. Special Part. LLC "Tvory". Retrieved from <https://ir.dpu.edu.ua/entities/publication/59a4a83d-73c4-421a-98dd-078d87a2b5c5> (in Ukrainian)
14. Boiko, Y. V. (2024). Terminology of ecocide in environmental discourse as a problem of english– ukrainian translation. *"Scientific Notes of V. I. Vernadsky Taurida National University", Series: "Philology. Journalism"*, (6), 87–93. <https://doi.org/10.32782/2710-4656/2024.6/15>
15. Ambos, K. (2021). Protecting the Environment through International Criminal Law. *Blog of the European Journal of International Law*. Oxford. Retrieved from <https://www.ejiltalk.org/protecting-the-environment-through-international-criminal-law/>
16. *Operational information on the consequences of the Kakhovka HPP explosion as of 06:00 13.06.2023*. Retrieved from <https://ecozagroza.gov.ua/news/119> (in Ukrainian)
17. Ministry of Energy and Environmental Protection of Ukraine. (2023). *Consequences of the Kakhovka HPP dam explosion for the Black Sea: new data*. Retrieved from <https://mepr.gov.ua/naslidky-pidryvu-grebli-kahovskoyi-ges-dlya-chornogo-morya-novi-dani/> (in Ukrainian)
18. Kolatková, M. (2024). First research of the contamination of the sediments from Kakhovka reservoir. *Chráníme naše životní prostředí*. Retrieved from <https://amika.org/en/publications/first-research-of-the-contamination-of-the-sediments-from-kakhovka-reservoir>

19. Nikolaieva, I., Parandii, C., & Zwijnenburg, W. (2023). A Preliminary Environmental Risk Assessment of the Kakhovka Dam Flooding (Report number if available). PAX. Retrieved from https://paxvoorvrede.nl/wp-content/uploads/2023/06/PAX_REPORT_Kakhovka_FIN.pdf
20. *Ukraine Situational Overview Kakhovka Dam breach*. (2023). Retrieved from https://repository.impact-initiatives.org/document/reach/4671cd41/REACH_UKR_Situational-Overview_Kakhovka-Dam-Breach_16-June-2023_EN.pdf
21. Vyshnevskiy, V., Shevchuk, S., Komorin, V., Oleynik, Y., & Gleick, P. (2023). The destruction of the Kakhovka dam and its consequences. *Water International*, 1–17. <https://doi.org/10.1080/02508060.2023.2247679>
22. Voitenko, Y. V., & Svyrydova, K. S. (2025). Undermining of Kakhovka HPP: environmental consequences and remediation of damaged territories. *Visnyk of V. N. Karazin Kharkiv National University series Ecology*, (32), 110–123. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-32-08> (in Ukrainian)
23. Ukrinform. (2023, June 6). Kakhovka hydroelectric power plant explosion: Ukraine has opened a case under the article of ecocide. Retrieved from <https://www.ukrinform.ua/rubric-ato/3718822-pidriv-kahovskoi-ges-ukraina-porusila-spravu-za-statteu-ekocid.html> (in Ukrainian)
24. Didukh, Ya., Baran, S., Kravchenko, O., Kuzemko, A., Moisiienko, I., Polianska, K., & Khodosovtsev, O. (2024). Ecocide in Ukrainian and international legislation: concepts, signs and criteria. *Scientific perspectives*, (5(47)). [https://doi.org/10.52058/2708-7530-2024-5\(47\)-1139-1153](https://doi.org/10.52058/2708-7530-2024-5(47)-1139-1153) (in Ukrainian)
25. Lytvynenko, O. V. (Ed.). (2011). Socio-economic development of territories affected by the Chernobyl nuclear power plant accident: problems and ways to overcome them: *Proceedings of the "Round Table"*. Kyiv: NISD. Retrieved from <https://www.niss.gov.ua/news/novini-nisd-krugliy-stil-socialno-ekonomichnyy-rozvitok-teritoriy-scho-postrazhdali-vnaslidok> (in Ukrainian)
26. Baranovska, N.P. (2011). The impact of the Chernobyl disaster on transformational processes in society (to the 25th anniversary of the tragic events). *Ukrainian Historical Journal*, (2), 123-142. Retrieved from http://resource.history.org.ua/publ/journal_2011_2_123 (in Ukrainian)
27. UNEP. (2023). *Rapid Environmental Assessment of Kakhovka Dam Breach, Ukraine*. Nairobi: United Nations Environment Programme. Retrieved from <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/43696>
28. Steinhäuser, G., Brandl, A., & Johnson, T. E. (2014). Comparison of the Chernobyl and Fukushima nuclear accidents: A review of the environmental impacts. *Science of The Total Environment*, 470-471, 800–817. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.029>
29. UNSCEAR. (2000). *The Chernobyl accident: Environmental, health and socio-economic impacts*. United Nations. Retrieved from https://www.unscear.org/unscear/en/publications/2000_2.html
30. Mironova, E., Yemelyanov, D., Snigirov, S., Grechan, P., Polishchuk, L., Anokhin, V., & Panchenko, L. (2024). Biodiversity effects of the Russia–Ukraine War and the Kakhovka Dam destruction: ecological consequences and predictions for marine, estuarine, and freshwater communities in the northern Black Sea. *Ecological Processes*, 13, 19. Retrieved from <https://ecologicalprocesses.springeropen.com/articles/10.1186/s13717-025-00577-1>
31. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation : twenty years of experience. (2006). *Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment'*. Vienna : International Atomic Energy Agency, Radiological assessment reports series. Retrieved from https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1239_web.pdf
32. Dubchak S., Bondar O. Bioremediation and Phytoremediation: Best Approach for Rehabilitation of Soils for Future Use. In: Gupta, D., Voronina, A. (eds) *Remediation Measures for Radioactively Contaminated Areas*. 2019. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-73398-2_9
33. Victorova N., Voitesekhovitch O., Sorochinsky B., Vandenhoove H., Konoplev A., Konopleva I. Phytoremediation of Chernobyl Contaminated Land, *Radiation Protection Dosimetry*, 2000. Vol. 92. No 1-3. P. 59–64. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.rpd.a033285> (in Ukrainian)
34. Position paper on establishing ecocide as a crime at the EU level. (2022). European Fund "Stop Ecocide". Retrieved from <https://epl.org.ua/announces/pozytsijnij-dokument-fondu-stop-ecocide-shhodo-zakriplennya-ekotsydu-yak-zlochynu-na-rivni-yes/> (in Ukrainian)
35. Criminal Code of Ukraine. (2001, April 5). Bulletin of the Verkhovna Rada of Ukraine (VVR), № 25-26, st. 131. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2341-14#Text> (in Ukrainian)
36. Marley, J. (2022, 14 travnia). *Ecocide: why establishing a new international crime would be a step towards interspecies justice*. Retrieved from <https://theconversation.com/ecocide-why-establishing-a-new-international-crime-would-be-a-step-towards-interspecies-justice-162059>
37. Checherskyi, V. I. (2025). Ecocide: problems of definition and qualification. *Uzhhorod National University Herald. Series: Law*, 2(89), 321–328. <https://doi.org/10.24144/2307-3322.2025.89.2.48> (in Ukrainian)

The article was received by the editors 28.10.2025
The article is recommended for printing 08.12.2025

The article was revised 02.12.2025
This article published 30.12.2025

ЗБАЛАНСОВАНЕ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-15>

UDC 330.31:664(477)

A. A. IVASHURA, PhD (Agriculture), Associate Professor,
Head of the Department of Healthy Lifestyle, Technology, and Life Safety
e-mail: ivashura.a@ukr.net <https://orcid.org/0000-0002-0022-7489>
Simon Kuznets Kharkiv National University of Economics
9A, Nauka Ave., Kharkiv, 61166, Ukraine

FEATURES OF SUSTAINABLE GASTRONOMY DEVELOPMENT IN UKRAINE

Purpose. To identify the specifics of sustainable food production and consumption in the context of Ukraine's post-war recovery, with an emphasis on integrating the principles of the green economy into national food strategies

Methods. Dialectical method of cognition and the systematic approach, as well as methods of analysis, synthesis, systematization, and generalization, statistical analysis and comparative (GAP) analysis.

Results. The integration of sustainability into Ukraine's food sector is theoretically substantiated. The proposed concept enables the integration of environmental and social imperatives into national production and economic policy, laying the groundwork for achieving a stable balance between economic development, the preservation of natural systems, and the enhancement of public health. The study identifies potential for exploring innovative models that combine technological, social, and environmental factors, supported by principles of corporate responsibility and mechanisms of public policy. An important aspect is the integration of sustainable production with responsible consumption, which creates a synergistic effect that stimulates structural transformations within the food system.

Conclusions. The recovery of the food sector should not rely on reproducing outdated models but rather on implementing innovative practices aligned with the principles of the circular economy, regenerative agriculture, and the ecosystem-based approach, a long-term political program, digital transformation tools, the promotion of sustainable production, and environmentally conscious food consumption within the context of post-war recovery.

KEYWORDS: *circular economy, ecological and economic relations, sustainable food systems, responsible production, conscious consumption, sustainable diet*

Як цитувати: Ivashura A. A. Features of sustainable gastronomy development in Ukraine. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2025. Вип. 33. С. 212-225. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-15>

In cites: Ivashura, A. A. (2025). Features of sustainable gastronomy development in Ukraine. *Visnyk of V.N. Karazin Kharkiv National University. Series Ecology*, (33), 212-225. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-15>

Introduction

Sustainability of food products is arguably one of the most critical issues for both the agricultural sector and consumers. In recent decades, farmers have excessively exploited agricultural ecosystems to increase production and income. This has led to a decline in ecological sustainability, reduced farm profitability, and forced people to leave rural areas. At the same time, agriculture plays a central role in providing the global population with food.

Today, the sustainability of agriculture is based not only on its environmental aspects but also on approaches to the consumption of agricultural products, including food products. The first initiatives in the field of food sustainability can be traced back to the 1970s. At that time, they were known as the "Resource and Environmental Profile" and focused on environmental issues related to food packaging [1]. However, it soon became clear that food packaging had only

a partial effect on the environment. It was not until twenty years later that research began on the far more significant environmental consequences of food production [2]. Focusing on sustainable production models and conscious consumption of food products is crucial for addressing the major environmental challenges of our time, including climate imbalance, biodiversity loss, and various forms of environmental pollution [3].

Addressing the sustainability issues of production and consumption in Ukraine's agricultural and food sector requires fundamental transformations in both the economy and public consciousness. Such transformations are based on resource efficiency, low-carbon solutions, and environmentally friendly models of consumption and production. Systemic transformation must encompass the entire food chain, from farm to consumer, and requires a paradigm shift that shifts the focus from pure economic efficiency to achieving a triple bottom line: economic, social, and environmental benefits. This entails the implementation of innovative models that encourage consumers to make sustainable choices and reduce the negative environmental impact at all stages of production [4].

Although local food production is still considered the foundation of food sustainability, in today's global economic system of value creation for goods and services, international cooperation also plays a significant role. Increasing importance is being placed on coordinated efforts across all world regions and social groups. Actions in policy, finance, and business must be aligned with those of communities and individuals who uphold and promote sustainability goals at global, national, city, and local levels. It is essential to harmonize overall responsibility as well as the differentiated responsibilities of developed and developing countries. To this end, the "10-Year Framework of Programs on Sustainable Consumption and Production" has been developed, serving as a platform for designing and implementing measures necessary for the transition to sustainable consumption and production [5]. One of the six programs within this framework is the "Sustainable Food Systems" (SFS) program. It represents a strategy that involves multilateral partnerships for transitioning to sustainable food systems within the framework of the Sustainable Development Goals [6]. This program aims to unite the joint efforts of countries, organizations, and alliances in implementing the 2030 Agenda.

Unsustainable models of agricultural production and consumption of agricultural

products rely on the planet's remaining natural resources and cause continuously increasing environmental damage. If the situation does not change, global extraction of natural resources is projected to increase by 110 % by 2060 [7]. The costs associated with production and consumption activities are often not included in the price of goods and services and are instead borne by society and public programs, effectively subsidizing unsustainability. Moreover, unsustainable production and unconscious consumption can even become more accessible, for example, through government subsidies. This affordability arises because the costs associated with production and consumption activities (so-called externalities, such as environmental pollution) are often not included in the prices of goods and services. Instead, these costs are borne by society and government programs, effectively subsidizing unsustainable practices [8]. Within the context of globalization, many food products are produced in one country and consumed in another. Consequently, the use of natural resources and environmental impacts are not always proportional to the benefits derived from the products.

This is why it is essential to consider not only the use of natural resources and the environmental impact associated with what a country produces, but also the impact of its consumption. Therefore, sustainable food production and consumption must take into account the entire value chain of goods and services, including a systemic analysis of the drivers and barriers to sustainability at all stages – from raw material production to the disposal of waste from finished products.

A country's ecological footprint, consisting of the amount of natural resources used for food production, is often linked to its socio-economic development. As countries develop and become more economically advanced, their production structures undergo a noticeable shift, transitioning from raw material supply to the development of processing industries. Additionally, financial operations and retail trade utilize minimal natural resources and have a minimal environmental impact [9]. At the same time, the ultimate consumers of raw materials for food production from low- and middle-income countries are most often people living in wealthy nations. Growing globalization processes encourage the relocation of some production activities from developed countries to developing countries, where labour

and material costs are lower and social and environmental regulations are less stringent. However, this also implies the transfer of unsustainable production and consumption [10].

Today, with the intensifying environmental crisis and the threat of pandemics, this challenge must be addressed through the implementation of sustainable systems in both the production and consumption of food products. This need is heightened in a "turbulent world" where food systems are simultaneously exposed to multiple systemic shocks, including pandemics, wars, and accelerating climate change, requiring a deep understanding of their combined impacts on all four dimensions of food security (availability, utilization, stability, and supply) [11]. Addressing this challenge requires a comprehensive approach aimed at minimizing the carbon footprint of food systems, as their production processes are a significant source of emissions, making the transition to low-carbon production and promoting sustainable diets a critical global challenge of the 21st century [12]. For Ukraine, there is an additional need for such an approach arising from ongoing military actions on its territory – the restoration of agricultural production. This restoration must be carried out in accordance with modern concepts of agrotechnology and food production. The contemporary global doctrine of such activity emphasizes environmental sustainability at all stages of agricultural production and consumption. This restoration must be carried out in accordance with modern concepts of agricultural technology and food production. In particular, this involves the active implementation of regenerative agriculture principles aimed at restoring soil health, increasing biodiversity, improving nutrient cycles, and increasing resilience to climate stress [13]. The modern global doctrine of such activities emphasizes environmental sustainability at all stages of agricultural production and

consumption. To ensure this sustainability, it is necessary to utilize the latest technological developments, including digital technologies (such as geographic information systems (GIS), remote sensing, and drones), which provide accurate spatial data for environmentally sound decision-making and the development of so-called "precision agroforestry". This is considered a crucial element in international plans to combat climate change and ensure food security [14]. This is necessary both for achieving more ecologically sound production at new levels and for creating competitive prospects for the agricultural sector in global, especially developed, markets. In this context, the 2030 Agenda for Sustainable Development aims to ensure economic, environmental, and social sustainability [15]. It is envisaged that by 2030, each country will allocate public and attract private financial resources to develop and implement relevant strategies and programs, focusing on the 17 Sustainable Development Goals. One of these – Goal 12 – concerns ensuring sustainable patterns of production and consumption. In the context of the agricultural sector, this goal implies that, in addition to the primary objective of feeding the global population, it is essential to develop sustainable food production systems and promote responsible consumption among consumers [16]. This constitutes the main relevance of the present study.

