МІНІСТЕРСТВО ЕКОНОМІКИ ТА ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ УКРАЇНИ

НАУКОВО-ДОСЛІДНА УСТАНОВА
«УКРАЇНСЬКИЙ НАУКОВО-ДОСЛІДНИЙ ІНСТИТУТ
ЕКОЛОГІЧНИХ ПРОБЛЕМ»

XXII МІЖНАРОДНА НАУКОВО-ПРАКТИЧНА КОНФЕРЕНЦІЯ

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА: ПРОБЛЕМИ І ШЛЯХИ ВИРІШЕННЯ

ЗБІРНИК НАУКОВИХ СТАТЕЙ

24-25 вересня 2026 р.
м. Харків, Україна

Харків 2026

УДК 502.58:504.064.4

Електронний примірник.
Розміщено на офіційному сайті згідно рішення Вченої ради УКРНДІЕП

Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей XXII Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 24-25 вересня 2026 р.) / УКРНДІЕП., 2026. 437 с.

У збірнику наукових статей висвітлено проблеми, що пов’язані з регіональною екологією, охороною атмосферного повітря та водних об’єктів, переробкою промислових та побутових відходів, моніторингом навколишнього природного середовища, радіоекологічною безпекою та екологічно чистими енергозберігаючими технологіями.

Збірник розраховано на вчених та спеціалістів академічних та галузевих науково-дослідних і проєктних інститутів, керівників підприємств різних форм власності, організацій МОЗ України, представників департаментів екоресурсів обласних та міських державних адміністрацій та екологічних інспекцій, управлінь з питань надзвичайних ситуацій, органів державної виконавчої влади та місцевого самоврядування і громадських організацій.

Статті надруковано за авторською редакцією.

© Укладач Науково-дослідна установа
«Український науково-дослідний
інститут екологічних проблем»
(УКРНДІЕП), 2026

ПАМ’ЯТІ ОЛЕКСАНДРА ГЕОРГІЙОВИЧА ВАСЕНКА



З глибоким сумом повідомляємо про непоправну втрату – пішов із життя Васенко Олександр Георгійович, кандидат біологічних наук, доцент, відомий науковець, багаторічний працівник науково-дослідної установи «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», заступник директора з наукової роботи, завідувач лабораторії досліджень екологічної стійкості об’єктів довкілля та природних територій особливої охорони.

Багато років професійного життя Олександр Георгійович присвятив УКРНДІЕП, зробивши вагомий внесок у розвиток наукових досліджень у сфері охорони довкілля та екологічної безпеки. Його професійна діяльність була пов’язана з дослідженням екологічного стану водних об’єктів і природних екосистем, оцінюванням екологічної стійкості довкілля, розробленням науково-методичних підходів до охорони та раціонального використання природних ресурсів.

Олександр Георгійович був не лише висококваліфікованим фахівцем і талановитим науковцем, а й людиною, яка щиро вболівала за розвиток інституту та української екологічної науки в цілому. Він багато років очолював лабораторію, був заступником директора з наукової роботи, брав активну участь у роботі Вченої ради УКРНДІЕП, керував виконанням науково-дослідних робіт. Його ім’я пов’язане з численними науковими дослідженнями, публікаціями та підготовкою молодих

науковців.

Особливо важливим був його внесок у формування наступного покоління фахівців. Олександр Георгійович був науковим керівником аспірантів, передавав їм свої знання, досвід і відповідальне ставлення до наукової роботи. Його учні та колеги продовжуватимуть справу, якій він присвятив значну частину свого життя.

Для колективу УКРНДІЕП Олександр Георгійович був не просто колегою. Це була людина, з якою пов’язано багато років спільної роботи, професійних дискусій, наукових пошуків і важливих для установи справ. Його принциповість, професійність, відданість науці та людяність назавжди залишаться у пам’яті тих, хто мав честь працювати поруч із ним.

Світла пам’ять про Олександра Георгійовича Васенка – талановитого науковця, досвідченого керівника, наставника та щиру людину – назавжди залишиться в серцях його колег, учнів, друзів і всіх, хто його знав.

Колектив науково-дослідної установи «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем» висловлює щирі співчуття рідним і близьким Олександра Георгійовича.