According to the Agenda, sustainable farming systems aim to enhance agricultural productivity and production through large-scale technical and scientific innovations. At the same time, they must maximize the reduction of negative social and environmental impacts by engaging consumers in making conscious and informed choices.

Therefore, the aim of this article is to outline the features of sustainable food production and consumption in the context of the green economy and the prospects for Ukraine's post-war recovery.

Methods

Contemporary scholarly literature demonstrates a fragmented approach to the study of strategic management of sustainable food production and consumption, particularly in the context of transition towards a green economy. Previous research has highlighted that developed countries typically rely on well-tested managerial models, whereas in transition economies, including Ukraine, comprehensive assessments of regulatory, economic,

and socio-cultural factors remain limited. This underscores the need for a holistic methodological framework that can integrate both theoretical perspectives and empirical findings, thereby laying the foundation for constructing multi-factor models of sustainable agri-food development.

The methodological basis of this study relies on an interdisciplinary approach that combines elements of economic analysis, environ-

mental management, and the sociology of consumption. The research was carried out in several sequential stages: formulation of the research problem and working hypotheses; critical review and synthesis of scholarly sources addressing practices of implementing green economy principles; development of a system of quantitative and qualitative indicators reflecting the level of sustainable production and consumption; and the construction of a conceptual model of managerial decision-making in the food sector.

A key objective is the analysis of Ukraine's prerequisites for transitioning to a green economy, taking into account the complex impact of such factors as the effectiveness of environmental legislation, the level of environmental awareness among the population, the availability of financial resources, the intensity of information and promotional support, and the harmonization of national legislation with that of the European Union. Particular attention is given to identifying barriers and drivers of sustainable production and conscious consumption, as well as establishing quantitative correlations between production volumes, waste generation, consumer activity, and environmental investment.

The proposed methodology aims to substantiate opportunities for implementing green economy principles in Ukraine, develop an algorithm for achieving strategic objectives, and reveal the specifics of decision-making at the macroeconomic level within the chain "sustainable agri-food sector – consumer". The conceptual

framework emphasizes the decisive role of consumer choice in shaping a sustainable market and includes an assessment of the influence of informational and regulatory instruments on population behaviour patterns.

The study employs content analysis of scientific publications and statistical materials reflecting global sustainable development trends, the functioning of food systems in countries with varying levels of economic development, and the specific features of Ukraine's transformation processes. Based on the collected data, a multi-factor model was developed to identify key sustainability determinants and provide practical recommendations for greening business models in accordance with the principles of the circular economy.

The research methodology employs a dual-vector approach, first evaluating the effectiveness of sustainable food production models and second analysing the behavioural aspects of environmentally oriented consumption. To systematize the results, three analytical criteria were applied: ecological-economic, ecological-biological, and ecological-social.

To test the research hypotheses, empirical methods (observation and statistical data analysis) and logical-methodological techniques of induction and deduction were employed. This combination of methods ensures the comprehensiveness, validity, and scientific reliability of the findings, allowing them to be interpreted within the framework of contemporary debates on the strategic management of sustainable food systems.

Results and Discussion

Sustainable food production and consumption are crucial to transformative changes, including the revival of Ukraine's agricultural sector after the cessation of hostilities and its subsequent re-entry into international food markets, particularly those of economically developed countries. The main objective – reducing environmental pressure through sustainability principles in production and consumption – can be achieved through three pathways: greening production and products, shifting demand toward categories with low resource consumption impact, and reducing demand for natural materials and components. Since society in Ukraine exercises limited

control over consumer choices and markets, plans for transitioning to sustainable food production and consumption often amount to adopting digital technologies, including online sales, and the reuse of certain resources. However, such a strategy does not work without an interdisciplinary approach grounded in an ecological worldview. Moreover, the unsuccessful outcome of such policies has been termed the "rebound effect", characterized by an increase in production and material consumption [17].

Based on international experience, a long-term framework program can be recommended for Ukraine, as presented in Table 1. The main target

Table 1

Key Stages of Sustainable Gastronomy Policy in Ukraine

Short-term period: 1-3 years	Areas of activity		
	Business	Government	Individual Consumers
Goals and directions			
The means and objectives are fairly clear. The main challenge is overcoming the resistance of the "laggards."	The application of green economy principles in food production (environmentally clean production, eco-design, reduction of logistics routes, improved processing, etc.). Promoting sectoral self-regulation. Development of new sustainable technologies, business models, and other strategic innovations. Formulation and promotion of sustainable development values.	Internalization of externalities through the removal of subsidies for unsustainable producers, countering monopolies, and promoting consumer rights. Supporting transparency and regulation of advertising for non-ecological products, fostering sustainable entrepreneurship, and creating infrastructure for conscious and sustainable choices to achieve the desired impact, for example: ensuring high-quality, sustainable pre-school and school meals.	Make conscious, sustainable food choices. Strive to develop a healthy and sustainable lifestyle. Motivate through attractive offers for purchasing sustainable food products. Encourage feedback from conscious consumers (e.g., special offers, discounts, etc.). Apply circular economy marketing and stimulate conscious food demand.
Medium-term period: 4-6 years	Areas of activity		
	Business	Government	Individual Consumers
Goals and directions			
Means and goals are being developed as needed, with possible delays. The main issue is determining the optimal direction and finding the best solutions.	Development of a roadmap for the process or product, considering all stages of its production. Training in environmental management, promoting a focus on sustainable development.	Develop the potential for "healthy competition for a sustainable future." Design and test alternatives to "costly sustainability."	Encourage management of small groups, for example, by promoting local engagement and creating on-site feedback. Stimulate local feedback mechanisms.
Long-term period: 7-10 years	Areas of activity		
	Business	Government	Individual Consumers
Goals and directions			
The goals and directions are contradictory. There is a lack of understanding of the relationship between invested resources and expected outcomes. The main challenge is promoting a "mental revolution" in business and in consumers' worldview.	Abandonment of the consumption-based economy. Integration of sustainable growth principles into business.	Stimulate discussion on key aspects of markets, governance, and growth. Strengthen food systems based on principles of fairness and balance among business, government, and society.	The issue of social aspirations and status. Consuming fewer material goods to achieve a higher quality of life.

Source: developed by the author.

factors of the proposed program include achieving core values (free markets and trade, equity in access to food); aligning with advanced global trends (greening, globalization, intensification, digitalization, gender equality); and addressing challenges related to (military actions, pandemics, economic crises, natural disasters, climate and environmental

imbalances, and others). Businesses, government institutions, and ordinary consumers should be regarded as key actors in the system of sustainable food production and consumption. Achieving the set goals requires a systemic approach that takes into account the local characteristics of food production and consumption. This approach involves

the active implementation of eco-economic instruments, including "green" public procurement and the promotion of eco-design, which contribute to the formation of sustainable production practices. It is also crucial to consider the need for international cooperation and the exchange of experiences with European countries to address the complex challenges associated with radical changes in the food sector. Furthermore, sustainable development requires seeking unconventional solutions that go beyond traditional concepts and paradigms, opening up space for discussing fundamental issues related to the functioning of markets, governance systems, and economic growth.

Ukraine, despite its diverse range of cultivated agricultural products and processed foods, cannot fully and comprehensively meet its own food needs. This is influenced by climate change, fluctuating global food prices, and numerous other factors. In this context, it is essential to monitor the sustainability of local food systems, their impact on global prices and food security, and to promote their widespread implementation in order to ensure a broad range of benefits. Among these benefits, discussed in more detail in Table 2, are the reduction of the carbon footprint, adaptation of the economy to climate change, expansion of green infrastructure, improvement of public health, promotion of healthy lifestyles, and advantages for the local economy.

The consumer potential in solving the problem of food sustainability is arguably the least studied in Ukraine. Our country has not even developed national recommendations for sustainable diets (or sustainable nutrition). And despite the fact that many Ukrainians are willing to contribute to environmental sustainability through their sustainable food choices, there is confusion regarding the options for such choices at the individual level.

The EAT-Lancet Commission Summary Report (2023) on healthy diets from sustainable food systems offers an evidence-based perspective on what a sustainable diet entails and the actions that can facilitate and accelerate changes in the food system. The main conclusion is that educational work, concurrent with the implementation of measures, should aim to double the consumption of fruits, vegetables, nuts, and legumes, while

simultaneously reducing the consumption of refined sugars and red meat by more than 50 % [18].

However, on the other hand, it is still necessary to consider the national factor. The best solution for a nationally conscious consumer is to align local diets with what farmers in the country and region of residence produce, in quantities that can be sustainably produced according to local standards. To achieve this, the following socio-economic solutions, optimized for each region of Ukraine and already proven effective in European markets, must be implemented: encouraging local food producers and environmentally friendly packaging, and purchasing food directly from local farms, markets, and retail outlets (first-hand) to significantly reduce the carbon logistics footprint.

Furthermore, the development and support of initiatives for sustainable production and sustainable healthy nutrition that take into account local taste, religious, climatic, and other specific characteristics are key. Also important are combating the practice of unjustified price mark-ups on products between the producer and the final retail sale, and controlling the labelling of goods produced in accordance with sustainable development principles. Finally, attention should be paid to combating non-ecological packaging of ecological (sustainable) products and the "greening" of mechanization and electrification of production processes throughout the entire food cultivation, production, storage, and delivery cycle. Thus, consumers can reduce their environmental impact and help mitigate climate change by making conscious food choices. The food system of Ukraine requires a more holistic and coordinated approach. This involves a shift away from the traditional, production-based approach, which focuses on increasing food supplies. It necessitates the engagement of stakeholders in both the public and private sectors at the local, regional, national, and global levels.

Agricultural production needs to adopt greening principles that imitate natural processes and promote sustainable production and consumption. A sustainable food system addresses both global and regional environmental challenges simultaneously.

The choice of a healthy and environmentally safe food diet is a key factor for the conscious

Table 2

Advantages of Sustainable Local Food Systems

Health and well-being	Education, awareness, and responsibility for one's life, health, and the environment	Implementation of healthy eating principles	Improvement of mental health and well-being	High "sustainable responsibility"
	Participation in gardening, mindful purchasing, and proper preparation of healthy food. Understanding "where things come from and where they go. "	Increase in the consumption of vegetables, legumes, fruits, and nuts; reduction in the consumption of meat, salt, and sugar, combined with physical activity and spending time outdoors.	Direct contact with the natural environment and social interaction associated with participation in sustainable food projects can have a profoundly positive impact on mental health, including improvements in mood and self-esteem.	Purchasing locally grown products that ripen naturally and adhere to seasonal cycles.
Inclusive communities	Socialization of society and local social contacts		Food accessibility	
	Group participation in collective food cultivation within various social associations can contribute to social cohesion by bringing together different groups of people with shared interests.		Green areas and opportunities for growing fresh food provide access to quality produce for both personal use and local markets, making local products more accessible to everyone.	
Environmental restoration and sustainable development	Carbon Footprint Reduction	Multifunctionality of Green Infrastructure	Enhancing Resilience to Climate Change, Soil Quality, and Ecosystem Services	
	Growing local and seasonal products helps reduce the carbon footprint. This will favorably affect the improvement of air quality and more rational consumption of resources, help adapt to the consequences of climate change, and improve biological diversity	Land plots allocated for personal cultivation of agricultural crops become open spaces free from urban development, creating green areas within the urbanized infrastructure	The increase in vegetation and green spaces, thanks to agroforestry, contributes to lowering the average temperature in the urban environment and maintaining a sustainable level of groundwater	
Economic development, investments	Training and education	Green economy	Aesthetic benefits of urbanized areas	Employment opportunities
	Participation in social agri-food activities promotes the understanding of seasonal and healthy nutrition benefits, fosters ecological education, and shapes conscious, sustainable consumption	Food production, as a social phenomenon, contributes to the development of ecological-economic and ecological-social relations, which fall within the framework of the green economy and ecosystem services concept	The aesthetic benefits of an urban environment designed with sustainable food requirements in mind stimulate investment and increase property values.	The cultivation, processing, supply, and sale of local and seasonal products contribute to increasing employment opportunities even in the most economically disadvantaged regions

Source: made by the author

consumer [19]. Human nutritional needs, which are directly linked to agricultural production, play a leading role in the global climate imbalance, accounting for about 30% of global greenhouse gas emissions. Given its agrarian-industrial characteristics, this figure in Ukraine may reach significantly higher values [20].

Diets that do not comply with medical, biological, and ecological criteria also negatively affect the health of Ukrainians. Mortality from non-communicable diseases is increasing, specifically certain types of oncology, hypertension, ischemic heart disease, and diabetes mellitus. Early mortality and disability are being diagnosed with increasing frequency, along with indicators such as obesity and overweight [21]. Similarly, environmental pollution has factors that directly or indirectly affect health, causing economic losses, strain on the healthcare system, and increased social costs. [22].

Ukraine ranks second in the world in mortality from cardiovascular diseases and first in Europe. Four out of ten deaths are due to cardiovascular diseases, which are linked to an unbalanced and unsustainable human diet throughout life. Furthermore, according to the State Statistics Service of Ukraine, the number of people who died in Ukraine in the pre-war year of 2021 from ischemic heart disease and circulatory system diseases alone amounted to 468413 people [23].

A quantitative and qualitative assessment of the national diet and the nutrients obtained by the body revealed that the Ukrainian diet contains insufficient amounts of legumes, whole-grain products, fruits (including seasonal ones), and various nuts. At the same time, the consumption norms for dairy and meat products, sugar, and salt are exceeded [24].

According to FAO information, in 2021, more than 30 European countries developed recommendations on sustainable healthy nutrition, drawing upon national characteristics, utilizing innovative approaches, and incorporating modern evidence-based medicine research. The target audience for these recommendations includes various age groups. Unfortunately, Ukraine was not included in the list of these countries [25]

There is no data regarding recommendations for a healthy and sustainable national

Ukrainian diet in the presentation of the 2025 research findings from the New Double Pyramid of Food program, developed by the Barilla Foundation in collaboration with Food Tank, and inspired by the Italian National Commission for UNESCO [26]. The New Double Pyramid reveals the characteristics of a nationally balanced and sustainable diet, while also proposing real, diverse models for it. The recommendations introduce and encourage modern nutrition trends that offer a dual benefit: improved human health and environmental care.

All the data presented above allow us to note the low level of socio-environmental behaviour among the population of Ukraine. A healthy and sustainable diet does not necessarily mean adopting a vegetarian lifestyle. The established opinion that meat and dairy products are associated with higher greenhouse gas emissions and greater land resource exploitation compared to plant-based crops is being reevaluated today.

It is necessary to consider not only the averaged environmental impact of animal products, but also their local, specific impact. Such an impact encompasses various factors, including the use of chemical agents and the technologies employed in raw material processing. All elements of product manufacturing have an impact on both the local economy within the framework of sustainable regional development and the regional state of the environment. A comprehensive, carefully weighed approach is required. Indeed, a healthier and more sustainable diet is primarily based on plant-based foods, but it can fully include some meat, fish, and dairy products while having a lower environmental impact. This direction requires research, including for the Ukrainian agricultural and gastronomic markets.

The empirical stage of the study was implemented through a quantitative cross-sectional survey (questionnaire), the primary goal of which was to conduct a comprehensive assessment of consumers' behavioral attitudes, the level of cognitive awareness, and their potential willingness to practically integrate the principles of healthy and sustainable nutrition into their daily diets.

The research design was based on the need to obtain a representative cross-section of consumer awareness amidst ongoing socio-economic

transformations. The sample population (n) was formed from residents of the city of Kharkiv and structured according to a stratified principle, taking into account age and gender. Respondents were distributed across three age groups: the youth cohort (18-24 years), the active working-age population (25-35 years), and the older group (36 years and older). For instance, in the 25-35 age group, the gender ratio was skewed towards women (42 individuals) compared to men (17 individuals), while in the older group (36+) the distribution was more balanced.

The research toolkit consisted of a standardized questionnaire designed to measure several key psychological constructs. On the one hand, the cognitive component was assessed to determine the degree of respondents' familiarity with concepts such as "Healthy Diet" and "Sustainable Diet," as well as their constituent elements. Simultaneously, the affective component was

investigated, which focused on the perception of the subjective significance of maintaining a healthy diet and the importance of purchasing environmentally friendly products. Finally, the questionnaire aimed to measure the conative component, related to behavioral intentions, specifically the willingness to make changes to one's diet and the perceived barriers that impede adherence to the principles of sustainable gastronomy. The results obtained through respondents' self-assessment should be interpreted with caution, taking into account the potential influence of social desirability bias, which is characteristic of this type of research.

The analysis of the collected empirical data unequivocally revealed a significant dichotomy between the consumers' declared value for the principles of healthy and sustainable nutrition and their actual competence and readiness for action (Fig. 1-3).

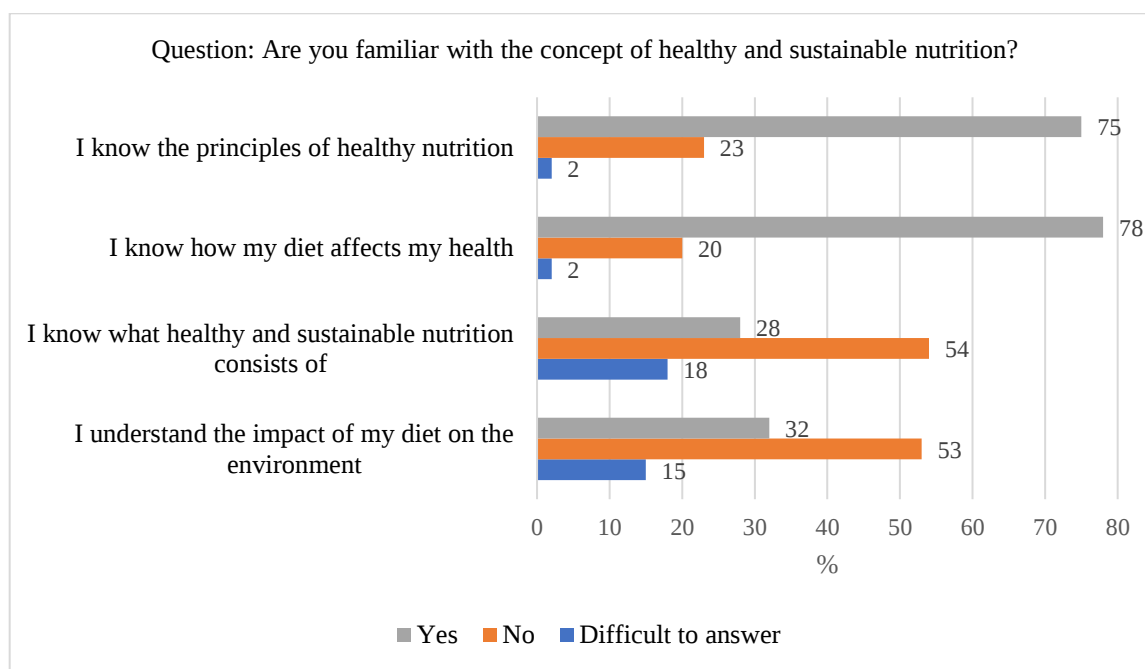


Fig. 1 – The concept of healthy and sustainable nutrition

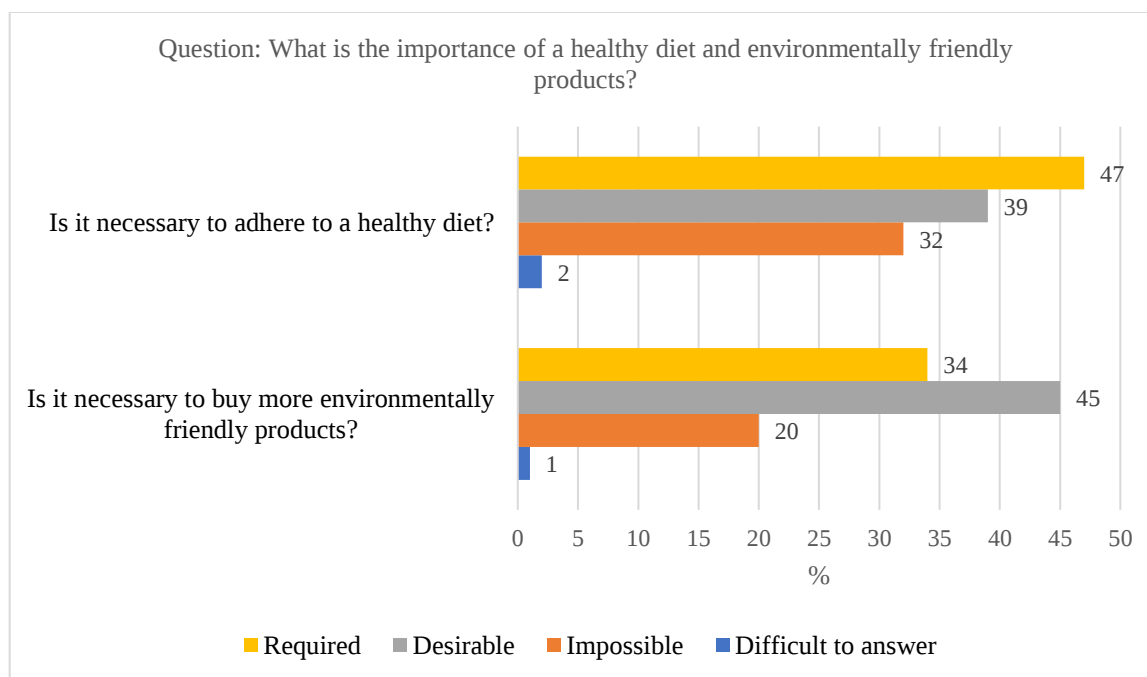


Fig. 2 – The importance of a healthy diet and organic products

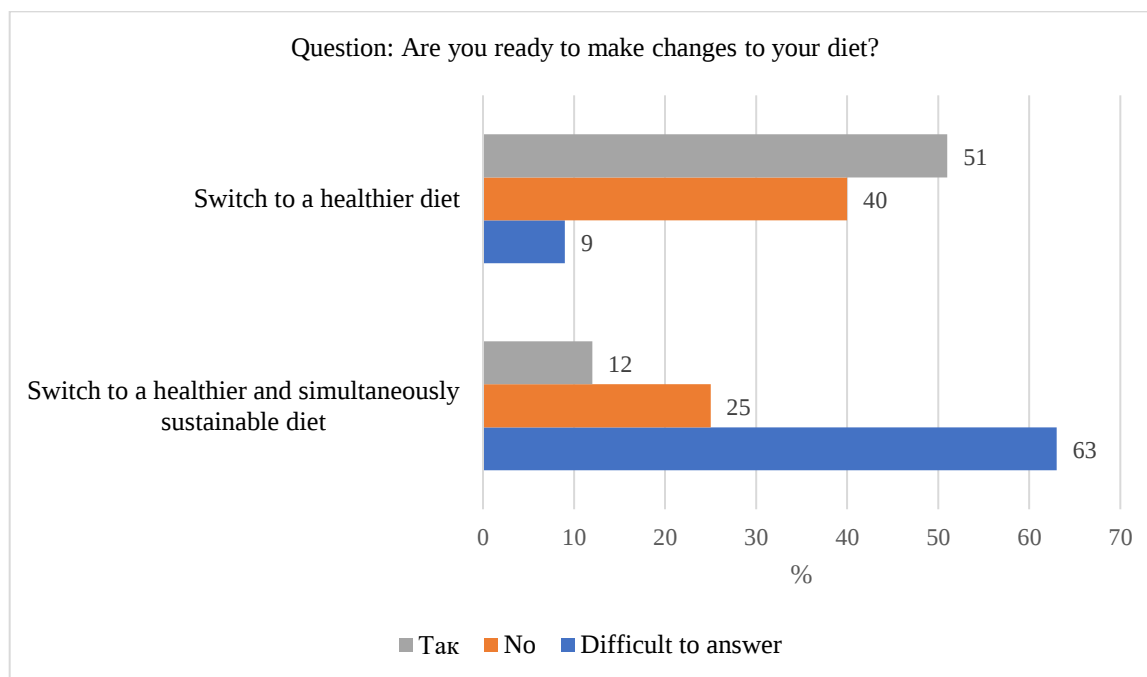


Fig. 3 – Willingness to make changes to your diet

A significant majority of respondents demonstrated high declarative awareness, affirming familiarity with the principles of a healthy diet (75 %) and recognizing the direct link between their diet and their own

health (78 %). Moreover, an absolute majority of those surveyed (86 %) considered adhering to a healthy diet to be "necessary" or, at the very least, "desirable," and 79 % emphasized the importance of choosing environmentally friendly products.

However, upon deeper knowledge testing, a significant drop in indicators of practical awareness was discovered. Only slightly more than a quarter of the survey participants, specifically 28 %, were able to clearly formulate and specify the concrete components that constitute a healthy and sustainable diet in its entirety. Moreover, the awareness of the environmental component of sustainable gastronomy – a key element related to the impact of food choices on the environment – was reported by only 32 % of respondents. This fact indicates the dominance of the egocentric priority (health as a personal benefit) over the eco-centric priority (care for the environment).

The final block of questions, aimed at identifying behavioural barriers, revealed that despite having positive attitudes, a significant percentage of respondents considered adhering to the

principles of a healthy diet (32%) or purchasing eco-friendly products (20%) to be either impossible or extremely difficult. This circumstance leads to the conclusion that the main implicit barrier to implementing sustainable gastronomy appears to be the economic factor, related to the higher cost of ecologically certified and locally sustainable products compared to mass-market offerings.

The survey results confirm that conscious sustainable consumption in Ukraine's food sector is at an initial stage of development. The conducted research revealed a critically low level of practical responsibility among respondents, which urgently requires the development and active implementation of comprehensive informational, educational, and economic programs to encourage consumers to make more sustainable and environmentally responsible food choices.

Conclusions

The transition of Ukraine's food economy towards establishing sustainable gastronomy as a promising direction for economic development depends on two key actors: enterprises that are reviving local sustainable production (from producers and processors to retail and public catering), and the mandatory participation of consumers in this process. Such a policy, being at the centre of regional economic development and relying on conscious demand, not only guarantees the production and purchase of healthy and environmentally friendly food but also provides freedom and accessibility of choice, creates jobs, and simultaneously revives other sectors of the economy, such as the tourism and restaurant businesses. The development of gastronomic tourism, enotourism (wine tourism), and other forms of tourism related to local food production can integrate the food system into a broader cultural and economic context.

A crucial task remains promoting sustainable diets and responsible consumption among consumers through the creation of directories of local producers and the organization of cultural and educational events. The sustainable development of Ukraine's food system requires a comprehensive approach that integrates economic, social, cultural, and environmental dimensions. The effective implementation of these strategies will ensure not only the enhancement of food security

but also the long-term resilience of the national economy amidst global challenges and post-war transformation. The data from a survey conducted in Kharkiv confirm a low level of awareness and a lack of interest among respondents in conscious food choices and diets in general, as well as a low level of responsibility regarding health, especially environmental care. This highlights the crucial need for proactive implementation of educational and regulatory measures. Further research should focus on developing a strategy, policies, and a complex of services in the areas of production, retail, tourism, planning, and economic development to ensure the sustainability of the food business within the framework of the green economy.

This strategy and subsequent measures must take into account the specifics of Ukraine's post-war recovery and be built upon several key directions.

These directions include: supporting local supply chains, establishing processing and wholesale enterprises, and forming regional markets to develop sustainable food infrastructure. The formation of sustainable entrepreneurship through training programs, grants, and preferential lending is also a strategic priority. The support for a diversified retail offer, based on small enterprises selling unique local products, is gaining particular importance.

Conflict of Interest

The author declares no conflict of interest regarding the publication of this manuscript. Furthermore, the author has fully adhered to ethical norms, including avoiding plagiarism, data falsification, and duplicate publication.

The work does not use artificial intelligence resources.