Вічна і світла пам’ять…

ЗМІСТ

Гриценко А. В., Маркіна Н. К.
Екологічні трансформації та стан водних ресурсів нижнього Дніпра в умовах спонтанного ревайлдингу Великого Лугу…… 11

Адамова Г. В. Пісня Л. А.
Екологічна безпека застосування відходів воєнної руйнації у дорожньому будівництві…… 17

Аніщенко Л. Я., Пісня Л. А., Свердлов Б. С, Барміна І. В.
Екологічні виклики щодо проєктів сфери відступів від правил оцінки впливу на довкілля…… 23

Багмут Л. Л., Юрченко В. О.
Застосування програми IMAGEJ для кількісного визначення концентрацій дрібнодисперсних частинок в дощовій воді……. 31

Барбашев С. В., Івченко Є. В.
Викиди тритію з АЕС та їх контроль: ситуація станом на тепер і потенціал розвитку…... 36

Бєлоконь К. В., Ольшанська С. І., Маханько Р. О., Книш Б. А.
Аналіз схем очищення відхідних газів феросплавного виробництва…… 46

Бєлоконь К. В., Старій Є. В., Галіч А. В., Квакін Д. О.
Методи переробки, утилізації та вторинного використання рідких відходів пивного виробництва…… 50

Бойко О. В., Чумаченко С. М.,Пісня Л. А., Парталян А. С., Петрухін С. Ю.
Математична модель ремедіації ґрунтів зон інтенсивних бойових дій…… 58

Бондар Ю. В.
Синтез та застосування композитних цеолітних гранул для іммобілізації важких металів у ґрунтах…… 65

Брук В. В., Заболоцька В. В., Коваленко С. Ю., Клочко Т. О.
Регламент скидання зворотних вод під час реконструкції водойм-охолоджувачів електростанцій…… 72

Бурко В. А.
Гармонізація нормативно-правового забезпечення декарбонізації промисловості України із законодавством ЄС: аналіз розривів та напрями зближення…… 79

Бурко В. А.
Термодинамічні засади мінімізації відходів у технологіях виробництва керамічних будівельних матеріалів…… 85

Бурко В. А., Хлєстова О. А., Єлістратова Н. Ю., Загорскіс А.
Вплив прісноводних і морських макроводоростей на вихід біогазу під час анаеробного зброджування з гноєм великої рогатої худоби…….. 92

Бутенко Е. О.
Захист водних об'єктів від пестицидів за допомогою синтетичних аніонних глин... 99

Butenko O. G., Byzova M. B., Protunkevich O. O.
Controversial issues regarding the definition of ecocide in Ukrainian and international practice…….. 105

Васенко О. Г., Лук'янова О. О., Черба О. В., Ієвлєва О. Ю.
Аналіз впливу російської військової агресії на навколишнє середовище України у 2025 році…… 110

Венгер Л. О., Бєлоконь К. В., Бачурина У. М., Воробйов А. В.
Технологічна модернізація металургійного виробництва як чинник підвищення екологічної безпеки…… 115

Венгер Л. О., Бєлоконь К. В., Карпій С. Є., Риженко В. В.
Комплексна оцінка екологічної небезпеки промислових територій, постраждалих від воєнних дій……..... 119

Венгер Л. О., Бєлоконь К. В., Коваль В. В., Маханько Р. О.
Сучасні природоохоронні споруди для зниження екологічного навантаження металургійних підприємств…….. 125

Венгер Л. О., Бєлоконь К. В., Попович С. П., Жаворонков М. А.
Цифровізація природоохоронних споруд як інструмент підвищення екологічної безпеки…….. 132

Волошин В. С., Азархов О. Ю.
Цифрова модель межової взаємодії в системі «біосфера-ноосфера» для підтримки прийняття рішень у біомедичній інженерії…… 138

Волошин В. С., Бурко В. А.
Інформаційно-термодинамічні закономірності утворення та мінімізації промислових відходів у технологічних процесах…….. 150

Волошин В. С., Бурко В. А.
Параметричний критерій придатності тепломасообмінних технологій до мінімізації відходів у джерелі їх утворення…….. 158

Волошин В. С., Данилова Т. Г.
Інформаційні механізми адаптивності екосистем: взаємозв'язок колективної координації та індивідуальної автономії…… 163

Волошин В. С., Данилова Т. Г.
Мінімізація відходів у адитивних виробництвах: на прикладі технологій 3D-друку……..……. 174

Волошин В. С., Єлістратова Н. Ю.
Стійкість техногенних та природних екосистем в умовах хронометричної асиметрії…….. 182

Волошин В. С., Ткаленко І. А.
Інтегральне оцінювання металургійних відходів як вторинних залізорудних ресурсів у водневої та вуглецевої металургії…….. 193

Волошин В. С., Ткаленко І. А.
Комплементарні територіальні промислові відходи як ресурс для рециклінга у циркулярній економіці…… 201

Волошин В. С., Ткаленко І. А.
Методика керування властивостями багатокомпонентних промислових відходів на основі ентропійно-топологічного аналізу перколяційних переходів..…….. 212