References

1. Resource and Environmental Profile Analysis of Nine Beverage Container Alternatives: Final Report (1974). Retrieved from: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/9100M5VS.PDF?Dockey=9100M5VS.PDF>
2. Hunt, R. G., Sellers, J. D., & Franklin, W. E. (1992). Resource and environmental profile analysis: A life cycle environmental assessment for products and procedures. *Environmental Impact Assessment Review*, 12(3), 245-269. [https://doi.org/10.1016/0195-9255\(92\)90020-X](https://doi.org/10.1016/0195-9255(92)90020-X)
3. Ivashura, A., Protasenko, O., Mykhailova, E., & Severinov, O. (2022). Study of Strategies for Sustainable Production and Consumption in the Economic Conditions of Ukraine. *Economic of Development*, 21 (1), 8-16. [https://doi.org/10.57111/econ.21\(1\).2022.8-16](https://doi.org/10.57111/econ.21(1).2022.8-16)
4. Moldavan, L., Pimenowa, O., Wasilewski, M., & Wasilewska, N. (2023). Sustainable Development of Agriculture of Ukraine in the Context of Climate Change. *Sustainability*, 15 (13), 10517. <https://doi.org/10.3390/su151310517>
5. The 10-Year Framework of Programs on Sustainable Consumption and Production (2022). Retrieved from: <https://www.oneplanetnetwork.org/about/10-year-framework-programmes-sustainable-consumption-production>
6. Sustainable Food Systems (2022). Retrieved from: <https://www.oneplanetnetwork.org/programmes/sustainable-food-systems>
7. Sustainable consumption and production (2023). Retrieved from: <https://www.oneplanetnetwork.org/SDG-12/sustainable-consumption-and-production>
8. Ekins, P., Zenghelis, D. (2021). The costs and benefits of environmental sustainability. *Sustain Sci.*, 16, 949-965. <https://doi.org/10.1007/s11625-021-00910-5>
9. Tukker, A., Emmert, S., Charter, M., Vezzoli, C., Stø, E., Andersen, M., Geerken, T., Tischner, U., & Lahlou, S. (2008). Fostering change to sustainable consumption and production: An evidence based view. *Journal of Cleaner Production*, 16 (11), 1218-1225. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2007.08.015>
10. Georgantzis Garcia D, Kipnis E, Vasileiou E, Solomon A. (2021). Consumption in the Circular Economy: Learning from Our Mistakes. *Sustainability*, 13 (2):601. <https://doi.org/10.3390/su13020601>
11. Saccone, D., Vallino, E. (2025). Global food security in a turbulent world: reviewing the impacts of the pandemic, the war and climate change. *Agric Econ.*, 13 (47), 1-36. <https://doi.org/10.1186/s40100-025-00388-0>
12. Zafar, S., Pethurajan, V., Saboor, S., Abdur, R., & Zubair, A. (2025). Climate and carbon policy pathways for sustainable food systems. *Environmental and Sustainability Indicators*, 27, 100730. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2025.100730>
13. Seid, H. M. (2022). Novel approaches and practices to sustainable agriculture. *Journal of Agriculture and Food Research*, 10, 100446. <https://doi.org/10.1016/j.jafr.2022.100446>
14. Said, M., Hassan, F., Islam, M., Toriman, M., Rehim, A., Bashir, M. A., Hafiz, M., & Nawaz, R. (2024). Environmental Sustainability. In S. Idris (Ed.), *Global Challenges for the Environment and Climate Change* (pp. 380–400). IGI Global. <https://doi.org/10.4018/979-8-3693-2845-3.ch001>
15. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Transforming Our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development. (2023, July). Retrieved from: [Daily updates: FAO at the 2023 High-Level Political Forum](https://www.fao.org/3/04000/04000en01.htm)
16. The Sustainable Development Goals Report 2022. (2023, July). Retrieved from: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/sustainable-consumption-production>
17. Borrello, M., Cembalo, L. & D'Amico, V. (2023). Narratives to revert overconsumption: human-nature interdependence and Circular Economy. *Agric Econ.*, 11, 19, 2-8. <https://doi.org/10.1186/s40100-023-00259-6>
18. EAT-Lancet Commission Summary Report (2023). <https://eatforum.org/eat-lancet-commission/eat-lancet-commission-summary-report/>
19. Principato, L., Pice, G., Pezzi, A. (2025). Understanding food choices in sustainable healthy diets – A systematic literature review on behavioral drivers and barriers. *Environmental Science & Policy*, 163, 103975. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2024.103975>
20. Ivashura, A., Borysenko, O., & Soldatenko, A. (2021). Sustainable food as an environmental marker in the food tourism industry: Array. *Municipal Economy of Cities*, 5 (165), 50–55. <https://doi.org/10.33042/2522-1809-2021-5-165-50-55> (in Ukrainian)

21. Hazley, D., Kearney, J. M. (2024). Consumer perceptions of healthy and sustainable eating. *Proceedings of the Nutrition Society*. 83 (4), 254-262. <https://doi.org/10.1017/S0029665124004853>
22. Sundas, A., Contreras, I., Mujahid, O., Beneyto, A., & Vehi, J. (2024). The Effects of Environmental Factors on General Human Health: A Scoping Review. *Healthcare*, 12 (21), 2123. <https://doi.org/10.3390/healthcare12212123>
23. Number of deaths due to death in 2021 by region. (2022). Retrieved from: https://ukrstat.gov.ua/operativ/operativ2021/ds/kpops/arh_kpops2021_u.html
24. FAO. 2020. The State of Food Security and Nutrition in the World 2020. Transforming food systems for affordable healthy diets. <https://doi.org/10.4060/ca9692en>
25. Food-based dietary guidelines. (2022). Retrieved from: <https://www.fao.org/nutrition/education/food-dietary-guidelines/regions/europe/en>
26. The double pyramid of health & the climate. (2025). Retrieved from: <https://fondazionebarilla.com/en/double-pyramid/>

The article was received by the editors 20.11.2025
The article is recommended for printing 23.12.2025

The article was revised 20.12.2025
This article published 30.12.2025

А. А. ІВАШУРА, канд. с.-г. наук, доц.,
завідувач кафедри здорового способу життя, технологій і безпеки життєдіяльності
e-mail: ivashura.a@ukr.net <https://orcid.org/0000-0002-0022-7489>
Харківський національний економічний університет імені Семена Кузнеця
пр. Науки, 9А, м. Харків, 61166, Україна

ОСОБЛИВОСТІ РОЗВИТКУ СТАЛОЇ ГАСТРОНОМІЇ В УКРАЇНІ

Мета. Визначення специфіки сталого виробництва та споживання продовольства в контексті повоєнного відновлення України з акцентом на інтеграцію принципів зеленої економіки у національні продовольчі стратегії.

Методи. Діалектичний метод пізнання та системний підхід, методи аналізу, синтезу, систематизації та узагальнення, статистичний аналіз та порівняльний (GAP) аналіз.

Результати. Теоретично обґрунтовано інтеграцію сталості в продовольчий сектор України. Запропонована концепція дозволяє інтегрувати екологічні та соціальні імперативи у національну виробничу та економічну політику, закладаючи основу для досягнення стійкого балансу між економічним розвитком, збереженням природних систем та підвищенням громадського здоров'я. Визначено потенціал для вивчення інноваційних моделей, які поєднують технологічні, соціальні та екологічні фактори, підкріплені принципами корпоративної відповідальності та механізмами державної політики. Важливим аспектом є інтеграція сталого виробництва з відповідальним споживанням, що створює синергетичний ефект, який стимулює структурні трансформації всередині продовольчої системи.

Висновки. Відновлення продовольчого сектору має ґрунтуватися не на відтворенні застарілих моделей, а на впровадженні інноваційних практик, узгоджених із принципами зеленої економіки, регенеративного сільського господарства та екосистемного підходу, довгострокову політичну програму, інструменти цифрової трансформації, стимулювання сталого виробництва та екологічно свідомого споживання продовольства у контексті повоєнного відновлення.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: зелена економіка, еколого-економічні відносини, сталі продовольчі системи, відповідальне виробництво, свідоме споживання, стала дієта

Конфлікт інтересів

Автор заявляє, що конфлікту інтересів щодо публікації цього рукопису немає. Крім того, автор повністю дотримувався етичних норм, включаючи плагіат, фальсифікацію даних та подвійну публікацію.

В роботі не використано ресурс штучного інтелекту.

Список використаної літератури

1. Resource and Environmental Profile Analysis of Nine Beverage Container Alternatives: Final Report (1974). URL: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/9100M5VS.PDF?Dockey=9100M5VS.PDF>
2. Hunt R.G., Sellers J.D., Franklin W.E. Resource and environmental profile analysis: A life cycle environmental assessment for products and procedures. *Environmental Impact Assessment Review*. 1992. Vol. 12. No. 3. P. 245-269. DOI: [https://doi.org/10.1016/0195-9255\(92\)90020-X](https://doi.org/10.1016/0195-9255(92)90020-X)

3. Ivashura A., Protasenko O., Mykhailova E., & Severinov O. Study of Strategies for Sustainable Production and Consumption in the Economic Conditions of Ukraine. *Economic of Development*. 2022. Vol. 21. No. 1. P. 8-16. DOI: [https://doi.org/10.57111/econ.21\(1\).2022.8-16](https://doi.org/10.57111/econ.21(1).2022.8-16)
4. Moldavan L., Pimenowa O., Wasilewski M., Wasilewska N. Sustainable Development of Agriculture of Ukraine in the Context of Climate Change. *Sustainability*. 2023. Vol. 15 No. 13. P. 10517. DOI: <https://doi.org/10.3390/su151310517>
5. The 10-Year Framework of Programs on Sustainable Consumption and Production (2022). URL <https://www.oneplanet-network.org/about/10-year-framework-programmes-sustainable-consumption-production>
6. Sustainable Food Systems (2022). URL <https://www.oneplanetnetwork.org/programmes/sustainable-food-systems>
7. Sustainable consumption and production (2023). URL <https://www.oneplanetnetwork.org/SDG-12/sustainable-consumption-and-production>
8. Ekins P., Zenghelis D. The costs and benefits of environmental sustainability. *Sustain Sci*. 2021. No. 16. P. 949-965. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11625-021-00910-5>
9. Tukker A., Emmert S., Charter M., Vezzoli C., Stø E., Andersen M., Geerken T., Tischner U., Lahlou S. Fostering change to sustainable consumption and production: An evidence based view. *Journal of Cleaner Production*. 2008. Vol. 16. No. 11. P. 1218-1225. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2007.08.015>
10. Georgantzis Garcia D., Kipnis E., Vasileiou E., Solomon A. Consumption in the Circular Economy: Learning from Our Mistakes. *Sustainability*. 2021. Vol. 13. No. 2. P. 601. DOI: <https://doi.org/10.3390/su13020601>
11. Saccone D., Vallino E. Global food security in a turbulent world: reviewing the impacts of the pandemic, the war and climate change. *Agric Econ*. 2025. Vol. 13. No. 47. P. 1-36. DOI: <https://doi.org/10.1186/s40100-025-00388-0>
12. Zafar S., Pethurajan V., Saboor S., Abdur R., Zubair A. Climate and carbon policy pathways for sustainable food systems. *Environmental and Sustainability Indicators*. 2025. No. 27. P. 100730. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.in-dic.2025.100730>.
13. Seid H. M. Novel approaches and practices to sustainable agriculture. *Journal of Agriculture and Food Research*. 2022. No. 10. P. 100446. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jafr.2022.100446>
14. Said M., Hassan F., Islam M., Toriman M., Rehim A., Bashir M. A., Hafiz M., Nawaz R. Environmental Sustainability. In S. Idris (Ed.), *Global Challenges for the Environment and Climate Change*. 2024. (pp. 380-400). IGI Global. DOI: <https://doi.org/10.4018/979-8-3693-2845-3.ch001>
15. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Transforming Our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development. (2023, July). URL [Daily updates: FAO at the 2023 High-Level Political Forum](https://www.fao.org/3/04000/04000000.htm)
16. The Sustainable Development Goals Report 2022. (2023, July). Retrieved from: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/sustainable-consumption-production>
17. Borrello M., Cembalo L. D'Amico V. Narratives to revert overconsumption: human-nature interdependence and Circular Economy. *Agric Econ*. 2023. Vol. 11. No. 19. P. 2-8. DOI: <https://doi.org/10.1186/s40100-023-00259-6>
18. EAT-Lancet Commission Summary Report (2023). URL <https://eatforum.org/eat-lancet-commission/eat-lancet-commission-summary-report/>
19. Principato L., Pice G., Pezzi A. Understanding food choices in sustainable healthy diets – A systematic literature review on behavioral drivers and barriers. *Environmental Science & Policy*. 2025. Vol. 163. P. 103975. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2024.103975>
20. Івашура А., Борисенко О., Солдатенко А. Стале харчування як екологічний маркер в індустрії гастрономічного туризму. *Комунальне господарство міст*. 2021. Т. 5. No. 165. С. 50-55. DOI: <https://khg.kname.edu.ua/index.php/khg/article/view/5855>
21. Hazley D., Kearney J.M. Consumer perceptions of healthy and sustainable eating. *Proceedings of the Nutrition Society*. 2024. Vol. 83. No. 4. P. 254-262. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0029665124004853>
22. Sundas A., Contreras I., Mujahid O., Beneyto A., Vehi J. The Effects of Environmental Factors on General Human Health: A Scoping Review. *Healthcare*. 2024. Vol. 12. No. 21, P. 2123. DOI: <https://doi.org/10.3390/healthcare12212123>
23. Number of deaths due to death in 2021 by region. (2022). URL https://ukrstat.gov.ua/operativ/operativ2021/ds/kpops/arh_kpops2021_u.html
24. FAO. The State of Food Security and Nutrition in the World 2020. Transforming food systems for affordable healthy diets. Rome. 2020. URL <https://doi.org/10.4060/ca9692en>
25. Food-based dietary guidelines. (2022). Retrieved from: <https://www.fao.org/nutrition/education/food-dietary-guidelines/regions/europe/en>
26. The double pyramid of health & the climate. (2025). URL <https://fondazionebarilla.com/en/double-pyramid/>

Стаття надійшла до редакції 20.11.2025
Стаття рекомендована до друку 23.12.2025

Переглянуто 20.12.2025
Опубліковано 30.12.2025

БІОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ

DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-16>

УДК (UDC): 581.522:504.064.4:613.1

К. О. МОЛОЖОН, PhD (Біологія),

асистент кафедри ботаніки, екології та садово-паркового господарства

e-mail: balerina24km@gmail.com

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-3158-3478>

Мелітопольський державний педагогічний університет імені Богдана Хмельницького,

вул. Гетьманська, 20, м. Мелітополь, Запорізька область, 72312, Україна

БІОІНДИКАТОРИ СЕРЕД РОСЛИН ДЛЯ ОЦІНКИ СТАНУ ДОВКІЛЛЯ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ РИЗИКІВ ДЛЯ ЗДОРОВ'Я

Мета. Огляд та комплексний аналіз сучасних наукових досліджень щодо застосування рослинних біоіндикаторів для моніторингу стану ґрунту, води та атмосферного повітря, з особливим акцентом на прогнозування та мінімізацію ризиків для здоров'я людини.

Результати. Проаналізовано основні антропогенні фактори деградації екосистем: індустріалізацію, інтенсивне сільське господарство, урбанізацію та зміну клімату, що призводять до накопичення у ґрунтах, атмосферному повітрі та водних об'єктах токсичних сполук (важких металів, пестицидів, нафтопродуктів, радіонуклідів). Особливу увагу приділено подвійній ролі рослин-біоіндикаторів: екологічній для виявлення зон із підвищеним рівнем забруднення та моніторингу динаміки техногенного навантаження, і медико-біологічній для оцінки впливу токсикантів на здоров'я людини через їх надходження у харчові ланцюги. Розглянуто механізми акумуляції та трансформації поллютантів, морфологічні, фізіолого-біохімічні та молекулярні реакції рослин на забруднення, а також застосування біохімічних і молекулярних маркерів, фітотестів та мікроаналітичних методів. Наведено приклади використання видів-гіпераккумуляторів у моніторингу різних екосистем, включаючи міські та аграрні ландшафти.

Висновки. Підкреслено значення інтеграції результатів біоіндикаційних досліджень у медико-екологічний аналіз для розвитку превентивної медицини, формування політик громадського здоров'я та стратегії сталого управління природними ресурсами. Отримані узагальнення можуть бути корисними для ботаніків, екологів, біохіміків, токсикологів, медиків та фахівців у галузі громадського здоров'я, що займаються моніторингом та зменшенням негативного впливу антропогенних забруднень на довкілля та людину.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: біоіндикатор-рослина, біохімічний маркер, гіпераккумулятор, мікроаналітичний метод, токсичний елемент, екотоксикологія, медико-екологічний аналіз

Як цитувати: Моложон К. О. Біоіндикатори серед рослин для оцінки стану довкілля та прогнозування ризиків для здоров'я. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2025. Вип. 33. С.226-234. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-32-16>

In cites: Molozhon, K. O. (2025). Bioindicators among plants for assessing the environmental state and predicting health risks. *Visnyk of V.N. Karazin Kharkiv National University. Series Ecology*, (33), 226-234. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-16> (in Ukrainian)

Вступ

Сучасний стан довкілля зазнає суттєвих змін під впливом антропогенних факторів, серед яких провідне місце займають індустріалізація, інтенсивне сільське господарство, урбанізація та зміни клімату. Інтенсифікація промислового виробництва й зро-

стання техногенного навантаження призвели до накопичення в екосистемах шкідливих речовин – важких металів, пестицидів, нафтопродуктів, радіонуклідів та інших токсикантів, що негативно впливають як на біоту, так і на здоров'я людини.

За даними ВООЗ, понад 90 % населення світу дихає повітрям, забрудненим понад допустимі норми, а близько 25 % глобального тягаря хвороб зумовлено впливом несприятливих екологічних факторів. В умовах зростання глобальних екологічних загроз своєчасне виявлення та прогнозування ризиків є критично важливим для запобігання розвитку хронічних захворювань, зниження смертності та підвищення якості життя.

Серед сучасних інструментів екологічного моніторингу особливе місце займає біоіндикація – оцінка стану навколишнього середовища за реакціями живих організмів. Серед різних груп біоіндикаторів рослини є унікальними об'єктами досліджень завдяки своїй осілій природі, високій чутливості до змін умов середовища та здатності до акумуляції та трансформації полутантів. Вони реагують на вплив токсичних речовин і фізичних факторів комплексом змін на морфологічному, фізіолого-біохімічному та молекулярному рівнях, що дає змогу фіксувати навіть сублетальні ефекти забруднення. Такі реакції можуть виступати ранніми маркерами екологічних загроз, які передують клінічним проявам у людини, та слугувати основою для прогнозування ризиків виникнення респіраторних, серцево-судинних, онкологічних та інших захворювань.

Використання рослин як біоіндикаторів має подвійне значення:

1. **Екологічне** – виявлення зон з підвищеним рівнем забруднення, простежу-

вання просторово-часової динаміки техногенного навантаження та оцінка ефективності природоохоронних заходів.

2. **Медико-біологічне** – прогнозування впливу токсикантів на живі організми, зокрема людину, через встановлення зв'язків між вмістом забруднювачів у рослинних тканинах та їх надходженням у харчові ланцюги.

Сучасні підходи до біоіндикаційних досліджень включають вивчення механізмів акумуляції небезпечних елементів, ідентифікацію гіпераккумуляторів, використання біохімічних і молекулярних маркерів, застосування фітотестів та мікроаналітичних методик, що забезпечують високоточну оцінку рівня і характеру забруднення. Інтеграція цих результатів у медико-екологічний аналіз формує наукову основу для превентивної медицини, розробки політик громадського здоров'я та стратегії сталого управління природними ресурсами.

Метою огляду є комплексний аналіз сучасних наукових досліджень щодо застосування рослинних біоіндикаторів для моніторингу стану ґрунту, води та атмосферного повітря, з особливим акцентом на прогнозування та мінімізацію ризиків для здоров'я людини.

Особлива увага приділяється видам-акумуляторам важких металів, фізіолого-біохімічним та молекулярним маркерам, а також прикладам впровадження біоіндикаційних методів у міських та аграрних ландшафтах.

Результати

Біоіндикатори серед рослин є потужним інструментом для оцінки стану довкілля, оскільки вони здатні відображати як хімічні, так і фізіологічні зміни у середовищі, пов'язані з антропогенним забрудненням та природними стресами. Рослини, які можуть служити біоіндикаторами, поділяються на кілька основних категорій залежно від їхніх функцій та реакцій на забруднення. По-перше, це звичайні індикаторні види, такі як *Amaranthus retroflexus*, *Plantago lanceolata*, *Rumex acetosa*, *Trifolium pratense* та інші, які характеризуються здатністю накопичувати важкі метали, зокрема кадмій (Cd), свинець (Pb), цинк (Zn) та нікель (Ni). Ці рослини широко розповсюджені у

міських і сільськогосподарських екосистемах і демонструють високі коефіцієнти біоконцентрації (BCF) та транспортування металів (TF), що робить їх цінними індикаторами забруднення ґрунту та повітря. Згідно з дослідженнями [1], звичайні індикаторні види, такі як *Trifolium pratense* (конюшина лучна) та *Plantago lanceolata* (подорожник ланцетолистий), показують здатність накопичувати токсичні метали, зокрема цинк (Zn), кадмій (Cd) та свинець (Pb), у концентраціях, які відображають рівень забруднення ґрунту. Ці види широко використовуються для моніторингу стану міських і сільськогосподарських екосистем, оскільки вони швидко реагують на зміни у навколишньому

середовищі та мають високі коефіцієнти біоконцентрації (BCF).

По-друге, існують гіпераккумулятори – це рослини, здатні накопичувати екстремально високі концентрації металів без проявів значного фітотоксичного ефекту. Класичними прикладами є *Thlaspi caerulescens*, *Alyssum murale* та *Pteris vittata*, які активно використовуються для відновлення деградованих ґрунтів і у фіторе mediaції металевих забруднень. Ці види забезпечують біологічну основу для так званого «файтогдингу» металів, тобто процесу видалення токсичних металів із середовища через накопичення у рослинній біомасі. Дослідження [2] детально аналізує механізми фіторе mediaції на прикладі *Thlaspi caerulescens* та інших гіпераккумуляторів, що активно застосовуються для відновлення деградованих земель. Їхня здатність переносити метали у надземні органи дозволяє видаляти забруднювачі з ґрунту, знижуючи екологічне навантаження.

По-третє, окрему групу становлять активні фітобіоіндикатори, серед яких такі види, як *Pistia stratiotes*, *Eichhornia* spp. та *Lemna* spp.. Ці рослини широко використовуються у конструктивних очисних спорудах для фільтрації важких металів із забруднених водних масивів за допомогою процесу фітофільтрації або ризофільтрації (rhizofiltration). За даними PubMed, застосування цих видів є ефективним, екологічно безпечним і економічно вигідним способом очищення вод, особливо у промислових регіонах.

Механізми накопичення та внутрішні реакції рослин, які виступають біоіндикаторами, є надзвичайно складними та багатфакторними. Під впливом важких металів і інших забруднювачів часто спостерігаються фізіологічні реакції, такі як ураження кореневої системи, уповільнення росту, розвиток хлорозу та зниження фотосинтетичної активності. В дослідженні [3] показано, що забруднення ґрунту кадмієм і свинцем негативно впливає на ріст лікарських рослин, що може призвести до зниження їхньої якості і, відповідно, створити ризики для здоров'я людей, які їх використовують. Під впливом металів у рослинах спостерігаються пору-

шення фотосинтезу, хлороз листя, а також збільшення активності ферментів антиоксидантного захисту, таких як супероксиддисмутаза (SOD) та каталаза (CAT), що є маркерами оксидативного стресу [4].

Біохімічні маркери стресу, які широко використовуються для оцінки стану рослин, включають підвищення рівнів гідроген пероксиду (H_2O_2), малонового діальдегіду (MDA) та активність антиоксидантних ферментів, таких як супероксиддисмутаза (SOD), каталаза (CAT) та аскорбат пероксидаза (APX). Всі ці показники свідчать про реакції оксидативного стресу, що виникають у рослинних клітинах під дією токсичних речовин, про що свідчать публікації у журналах ScienceDirect та PMC.

На молекулярному рівні у гіпераккумуляторів активуються специфічні транспортери, наприклад білки-насоси типу HMA4, які посилено транспортують іони металів (Cd, Zn) із кореневої системи до надземних органів, що дозволяє рослині мінімізувати токсичний вплив важких металів на життєво важливі клітинні структури. Такий механізм детально описано у наукових джерелах, зокрема на Вікіпедії і спеціалізованих публікаціях.

Сучасні методи дослідження біоіндикативної здатності рослин охоплюють широкий спектр інструментальних і аналітичних підходів. Аналітичні методи, такі як індуктивно-зв'язана плазмова оптична емісійна спектроскопія (ICP-OES) та атомно-абсорбційна спектроскопія, використовуються для точного визначення концентрації металів у ґрунтах і тканинах рослин, що дає змогу обчислити ключові індекси, зокрема коефіцієнти біоконцентрації (BCF) та транспортування (TF), які є критеріями оцінки індикаторної здатності видів. Про це свідчать статті з ScienceDirect та інших авторитетних ресурсів. Метаболомічні та геномічні дослідження відкривають механізми адаптації рослин до металевого стресу та ідентифікують потенційні цілі для генної інженерії [5].

Значний прогрес у дослідженнях спостерігається і завдяки омічним підходам, таким як метаболоміка, протеоміка і геноміка, які дозволяють виявити зміни в метаболіч-

них шляхах і білковому складі рослин під стресом, ідентифікувати ключові адаптивні механізми на молекулярному рівні. Використання таких методів широко відображено у публікаціях на arXiv і PMC.

Окрім лабораторних і польових методів, для масштабного моніторингу стану рослинних екосистем все активніше застосовуються дистанційні технології, зокрема гіперспектральна аерозйомка та супутниковий моніторинг вегетаційних індексів (NDVI). Ці методи дають змогу оперативно відстежувати зміни стану рослинності на рівні ландшафту чи регіону і використовуються для екологічного управління, що доведено у численних дослідженнях, опублікованих на arXiv та MDPI.

Важливим аспектом використання біоіндикаторів є їхній зв'язок з ризиками для здоров'я людини. Наприклад, накопичення важких металів у лікарських рослинах (*Taraxacum officinale*, *Plantago major*), що зростають поблизу автомобільних трас, становить потенційну небезпеку при їхньому використанні у фітотерапії. Забруднення атмосфери озоном і оксидами азоту, що призводить до ушкодження листової поверхні в чутливих культур, одночасно корелює з підвищеним рівнем респіраторних захворювань у місцевого населення. Дослідження в регіонах з високим вмістом фтору у ґрунті показали, що рослини-акумулятори фторидів можуть бути непрямими індикаторами ризику флюорозу у населення.

Щодо конкретних прикладів сучасних досліджень, у світі велика увага приділяється вивченню здатності мохів *Pleurozium schreberi* і лишайників *Xanthoria parietina* до акумуляції важких металів у промислових регіонах Скандинавії. Дослідження, проведені у 2023 році в Норвегії, продемонстрували, що вміст Pb, Cd і Zn у тканинах цих рослин значно корелює з концентраціями у повітрі, що підтверджує їхню ефективність як біоіндикаторів атмосферного забруднення та дозволяє використовувати ці дані для прийняття екологічних рішень [6]. Аналогічні підходи використовуються і в Україні: у дослідженні 2024 року в Придніпровському

регіоні було встановлено, що *Betula pendula* та *Tilia cordata* в міських парках Дніпра і Запоріжжя демонструють значне накопичення важких металів, зокрема Pb та Zn, що корелює із забрудненням від транспортних викидів і промислових підприємств. За результатами цього дослідження було рекомендовано застосування цих видів як біоіндикаторів у системі моніторингу якості повітря [7]. Аналіз ризиків із застосуванням індексу Hazard Index (HI) у роботі [8] показав, що у деяких регіонах постійне споживання рослин із забруднених ґрунтів може призвести до розвитку хронічних захворювань. Аналогічні результати отримані і в Україні, зокрема у промислових регіонах Донбасу, де високі концентрації свинцю та кадмію у ґрунтах співпадають із підвищеною захворюваністю місцевого населення [9].

У 2022 році в Італії було проведено дослідження, яке показало, що використання *Brassica juncea* у поєднанні з мікоризними грибами дозволяє значно підвищити ефективність фіторе mediaції ґрунтів, забруднених свинцем і кадмієм. Цей дослід продемонстрував, що симбіоз з грибами не лише підвищує накопичення металів у рослинній біомасі, а й зменшує токсичний вплив на саму рослину, що дозволяє розглядати таку систему як перспективну для застосування у промислових зонах [10]. В Україні подібні дослідження проводились в Карпатському регіоні, де вивчали роль мікоризних асоціацій у поліпшенні здатності місцевих видів рослин до накопичення токсичних металів у забруднених районах видобутку корисних копалин [11].

Також слід відзначити приклади застосування дистанційних методів моніторингу, що дозволяють оперативно виявляти порушення стану рослинного покриву у масштабах регіону. У 2025 році міжнародна група дослідників використала гіперспектральний аналіз супутникових знімків для оцінки впливу важких металів на лісові екосистеми поблизу великих металургійних комбінатів в Україні. Результати показали зміни в показниках вегетаційного індексу NDVI, які корелювали з концентраціями металів у ґрунті та листі [12].

Отже, наведені приклади як міжнародних, так і українських досліджень свідчать про високий потенціал рослинних біоіндикаторів у оцінці екологічного стану довкілля та прогнозуванні ризиків для здоров'я людини. Їх застосування дозволяє не лише проводити оперативний моніторинг, але й планувати заходи щодо зниження негативного впливу забруднень на екосистеми та людське здоров'я. Такий підхід має особливе значення в сучасних умовах інтенсивного антропогенного навантаження і змін клімату.

Накопичення токсичних металів у рослинній біомасі, особливо у харчових та лікарських рослинах, становить серйозну загрозу здоров'ю людини через біомагніфікацію у харчових ланцюгах [8] у деяких регіонах постійне споживання рослин із забруднених ґрунтів може призвести до розвитку хронічних захворювань.

Практичні дослідження, такі як робота [13] показали, що комбінування генетичних модифікацій рослин, використання симбіотичних мікроорганізмів та застосування хелатів дозволяє суттєво покращити ефективність фітореMediaції важких металів із ґрунтів.

У дослідженні [14] підтверджено, що органічні та мікробні добавки до ґрунту, такі як біочар і компост, не лише підвищують вилучення металів, а й покращують загальне здоров'я рослин, створюючи сталу основу для екологічного відновлення.

Проблема утилізації забрудненої рослинної біомаси залишається важливою. Сучасні методи, включаючи компостування з додаванням стабілізаторів, контрольоване спалювання із системами уловлювання токсичних викидів, а також синтез наноматеріалів із вилучених металів, розглядаються як перспективні шляхи безпечного завершення циклу фітореMediaції [15].

Таким чином, сучасні дослідження підтверджують, що рослинні біоіндикатори є надзвичайно цінними для моніторингу екологічного стану ґрунтів і прогнозування ризиків для здоров'я людини. Інтеграція сучасних аналітичних, молекулярних та технологічних методів відкриває широкі можливості для підвищення ефективності екологічного

контролю і розробки стратегій сталого відновлення забруднених територій.