Honcharenko I. O., Oskina M.
Evidence-based identification of air pollutants from organized emission sources of complex multicomponent industrial processes: an expert-analytical framework…… 220

Дмитрієва О. О.,Цапко Н. С., Мельнік Л. В., Колдоба І. В., Воробьов М. М., Лознюк З. І.,
Технологічні заходи екологічно безпечного водовідведення населених пунктів України в уразливих зонах ……..... 228

Душкін С. С.
Моделювання та прогнозування стану атмосферного повітря на основі даних екологічного моніторингу: практичний підхід для студентів-екологів……..…. 236

Жерденко В. В., Васютинська К. А.
Циркулярний потенціал гливи звичайної у біоконверсії органічних відходів та біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів…… 243

Жук В. М., Лисюк О. Г.
Розробка проєкту концепції державної цільової наукової програми управління водними ресурсами до 2036 року…….. 252

Зінченко І. В., Густавсон І. А., Кочетига Д. В., Кононенко К. С.
Динаміка мікробіологічного забруднення поверхневих вод України в умовах трансформації антропогенного навантаження…… 258

Іванін П. С.
Дистанційний моніторинг концентрації завислих речовин у природних водоймах за допомогою платформи GOOGLE EARTH ENGINE…… 262

Ivashura A. A.
Environmental degradation and priorities for the ecological rehabilitation of agricultural land……. 268

Ivashura A. A.
Optical polymers in the structure of post-war landscape pollution……... 275

Калініченко О. О., Мельников А. Ю., Нікітіна С. В., Волков Ю. В.
Біомоніторинг хімічного стану масивів поверхневих вод……. 284

Khabarova H. V., Kovalenko G. D., Barbashev S. V.
Problems with atmospheric air monitoring in Ukraine: the current situation, proposals and recommendations for resolving them…… 288

Ковтун Д. Є.
Асиметрія ефекту магнітного поля на процеси іонного обміну……..……. 296

Кожемякін Г. Б., Аданік О. О., Сахаров В. В., Галіч А. В.
До питання краплевиносу в апаратах мокрої очистки газів……. 299

Кожемякін Г. Б., Перчеклій В. В., Книрік В. В., Байша М. С.
Екологічні аспекти виробництва коксу…….. 302

Кочанов Е. О., Касьянов О. В., Хапцов Д. О.
Перспективи підвищення боєздатності особового складу ЗСУ шляхом використання засобів індивідуального захисту шкіри фільтрувального типу……. 305

Кочанов Е. О., Токовий К. І., Марущак В. Ю.
Перспективи підвищення боєздатності особового складу ЗСУ за рахунок застосування сучасних засобів індивідуального захисту шкіри фільтрувального типу…….... 309

Лебьодкін О. І., Цапко Н. С., Варламов Є. М.
Верифікація мережі індикативного моніторингу ENVEA Cairnet та розрахунок індексу якості повітря за наказом МінЕкоенерго № 590: досвід Кривого Рогу…… 312

Лебьодкін О. І., Цапко Н. С., Варламов Є. М., Палагута О. А., Скакальський О. М.
Підвищення достовірності індикативного моніторингу PM_{10} на основі синхронних вимірювань PM_{10}/TSP і методу RANDOM Forest: досвід промислово-гірничодобувного міста Кривий Ріг……... 318

Лисов Б. В., Нещерет І М., Мовчан Ю. О.
Еколого-соціальна тематика у Харківських виставкових арт-проєктах на початку XXI століття…….. 325

Мельник С. В., Карамушко А. В.
Оцінка чинників мінливості клімату міських територій на прикладі міста Одеса… 329

Миргород О. В., Пирогов О. В., Рудаков С. В.
Дослідження пожежної безпеки та екологічності сендвіч-панелей з сучасними наповнювачами…… 336

Mykhailova E. O.
Monitoring of chemical contaminants as a tool for environmental risk management…. 340

Німець Н. М., Цапко Н. С.
Екологічна безпека нафтогазовидобувних об'єктів в умовах воєнних ризиків…… 347

Radomska M. M., Bakhareva A. O.
Prerequisites for creating a used cooking oil processing system in Ukraine…….. 352

Романова К. О., Правовєров А. О., Цзунянь У.
Підвищення енергоекологічної ефективності котлів шляхом оптимізації та налагодження стехіометричного балансу процесу горіння…….. 355

Романова К. О., Правовєров А. О., Шевчук Д. О.
Енерго-екологічна ефективна модернізація та оптимізація режимів роботи водогрійних котлів серій ТВГ та КВГ……..…… 360

Солодовнікова Л. М., Сізова Н. Д.
Радононебезпека промислових об'єктів України в умовах воєнного стану……. 365