Перспективи і дослідницькі прогалини. Розвиток досліджень у сфері рослинних біоіндикаторів та фітореMediaції відкриває нові горизонти не лише для екологічного моніторингу, а й для захисту громадського здоров'я. Інтеграція ботанічних, екотоксикологічних, медико-біологічних та епідеміологічних підходів дозволяє більш точно прогнозувати ризики для населення, що зазнає впливу забрудненого середовища. Особливо перспективним є використання рослин як «біологічних сенсорів» для виявлення токсичних металів (свинець, кадмій, ртуть, миш'як), органічних полутантів і радіонуклідів, які безпосередньо пов'язані з розвитком онкологічних, серцево-судинних, неврологічних та ендокринних захворювань у людини.

Пріоритетним напрямом є впровадження мультидисциплінарних технологій – від молекулярної біології, метаболоміки та генної інженерії (включно з CRISPR/Cas9 для створення стійких і високоефективних гіперакумуляторів) до мікробіології, спрямованої на використання симбіотичних мікроорганізмів для посилення фітореMediaційного ефекту. Це може значно знизити рівні біодоступних токсикантів у ґрунті, воді та повітрі, зменшуючи їхній перенос у харчові ланцюги та прямий вплив на організм людини.

Водночас залишаються суттєві дослідницькі прогалини. По-перше, ефективність фітореMediaційних технологій у реальних масштабах та різних кліматичних і ґрунтових умовах досі недостатньо вивчена. Особливий виклик становить визначення того, наскільки швидко зниження концентрацій токсикантів у довкіллі трансформується у реальні покращення показників здоров'я населення.

По-друге, відсутня уніфікована методологія для комплексної оцінки впливу забруднення на людину, що поєднувала б дані біомоніторингу рослин з біомаркерами впливу в організмі людини (аналіз крові, волосся, сечі на вміст токсикантів) та епідеміологічними показниками захворюваності. Такий інтегрований підхід дозволив би створити більш точні карти ризику для громад і своєчасно впроваджувати профілактичні заходи.

Ще однією критичною прогалиною є брак рішень щодо безпечної утилізації рослинної біомаси, що накопичила токсичні речовини. Потрапляння таких відходів назад у середовище без належної обробки може повторно створювати загрозу для здоров'я населення через вторинне забруднення.

Необхідні дослідження, які оцінюватимуть токсикологічну безпеку та економічну доцільність методів, таких як термічна деструкція, піроліз або використання біомаси для синтезу матеріалів із закритим циклом переробки.

Додаткової уваги потребує вивчення впливу комплексних сумішей забруднювачів

– поєднання важких металів, органічних токсикантів і радіонуклідів, оскільки їхній синергічний ефект на рослини-індикатори та організм людини може значно перевищувати вплив окремих речовин.

Особливо актуальною ця тематика є для України, де існують індустриальні зони, гірничодобувні регіони та території, що страждали від воєнних дій, із підвищеним ризиком хімічного та радіаційного забруднення. Тут впровадження біоіндикаційних технологій із медичним компонентом може стати інструментом не лише екологічної, а й санітарно-епідеміологічної безпеки національного рівня.

Висновки

Рослинні біоіндикатори виступають високоефективним інструментом комплексного екологічного моніторингу та медико-екологічної оцінки ризиків для здоров'я населення. Їх здатність акумулювати, трансформувати та відображати на молекулярному, біохімічному та фізіологічному рівнях наявність токсичних металів, органічних поллютантів і радіонуклідів дозволяє своєчасно ідентифікувати екологічні загрози, які можуть безпосередньо впливати на організм людини через харчові ланцюги, атмосферне повітря та ґрунтовий контакт.

Використання таких рослин дає змогу прогнозувати розвиток респіраторних, серцево-судинних, онкологічних, нейродегенеративних та ендокринних захворювань у популяціях, що проживають у зонах підвищеного антропогенного навантаження.

Сучасні дослідження підтверджують значний потенціал як гіпераккумуляторів, так і звичайних індикаторних рослин для виявлення, моніторингу та фіторе mediaції забруднень у різних екосистемах.

Інтеграція передових аналітичних, молекулярних, протеомних і метаболомічних методів значно підвищує точність оцінки екологічного стану та дає можливість розробляти стратегічно обґрунтовані заходи з відновлення ґрунтів, водних ресурсів і атмос-

ферного середовища, мінімізуючи ризики для людського здоров'я.

Водночас для реалізації повного потенціалу рослинних біоіндикаторів необхідне проведення подальших міждисциплінарних досліджень, спрямованих на: адаптацію фіторе mediaційних технологій до різноманітних природно-кліматичних умов; розробку інтегрованих індексів ризику, які поєднують хімічні, біохімічні та епідеміологічні дані; створення безпечних і технологічно ефективних методів утилізації забрудненої біомаси; оцінку синергічного впливу комплексних сумішей токсикантів на рослини-індикатори та організм людини.

Інтеграція рослинних біоіндикаторів у національні системи екологічного моніторингу та управління є критично важливою для забезпечення сталого розвитку та охорони здоров'я населення. Особливо це стосується регіонів із високим антропогенним навантаженням, таких як промислові й аграрні зони України.

Застосування таких комплексних підходів дозволяє формувати науково обґрунтовану систему раннього попередження екологічних і медичних загроз, зменшувати ризики хронічних та індустриально зумовлених захворювань, а також підвищувати якість життя населення.

Конфлікт інтересів

Автор заявляє, що конфлікту інтересів щодо публікації цього рукопису немає. Крім того, автор повністю дотримувався етичних норм, включаючи плагіат, фальсифікацію даних та подвійну публікацію.

В роботі не використано ресурс штучного інтелекту.

Список використаної літератури

1. Liu W, Chen X, Liang T, Mu T, Ding Y, Liu Y, et al. Varying abundance of microplastics in tissues associates with different foraging strategies of coastal shorebirds in the Yellow Sea. *Science of the Total Environment*. 2023. Vol.866.161417. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161417>
2. Wang F, Zhang Q, Cui J, Bao B, Deng X, Liu L, et al. Polystyrene microplastics induce endoplasmic reticulum stress, apoptosis and inflammation by disrupting the gut microbiota in carp intestines. *Environmental Pollution*. 2023. Vol.323.121233. DOI:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121233>
3. Kang JS, Yadav NS. Special Issue Editorial: Isolation and analysis of characteristic compounds from herbal and plant extracts. *Plants*. 2021. Vol.10. N 12. 2775. DOI: <https://doi.org/10.3390/plants10122775>
4. Huang J, Zhao L, Shi Y, Zeng X, Sun W, Zhao X, et al. Characterization of short-, medium- and long-chain chlorinated paraffins in ambient PM2.5 from the Pearl River Delta, China. *Environ Int*. 2023. Vol.175. 107932. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107932>
5. Yan A, Wang Y, Tan SN, Mohd Yusof ML, Ghosh S, Chen Z. Phytoremediation: a promising approach for revegetation of heavy metal-polluted land. *Front Plant Sci*. 2020. Vol.11. DOI: <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00359>
6. Fang Y, Jiang Z, Lin J, Li J, Liu S, Wu Y, et al. Nitrate threshold of tropical seagrass susceptibility to herbivory. *Ecol Indic*. 2023. Vol.146.109911. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.109911>
7. Laptiev V, Apori SO, Giltrap M, Tian F, Ryzhenko N. Bioaccumulation of Cr, Zn, Pb and Cu in *Ambrosia artemisiifolia* L. and *Erigeron canadensis* L. *Resources*. 2024. Vol.13. N 3. 43. DOI: <https://doi.org/10.3390/resources13030043>
8. Warenik-Bany M, Maszewski S, Mikolajczyk S, Piskorska-Pliszczynska J. Impact of environmental pollution on PCDD/F and PCB bioaccumulation in game animals. *Environmental Pollution*. 2019. Vol. 255. 113159. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113159>
9. Dmytrukha NM, Kozlov KP, Herasimova OV. Soil contamination with heavy metals: a hygienic concern. *Ukrainian Journal of Occupational Health*. 2024. Vol. 20. N 1. P.66-75. DOI: <https://doi.org/10.33573/ujoh2024.01.066>
10. Jang J, Bhardwaj J, Jang J. Efficient measurement of airborne viable viruses using the growth-based virus aerosol concentrator with high flow velocities. *J Hazard Mater*. 2022. Vol. 434. 128873. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128873>
11. Shu C, Ruda M, Dzhumelia E, Shybanova A, Kochan O, Levkiv M. Restoring soil cover and plant communities with arbuscular mycorrhizal fungi as an essential component of dss for environmental safety management in post-industrial landscapes. *Agronomy*. 2023. Vol.13. N 5. 1346. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy13051346>
12. Savosko V, Lykholat Y, Komarova I, Yevtushenko E. The impact of forest plant communities on the content of heavy metals in soil profiles of the iron ore mining area, Kryvyi Rih District, Ukraine. *Balt For*. 2022. Vol.28. N 1. DOI: <https://doi.org/10.46490/BF631>
13. Fassmer AM, Pulst A, Schmiemann G, Hoffmann F. Sex-Specific Differences in Hospital Transfers of Nursing Home Residents: Results from the HOspitalizations and eMERgency Department Visits of Nursing Home Residents (HOMERN) Project. *Int J Environ Res Public Health*. 2020. Vol. 17. N 11. 3915. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph17113915>
14. Bacchetta R, Marotta A, Nessi A, Tremolada P. Back-calculation of fish size in diet analysis of piscivorous predators: a new index for the alien silurus glanis. *Sustainability*. 2021. Vpl. 13. N 8. 4322. DOI: <https://doi.org/10.3390/su13084322>
15. Nagy A, Magyar T, Kiss NÉ, Tamás J. Composted sewage sludge utilization in phytostabilization of heavy metals contaminated soils. *Int J Phytoremediation*. 2023. Vol. 25. N 11. P.1510-1523. DOI: <https://doi.org/10.1080/15226514.2023.2170322>

Стаття надійшла до редакції 13.08.2025
Стаття рекомендована до друку 25.09.2025

Переглянуто 20.09.2025
Опубліковано 30.12.2025

K. O. MOLOZHON, PhD (Biology),
Assistant of the Department of Botany, Ecology and Horticulture
e-mail: balerina24km@gmail.com ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-3158-3478>
Bohdan Khmelnytskyi Melitopol State Pedagogical University,
20, Hetmanska St., Melitopol, Zaporizhia Oblast, 72312, Ukraine

BIOINDICATORS AMONG PLANTS FOR ASSESSING THE ENVIRONMENTAL STATE AND PREDICTING HEALTH RISKS

Purpose. A review and comprehensive analysis of current scientific research on the use of plant bioindicators for monitoring the state of soil, water, and atmospheric air, with a particular emphasis on predicting and minimizing risks to human health.

Results. The main anthropogenic factors of ecosystem degradation are analyzed: industrialization, intensive agriculture, urbanization and climate change, which lead to the accumulation of toxic compounds (heavy metals, pesticides, petroleum products, radionuclides) in soils, atmospheric air and water bodies. Particular attention is paid to the dual role of bioindicator plants: ecological for identifying areas with increased pollution levels and monitoring the dynamics of technogenic load, and medical and biological for assessing the impact of toxicants on human health through their entry into food chains. The mechanisms of accumulation and transformation of pollutants, morphological, physiological, biochemical and molecular reactions of plants to pollution, as well as the use of biochemical and molecular markers, phytotests and microanalytical methods are considered. Examples of the use of hyperaccumulator species in monitoring various ecosystems, including urban and agricultural landscapes, are given.

Conclusions. The importance of integrating the results of bioindication studies into medical and ecological analysis for the development of preventive medicine, the formation of public health policies and strategies for sustainable natural resource management is emphasized. The obtained generalizations may be useful for botanists, ecologists, biochemists, toxicologists, physicians and public health specialists involved in monitoring and reducing the negative impact of anthropogenic pollution on the environment and humans.

KEYWORDS: *bioindicators-plant, biochemical marker, hyperaccumulator, microanalytical method, toxic element, ecotoxicology, medical and ecological analysis*

Conflict of interest

The author declares no conflict of interest regarding the publication of this manuscript. Furthermore, the author has fully adhered to ethical norms, including avoiding plagiarism, data falsification, and duplicate publication.

The work does not use artificial intelligence resources.

References

1. Liu, W., Chen, X., Liang, T., Mu, T., Ding, Y., Liu, Y., & Liu, X. (2023). Varying abundance of microplastics in tissues associates with different foraging strategies of coastal shorebirds in the Yellow Sea. *Science of The Total Environment*. 866,161417. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161417>
2. Wang, F., Zhang, Q., Cui, J., Bao, B., Deng, X., Liu, L., & Guo, M.-y. (2023). Polystyrene microplastics induce endoplasmic reticulum stress, apoptosis and inflammation by disrupting the gut microbiota in carp intestines. *Environmental Pollution*. 323,121233. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121233>
3. Kang, J.S., Yadav, N.S. (2021). Special issue editorial: isolation and analysis of characteristic compounds from herbal and plant extracts. *Plants*. 10(12), 2775. <https://doi.org/10.3390/plants10122775>
4. Huang J., Zhao L., Shi Y., Zeng X., Sun W., Zhao X., ...& Liu, X. (2023). Characterization of short-, medium- and long-chain chlorinated paraffins in ambient PM_{2.5} from the Pearl River Delta, China. *Environ Int*. 175,107932. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107932>
5. Yan, A., Wang, Y., Tan S.N., Mohd Yusof, M.L., Ghosh, S., & Chen, Z. (2020). Phytoremediation: A Promising Approach for Revegetation of Heavy Metal-Polluted Land. *Front Plant Sci*. 11. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00359>
6. Fang, Y., Jiang, Z., Lin, J., Li, J., Liu, S., Wu, Y., & Huang, X. (2023). Nitrate threshold of tropical seagrass susceptibility to herbivory. *Ecol Indic*. 146, 109911. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.109911>
7. Laptiev, V., Apori, S.O., Giltrap, M., Tian, F., & Ryzhenko, N. (2024). Bioaccumulation of Cr, Zn, Pb and Cu in *Ambrosia artemisiifolia* L. and *Erigeron canadensis* L. *Resources*. 13(3), 43. <https://doi.org/10.3390/resources13030043>

8. Warenik-Bany, M., Maszewski, S., Mikolajczyk, S., & Piskorska-Pliszczynska, J. (2019). Impact of environmental pollution on PCDD/F and PCB bioaccumulation in game animals. *Environmental Pollution*. 255, 113159. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113159>
9. Dmytrukha, N.M., Kozlov, K.P., & Herasimova, O.V. (2024). Soil contamination with heavy metals: a hygienic concern. *Ukrainian Journal of Occupational Health*. 20(1), 66-75. <https://doi.org/10.33573/ujoh2024.01.066>
10. Jang, J., Bhardwaj, J., & Jang, J. (2022). Efficient measurement of airborne viable viruses using the growth-based virus aerosol concentrator with high flow velocities. *J Hazard Mater.*, 434, 128873. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128873>
11. Shu, C., Ruda, M., Dzhumelia, E., Shybanova, A., Kochan, O., & Levkiv, M. (2023). Restoring soil cover and plant communities with arbuscular mycorrhizal fungi as an essential component of dss for environmental safety management in post-industrial landscapes. *Agronomy*, 13(5), 1346. <https://doi.org/10.3390/agronomy13051346>
12. Savosko, V., Lykholat, Y., Komarova, I., & Yevtushenko, E. (2022). The impact of forest plant communities on the content of heavy metals in soil profiles of the iron ore mining area, Kryvyi Rih District, Ukraine. *Balt For*. 28(1). <https://doi.org/10.46490/BF631>
13. Fassmer, A.M., Pulst, A., Schmiemann, G., & Hoffmann, F. (2020). Sex-Specific Differences in Hospital Transfers of Nursing Home Residents: Results from the HOspitalizations and eMERgency Department Visits of Nursing Home Residents (HOMERN) Project. *Int J Environ Res Public Health*. 17(11), 3915. <https://doi.org/10.3390/ijerph17113915>
14. Bacchetta, R., Marotta, A., Nessi, A., & Tremolada, P. (2021). Back-calculation of fish size in diet analysis of piscivorous predators: a new index for the alien silurus glanis. *Sustainability*. 13(8), 4322. <https://doi.org/10.3390/su13084322>
15. Nagy, A., Magyar, T., Kiss, N.É., & Tamás, J. (2023). Composted sewage sludge utilization in phytostabilization of heavy metals contaminated soils. *Int J Phytoremediation*. 25(11), 1510-1523. <https://doi.org/10.1080/15226514.2023.2170322>

The article was received by the editors 13.08.2025
The article is recommended for printing 25.09.2025

The article was revised 20.09.2025
This article published 30.12.2025

ХРОНІКА

DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-17>

UDC (УДК): 378.014.24+001.83]:005.745

A. A. HRECHKO¹, PhD (Earth Sciences)

Associate Professor of the Department of Environmental Monitoring
and Protected Areas Management

e-mail: a.a.hrechko@karazin.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-9987-2586>

N. I. CHERKASHYNA¹

Senior Lecturer, Department of Foreign Languages for Professional Purposes

e-mail: n.cherka@gmail.com ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-4066-2530>

¹V. N. Karazin Kharkiv National University,
4, Svobody Square, Kharkiv, 61022, Ukraine

ON THE IMPLEMENTATION OF THE ERASMUS+ SUNRISE PROJECT: COORDINATION MEETING AND TRAINING WORKSHOP

There present the results of the first stage of the Erasmus+ project “SUNRISE – Supporting Ukraine’s Next Generation of Scholars: a Project for Raising University Capacity and Improving Doctoral Student Education.” Special attention is given to the second coordination meeting and the first training workshop, held on September 23–25, 2025, in San Benedetto del Tronto, Italy, at the University of Camerino. The event brought together representatives of universities from Ukraine and across Europe to discuss issues of sustainable post-crisis recovery, training of the third-cycle (doctoral) students, and the implementation of innovative approaches to developing a modern research culture. The article summarizes the content of lectures and discussions, highlights the experiences of international partners and the outcomes of Ukrainian universities’ activities, outlining future prospects for developing “living laboratories” at V. N. Karazin Kharkiv National University. It also emphasizes the importance of coordination meetings as a platform for experience sharing and shaping joint strategies to support young researchers.

KEYWORDS: *Erasmus+, SUNRISE project, young scientists, lecture, training, living-lab, innovative approaches, discussion*

Як цитувати: Hrechko A. A., Cherkashyna N. I. The implementation of the Erasmus+ SUNRISE project: coordination meeting and training workshop. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2025. Вип. 33. С. 235-243. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-17>

In cites: Hrechko, A. A., & Cherkashyna, N. I. (2025). The implementation of the Erasmus+ SUNRISE project: coordination meeting and training workshop. *Visnyk of V.N. Karazin Kharkiv National University. Series Ecology*, (33), 235-243. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2025-33-17>

In the context of global challenges and transformations within the higher education system, international projects aimed at supporting young researchers and strengthening the role of universities in shaping the academic environment have become increasingly significant. One such initiative is the Erasmus+ project “SUNRISE – Supporting Ukraine’s Next Generation of Scholars: a Project for Raising University Capacity and Improving Doctoral Student Education,” which seeks to create new opportunities for the development of research

culture and to facilitate Ukraine’s integration into the European Research Area.

The implementation of such projects is crucial for ensuring the sustainable development of scientific schools, updating approaches to doctoral training, as well as enhancing competitiveness of Ukrainian universities at the international level. These initiatives contribute not only to the professional growth of early-career researchers but also to strengthening partnerships between higher education institutions in Ukraine and the European Union. An important

component of the project's implementation is the organization of coordination meetings among the participating institutions. Such events enable the alignment of strategic objectives, exchange of best practices, identification of effective mechanisms for cooperation, as well as promotion of transparency in achieving the planned outcomes. Coordination meetings serve as a platform for open dialogue among partners, fostering a shared vision for the development of doctoral education and creating conditions for its further integration into the European educational and research space.

Equally important is the coordination of joint efforts and the regular holding of meetings, during which participants discuss progress achieved and outline future implementation stages—ensuring the project's effectiveness and continuity.

The purpose of this article is to analyze the progress of the first stage of the SUNRISE project, “Supporting Ukraine’s Next Generation

of Scholars: Raising University Capacity and Improving Doctoral Training,” highlighting the outcomes of the coordination meeting and training workshop.

Second coordination meeting. From September 23 to 25, 2025, the second coordination meeting and the first training workshop within the framework of the Erasmus+ project SUNRISE – Supporting Ukraine’s Next Generation of Scholars: a Project for Raising University Capacity and Improving Doctoral Student Education took place in San Benedetto del Tronto, Italy (Fig. 1). The event was hosted by the University of Camerino (UNICAM) at its URDIS Training and Educational Center and brought together partners from various universities across Europe and Ukraine.

Over the course of three days, participants took part in lectures, training sessions, discussions, and field study activities aimed at sharing experiences and developing joint approaches to advancing research and doctoral education.



Fig. 1-Agenda of the Second Project Meeting and the First Training under the SUNRISE Project

The first day was dedicated to the Training for Online Trainers. The event began with a welcome coffee, followed by an introduction to the training program presented

by Professors Massimo Sargolini and Flavio Stimilj from the University of Camerino.

A series of thematic lectures then followed. Massimo Sargolini and Luca Di

Lorenzo Latini (UNICAM) delivered a presentation on post-disaster recovery after the 2016 earthquakes in central Italy, focusing on spatial planning and European strategies for reducing risks in post-catastrophe regions.

The next lecture, conducted by Valentina Polci and Ludovica Simionato (UNICAM), addressed the challenges of fragile and conflict-affected territories and explored strategies for fostering resilient social development.

Particular interest was sparked by the presentation of Ana Sopina from the University

of Zagreb (UNIZG), who shared Croatia's experience in post-war and post-earthquake recovery, demonstrating how spatial planning is integrated into the rebuilding process (Fig. 2).

After the lunch break, participants attended a lecture by Kalev Sepp from the Estonian University of Life Sciences (EMU), who shared insights into landscape reclamation practices in former oil shale mining areas. Continuing the theme of territorial recovery, Ruthi Veibriakim (EMU) presented the methodology for developing and implementing living



Fig. 2-Lectures by International Partners of the SUNRISE Project

Laboratories – an innovative approach that fosters close collaboration between science, local communities, and government authorities.

The day concluded with a presentation by Flavio Stimilj (UNICAM), who discussed the experience of responding to the devastating

flood of 2022 in central Italy, focusing on issues of population relocation and spatial planning strategies aimed at mitigating future risks. Each lecture was followed by discussions and Q&A sessions, ensuring active engagement and exchange of ideas among participants (Fig. 3).



Fig. 3 – Training on “Living Laboratories”

Summarizing the results of the lecture sessions, it is worth noting that all presentations were united by a common goal—seeking effective ways to overcome the consequences of crises and to develop approaches to sustainable territorial recovery. The experience of landscape reclamation presented by Professor Kalev Sepp demonstrated the potential for ecosystem restoration in industrially transformed regions. Ruthi Veibriakim’s presentation on the living laboratories methodology outlined an innovative model of interaction between academic institutions, local communities, and governmental bodies – one that enables the practical implementation of environmental and social solutions in post-crisis settings.

Flavio Stimilj’s lecture on managing the aftermath of the large-scale flood in central Italy emphasized the importance of integrated planning solutions aimed at reducing future risks and ensuring population safety.

For young Ukrainian researchers, such examples are particularly valuable, as the post-war recovery of Ukraine will require systematic approaches combining land reclamation, infra-

structure reconstruction, public safety, and innovative forms of cooperation. Thus, the international experience presented during the training serves as a theoretical and methodological foundation for developing new practical solutions that will contribute to the formation of strategies for sustainable development and post-war recovery in Ukraine.

The second day focused primarily on the project’s coordination activities. Representatives from UNICAM opened the meeting with a welcome address, outlining the current status of the initiative. Ukrainian partners presented the results of their activities in 2025.

The Karazin University team was represented by the national coordinator, Director of the Educational and Scientific Institute of Ecology, Green Energy, and Sustainable Development, Ganna Titenko (Fig. 4). In her presentation, she discussed the activities and achievements of the National and International Doctoral School in Environmental and Climate Policy, Management, and Technoecology – INTENSE (NDS) [1].

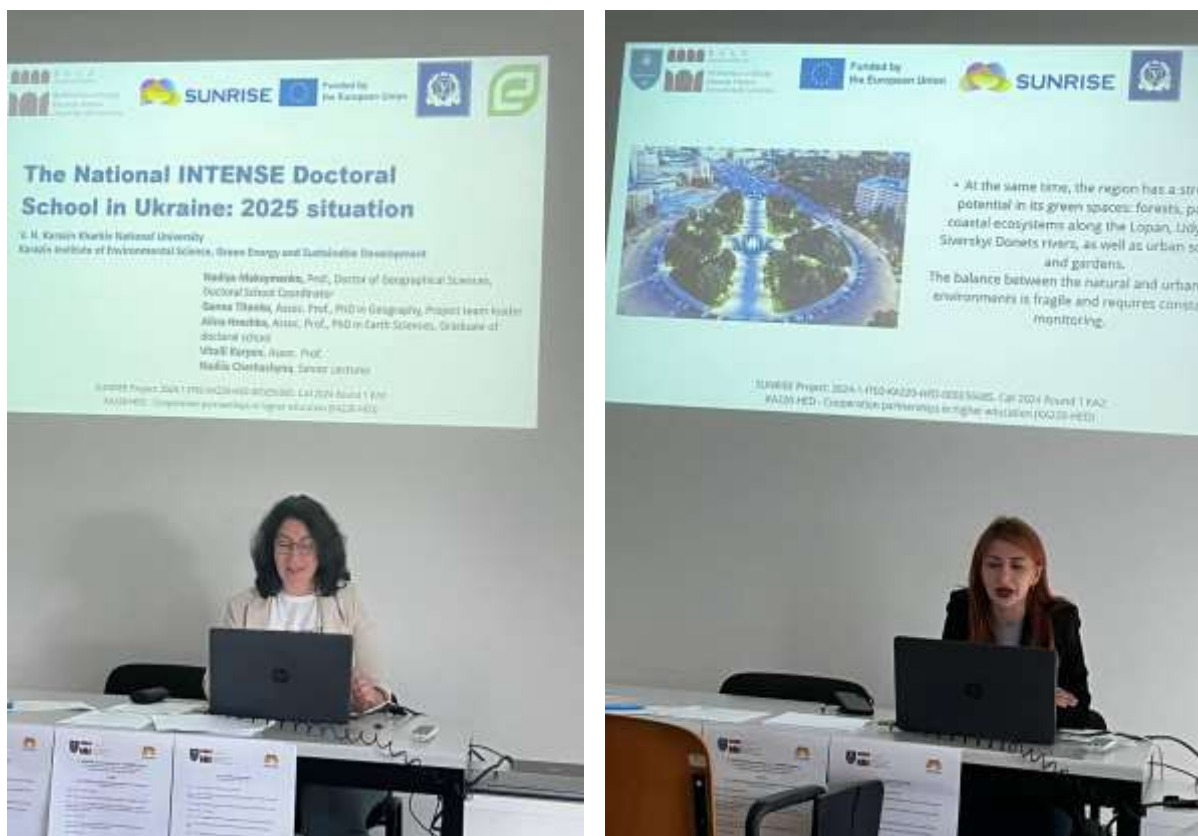


Fig. 4 – Speech by representatives of Karazin University on the implementation of the project

While developing the INTENSE School, partners from the following higher education institutions were involved: Ivan Franko National University of Lviv, Uman National University of Horticulture (now Uman National University), Volodymyr Hnatyuk Ternopil National Pedagogical University, Vinnytsia Academy of Continuing Education, Kherson National University, and Taras Shevchenko National University of Kyiv.

Within the Kharkiv branch of the NDS, six doctoral candidates successfully defended their degrees: two Candidates of Geographical Sciences – Anastasiia Kleshch and Alla Shumilova (Karazin University), and four PhD holders in Earth Sciences – Svitlana Burchenko, Vladyslav Voronin, Alina Hrechko (Karazin University), and Yana Zalizniak (Uman National University). All members of the INTENSE Doctoral School actively participated in project activities, including academic mobility, lectures by Ukrainian and European professors, and more.

Professors from partner Ukrainian institutions also took part in the doctoral defenses. For example, Liubomyr Tsaryk (Volodymyr Hnatyuk Ternopil National Pedagogical University) acted as an opponent for Svitlana Burchenko and Alina Hrechko, Oleksandr Mudrak (Vinnytsia Academy of Continuing Education) for Vladyslav Voronin,

Nadiia Maksymenko (Karazin University) for Anastasiia Serkiz (Ternopil National Pedagogical University), and Mariia Teslovych (Ivan Franko National University of Lviv), among others.

The presentation also summarized the first stage of the Open Lecture Series of the International and National Doctoral School INTENSE, during which five open lectures were delivered: Landscape-Ecological Planning of Territories with Different Functional Designations by Nadiia Maksymenko, Coordinator of the Doctoral School, Karazin University [2]; Dendrochronological Principles for Assessing Forests in Ukraine by Iryna Koval, Academician of the Academy of Forestry Sciences of Ukraine, Doctor of Agricultural Sciences, Senior researcher at H. M. Vysotsky Ukrainian Research Institute of Forestry and Agroforestry [3]; The Concept of Noospheric Ecosystems as a Pathway to Sustainable Development by Serhii Sonko, Doctor of Geographical Sciences, Professor, Uman National University [4]; Landscape Polystructurality of Territories in the Context of Constructive-Geographical Studies: Theoretical, Methodological, and Practical Aspects by Viktoriia Udovychenko, Doctor of Geographical Sciences, Associate Professor, Department of Physical Geography and Geoecology, Taras Shevchenko National

University of Kyiv [5]; Ecosystem Services: Problems of Definition, Classification, Utilization, and Monetization by Tamerlan Safranov, Doctor of Geological and Mineralogical Sciences, Professor, I. I. Mechnikov Odesa National University [6]. The presentation also highlighted future plans for the end of 2025.

Additionally, the results of a survey conducted among 55 doctoral students who participated in the open lecture series were presented. Participants represented various Ukrainian higher education institutions, including Karazin University, Taras Shevchenko National University of Kyiv, Ternopil National Pedagogical University, Odesa National University, Vinnytsia Academy of Continuing Education, Uman National University, Ivan Franko National University of Lviv, and the Carpathian Institute of Ecology of the NAS of Ukraine. The respondents agreed on the importance of such lectures, noting that they provide an open platform for acquiring new knowledge and engaging in discussions, and they expressed anticipation for the continuation of the doctoral lecture series.

Reports were also presented on roundtables organized by Karazin University [7] and Odesa National University [8], which continued discussions on the activities of the Erasmus+ SUNRISE project.

The discussion then focused on plans for the implementation of living labs. Karazin University was represented by Alina Hrechko, Associate Professor of the Department of Ecological Monitoring and Nature Reserve Management, Educational and Scientific Institute of Ecology, Green Energy, and Sustainable Development (Fig. 4). The chosen theme for the

living laboratories is urban landscape issues. During the presentation, researchers identified key challenges, including the reduction of green spaces due to intensive urbanization, high levels of air and soil pollution, inefficient waste management, ecosystem fragmentation, soil degradation in suburban areas, and insufficient integration of ecological approaches into urban planning.

These challenges have been further exacerbated by the war: shelling destroys green spaces, damaged infrastructure leads to unauthorized landfills, and pollution risks increase.

The initiative brings together partners including Kharkivzelenbud, the State Environmental Inspectorate of Kharkiv Region, the Department of Environmental Protection and Natural Resource Management, the O. N. Sokolovsky Institute of Soil Science and Agrochemistry of the National Academy of Agrarian Sciences, the Ukrainian Research Institute of Environmental Problems, and local municipal authorities.

Doctoral students will be actively involved, conducting dissertation research, applying innovative methods, and carrying out field studies. The main focus of the living laboratories is the restoration of green areas destroyed by the war and strengthening the ecological resilience of Kharkiv.

In an interactive format, the living labs methodology was presented by Anton Shkaruba and Ruthi Veibriakim (EMU), who proposed practical cases and exercises for hands-on training. In the second half of the day, the University of Zagreb team presented the results of a survey conducted within Work Package WP4, which allowed for the identification of preliminary findings and recommendations to



Fig. 5 – Study trip to the towns of Norcia and Castelluccio di Norcia

improve doctoral training. Following this, Anton Shkaruba (EMU) discussed strategies for disseminating project results and introduced new opportunities for developing the official project website. The day concluded with an open discussion, during which partners reviewed the next steps in project implementation and agreed on upcoming tasks.

The final, third day was practical in nature and took the form of a field study visit to the towns of Norcia and Castelluccio di Norcia (Fig. 5).

Participants explored examples of spatial planning and post-earthquake recovery measures, discussed issues of relocation, cultural heritage preservation, and integration of natural landscapes into the reconstruction process. The visit provided participants with an opportunity to observe real-world examples of the interaction between science and practice and to discuss how these approaches could be applied in the context of Ukraine.

Thus, the second coordination meeting and the first training workshop within the SUNRISE project marked an important milestone in its implementation. They brought together researchers from different countries, created opportunities for in-depth experience exchange, helped align completed steps, and defined future stages of the project.

The coordination of efforts and the shared vision of the participants are key to the success of this initiative, which aims to support a new generation of Ukrainian scholars and enhance university capacity in doctoral education.

In conclusion, the first stage of the project's implementation can be considered successful. Detailed information about the project's activities is available on the website: <https://ecology.karazin.ua/mizhnarodna-dijalnist/sunrise/>

Conflict of Interest

The authors declare no conflict of interest regarding the publication of this manuscript. Furthermore, the authors have fully adhered to ethical norms, including avoiding plagiarism, data falsification, and duplicate publication.

Authors Contribution: all authors have contributed equally to this work.

The work does not use artificial intelligence resources.

References

1. Educational and Scientific Institute of Ecology, V. N. Karazin Kharkiv National University. (2025). *SUNRISE project: Supporting Ukraine's next generation of scholars*. Retrieved October 6, 2025, from <https://ecology.karazin.ua/mizhnarodna-dijalnist/sunrise/>
2. Open Lecture of the National Doctoral School. (2025). Official website of the Karazin Institute of Environmental Science, V. N. Karazin Kharkiv National University. Retrieved October 7, 2025, from <https://ecology.karazin.ua/news/vidkritij-lektorij-nacionalnoi-doktorskoi-shkoli/>
3. Open Lecture of the National Doctoral School – 2. (2025). Official website of the Karazin Institute of Environmental Science, V. N. Karazin Kharkiv National University. Retrieved October 7, 2025, from <https://ecology.karazin.ua/news/vidkritij-lektorij-nacionalnoi-doktorskoi-shkoli-2/>
4. Open Lecture of the National Doctoral School – 3. (2025). Official website of the Karazin Institute of Environmental Science, V. N. Karazin Kharkiv National University. Retrieved October 7, 2025, from <https://ecology.karazin.ua/news/vidkritij-lektorij-nacionalnoi-doktorskoi-shkoli-3/>
5. Open Lecture of the National Doctoral School – 4. (2025). Official website of the Karazin Institute of Environmental Science, V. N. Karazin Kharkiv National University. Retrieved October 7, 2025, from <https://ecology.karazin.ua/news/vidkritij-lektorij-nacionalnoi-doktorskoi-shkoli-4/>
6. Open Lecture of the National Doctoral School – 5. (2025). Official website of the Karazin Institute of Environmental Science, V. N. Karazin Kharkiv National University. Retrieved October 7, 2025, from <https://ecology.karazin.ua/news/vidkritij-lektorij-nacionalnoi-doktorskoi-shkoli-5/>
7. Round-table on the SUNRISE project regarding the development of the Doctoral School. (2025). Karazin Institute of Environmental Science, V. N. Karazin Kharkiv National University. Retrieved April 25, 2025, from <https://ecology.karazin.ua/news/kruglij-stil-za-proiektom-sunrise-shhodo-rozvitku-doktorskoi-shkoli/>
8. SUNRISE Round-table discussion. (2025). Odesa National University. Retrieved April 25, 2025, from <https://cs2025.onu.edu.ua/a-sunrise-round-table-discussion/>

The article was received by the editors 08.10.2025
The article is recommended for printing 18.11.2025

The article was revised 15.11.2025
This article published 30.12.2025

А. А. ГРЕЧКО¹, доктор філософії з Наук про Землю,
доцент кафедри екологічного моніторингу та заповідної справи
e-mail: a.a.hrechko@karazin.ua ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-9987-2586>

Н. І. ЧЕРКАШИНА¹,
старший викладач, кафедри іноземних мов професійного спрямування
e-mail: n.cherka@gmail.com ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-4066-2530>
¹Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна.
майдан Свободи, 4, м. Харків, 61022, Україна

ПРО ХІД РЕАЛІЗАЦІЇ ПРОЄКТУ ERASMUS+ SUNRISE: КООРДИНАЦІЙНА ЗУСТРІЧ ТА НАВЧАЛЬНИЙ ТРЕНІНГ

Представлено результати реалізації першого етапу проєкту Erasmus+ «SUNRISE – Supporting Ukraine's Next generation of scholars: a project for Raising university capacity and Improving doctoral Student Education». Особливу увагу приділено другій координаційній зустрічі та першому навчальному тренінгу, що відбулися 23–25 вересня 2025 року в Сан-Бенедетто-дель-Тронто (Італія) на базі Університету Камеріно. Захід зібрав представників університетів України та Європи, які обговорили питання сталого відновлення територій після кризових явищ, підготовки здобувачів третього рівня вищої освіти та впровадження інноваційних підходів до формування наукової культури. Узагальнено зміст лекцій і дискусій, представлено досвід міжнародних партнерів, результати діяльності українських університетів, а також перспективи розвитку «живих лабораторій» на базі Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Підкреслюється значення координаційних зустрічей як платформи для обміну досвідом і формування спільних стратегій підтримки молодих науковців.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: Erasmus+, SUNRISE проєкт, молоді науковці, лекція, тренінг, living-lab, інноваційні підходи, дискусія

Конфлікт інтересів

Автори заявляють, що конфлікту інтересів щодо публікації цього рукопису немає. Крім того, автори повністю дотримувались етичних норм, включаючи плагіат, фальсифікацію даних та подвійну публікацію.

Внесок авторів: всі автори зробили рівний внесок у цю роботу

В роботі не використано ресурс штучного інтелекту.

Список використаної літератури

1. Навчально-науковий інститут екології Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. URL: <https://ecology.karazin.ua/mizhnarodna-dijalnist/sunrise/> (дата звернення: 06.10.2025).
2. Відкритий лекторій національної докторської школи. *Офіційний сайт Навчально-наукового інституту екології Харківського національного університету В. Н. Каразіна.* URL: <https://ecology.karazin.ua/news/vidkritij-lektorij-nacionalnoi-doktorskoi-shkoli/> (дата звернення: 07.10.2025).
3. Відкритий лекторій національної докторської школи – 2. *Офіційний сайт Навчально-наукового інституту екології Харківського національного університету В. Н. Каразіна.* URL: <https://ecology.karazin.ua/news/vidkritij-lektorij-nacionalnoi-doktorskoi-shkoli-2/> (дата звернення: 07.10.2025).
4. Відкритий лекторій національної докторської школи – 3. *Офіційний сайт Навчально-наукового інституту екології Харківського національного університету В. Н. Каразіна.* URL: <https://ecology.karazin.ua/news/vidkritij-lektorij-nacionalnoi-doktorskoi-shkoli-3/> (дата звернення: 07.10.2025).
5. Відкритий лекторій національної докторської школи – 4. *Офіційний сайт Навчально-наукового інституту екології Харківського національного університету В. Н. Каразіна.* URL: <https://ecology.karazin.ua/news/vidkritij-lektorij-nacionalnoi-doktorskoi-shkoli-4/> (дата звернення: 07.10.2025).
6. Відкритий лекторій національної докторської школи – 5. *Офіційний сайт Навчально-наукового інституту екології Харківського національного університету В. Н. Каразіна.* URL: <https://ecology.karazin.ua/news/vidkritij-lektorij-nacionalnoi-doktorskoi-shkoli-5/> (дата звернення: 07.10.2025).

7. Круглий стіл за проєктом SUNRISE щодо розвитку Докторської школи -*Навчально-науковий інститут екології Харківського національного університету імені В.Н.Каразіна..* URL: <https://ecology.karazin.ua/news/kruglij-stil-za-proiektom-sunrise-shhodo-rozvitku-doktorskoi-shkoli/> (дата звернення: 25.04.2025).
8. 2.A SUNRISE Round-table discussion. 2025. URL: <https://cs2025.onu.edu.ua/a-sunrise-round-table-discussion/> (дата звернення 25.04.2025)



Co-funded by the
European Union

Funded by the European Union. Views and opinions expressed are however those of the author(s) only and do not necessarily reflect those of the European Union or Erasmus+. Neither the European Union nor the granting authority can be held responsible for them.



Стаття надійшла до редакції 08.10.2025
Стаття рекомендована до друку 18.11.2025

Переглянуто 15.11.2025
Опубліковано 30.12.2025

Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія: «Екологія» є збірником наукових робіт, який включено до Переліку ВАК фахових видань, в яких можна публікувати основні результати дисертаційних робіт на здобуття наукового ступеня доктора і кандидата географічних наук (спеціальності 101,103) та біологічних наук (спеціальності 091,101).

До публікації приймаються статті, які написані українською або англійською мовами згідно з правилами для авторів і отримали позитивні рекомендації рецензентів.

ПРАВИЛА ДЛЯ АВТОРІВ

Електронна версія оформляється у форматі Microsoft Word, шрифт Times New Roman, розмір 11, міжрядковий інтервал 1,0, всі поля по 2,5 см. Жирним шрифтом виділяються підзаголовки у статті; курсив допускається лише у виняткових випадках.

Ілюстрації, включаючи графіки і схеми, мають бути розміщені безпосередньо в тексті. Ілюстрації подаються чорно-білими. Скрізь, де можливо, доцільніше використовувати графіки, а не таблиці.

Орієнтація сторінок – книжкова. Вирівнювання – по ширині.

Відступ для абзацу – 1,00 см.

Для статей необхідно вказати УДК (UDC): (зліва, розмір 11), ініціали та прізвище автора, науковий ступінь, звання та посаду (розмір 11, по центру), e-mail та <https://orcid.org/> усіх співавторів, повну назву установи та її адреса (розмір 10, по центру).

Анотація має бути структурованою для експериментальних робіт, тобто обов'язково вказати:

Мета. Методи. Результати. Висновки.

Текст статті має відповідати вимогам ВАК. Посилання на джерела у статті давати в прямокутних дужках [] із зазначенням номера в порядку посилання у тексті, а в окремих випадках і сторінок.

Список використаної літератури обов'язково оформляється за ДСТУ 8302:2015, обов'язково містити (50%) джерела, що опубліковані не більше 5 років тому: розмір 10, міжрядковий інтервал 1,0. Кількість посилань має бути не менше 15. Обов'язково вказувати DOI або URL-електронну адресу посилань.

Через 2 інтервали також подати прізвище, науковий ступінь, наукове звання та посаду, e-mail та <https://orcid.org/>, організацію, її повну адресу, назву статті, розширену анотацію та ключові слова *англійською мовою*: розмір 10, міжрядковий інтервал 1,0. Анотація повинна бути побудована як реферат у реферативних журналах та відражати суть експериментів, основні результати та їх інтерпретацію. Для експериментальних статей подати структуровані резюме де має бути вказані слова: **Purpose. Methods. Result. Conclusion.**; та **KEY WORDS** (ключові слова) – 5-6 слів

Подати також **References**, за стандартом APA (прізвище, ініціали, назва - англійською, та **Retrieved from** або DOI, наприкінці у дужках (In Ukrainian)

Адреса редакції: навчально-науковий інститут екології, 4 поверх, к. 483а,

Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна,

пл. Свободи, 6, Харків, Україна, 61022

тел. +38-057- 707-53-86 e-mail: visnykecology@karazin.ua

ecology.journal@karazin.ua

Web-page: <http://periodicals.karazin.ua/ecology> (OJS)

Наукове видання

**ВІСНИК ХАРКІВСЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО УНІВЕРСИТЕТУ
імені В. Н. КАРАЗІНА**

**СЕРІЯ «ЕКОЛОГІЯ»
Вип. 33**

Збірник наукових праць

Українською та англійською мовами

Макетування та комп'ютерне верстання
Баскакова Л. В.

Підписано до друку 24.12.2025 Формат 60 x 84 ¹/₈ . Папір офсетний.
Друк ризографічний

Ум. друк. арк. 16,01. Обл.-вид. арк. 22,01
Наклад 50 пр. Зам. № 35/25

61022 Харків, майдан Свободи, 6
Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна

Надруковано ХНУ імені В. Н. Каразіна
61022, Харків, майдан Свободи, 4.
Тел. 705-24-32
Видавництво

Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 3367 від 13.01.09