Сорока М. Л., Бєлоконь К. В., Аданік О. О.
Ретроспективний аналіз змін аерозольного індексу у повітрі Запорізької області у 2020-2024 роках……... 372

Сорока М. Л., Брик М. О., Науменко Є. Г.
Дослідження можливостей використання термічно модифікованого опалого листя для очищення стічних вод від жиро-масляного забруднення…….…… 375

Сорокіна К. Б.
Оцінка стану водних джерел та моніторинг забруднень в умовах екологічних та техногенних викликів……. 378

Старко М. В.
Зростання верховодки звичайної (Alburnus alburnus) у річці Лопань на території міста Харків в останні роки……. 383

Telyma S. V., Diatel O. O., Kalugin Yu. I.
Numerical modeling of the massexchange processes in biofilm at forming its thickness……..…. 388

Тищенко Т. М., Гаврікова О. П., Сірогос А. А., Тулушев Є. О.
Про розробку медико-профілактичних заходів з мінімізації ризику здоров'ю населення агломерації Запоріжжя……. 395

Уберман В. І.
Сучасний стан українського регулювання скидання забруднюючих речовин виробничих підприємств…….. 401

Філоненко Р. С., Аніщенко Л. Я., Пісня Л. А., Свердлов Б. С., Барміна І. В.
Системне управління відходами руйнації в Україні: багатокритеріальна ієрархічна модель прийняття екологічних рішень……. 408

Христич О. В., Галайко Б. Ю.
Фотокаталітичний цемент із нанорозмірним TiO_2 як функціональний матеріал для екологічно активної інфраструктури…….. 416

Христич М. О., Шабанова Г. М.
Ресурсоефективне отримання вогнетривких цементів системи (Ba, Sr)O-Al_2O_3 із використанням альтернативної сировини……. 420

Юрченко А. І., Величко Г. М.
Сучасний стан вмісту біогенних елементів та гумусу в ґрунтах України……. 424

Юрченко В. О., Мельнікова О. Г., Авдієнко І. А.
Вплив нитчатого спухання активного мулу на утворення та викиди сірководню з міських очисних споруд……. 435

УДК 502.58:556.51(282.247.32)

Гриценко А. В., д-р геогр. наук, проф.;

Маркіна Н. К.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

ЕКОЛОГІЧНІ ТРАНСФОРМАЦІЇ ТА СТАН ВОДНИХ РЕСУРСІВ НИЖНЬОГО ДНІПРА В УМОВАХ СПОНТАННОГО РЕВАЙЛДИНГУ ВЕЛИКОГО ЛУГУ

Вступ та актуальність дослідження

Руйнування греблі Каховської гідроелектростанції у червні 2023 року спровокувало найбільшу техногенну катастрофу в Європі за останні десятиліття, яку міжнародна експертна спільнота справедливо класифікує як акт екоциду. Одномоментне спускання гігантської водойми площею понад 210 тисяч гектарів призвело до радикальної трансформації ландшафтних, мікрокліматичних та гідрологічних умов Південного регіону.

Перші короткострокові прогнози екологічного моніторингу пророкували катастрофічні сценарії: перетворення дну водосховища на безжиттєву солончакову пустелю, масштабні токсичні пилові бурі внаслідок вивітрювання донних відкладень та остаточний крах регіональної біосфери.

Проте дані супутникового дистанційного зондування, а також наступні наземні експедиції зафіксували унікальну за своїм масштабом природну відповідь. Науковці стали свідками феномену Великого Лугу — безпрецедентного за швидкістю процесу спонтанного ревайлдингу, який змушує наукову спільноту переосмислити стратегії післявоєнного відновлення гідроінфраструктури.

Спонтанний ревайлдинг як стабілізуючий фактор

Замість очікуваного опустелювання на осушеному ложі водосховища активізувалися потужні сукцесійні процеси. Буквально за кілька сезонів понад 40% колишньої акваторії вкрилося густими, життєздатними автохтонними лісами, основу яких склали верба біла (*Salix alba*) та тополі. На сьогодні висота молодого заплавного лісу на окремих ділянках уже перевищує 8–10 метрів [1, 2]. Цей лісовий масив, що стрімко формується, виконує надважливі екосистемні функції:

*1) Екологічний щит***.** Щільний рослинний покрив та коренева система дерев надійно зафіксували донні мули. Це повністю нівелювало загрозу пилових бур та

утримало глибоко в ґрунті важкі метали й токсичні сполуки.

2) Вуглецеве депо. Молодий заплавний ліс став колосальним стоком для поглинання вуглекислого газу, що має надважливе значення в контексті глобальних кліматичних змін та цілей Європейського зеленого курсу.

*3) Регенерація біорізноманіття***.** Природне русло Дніпра повертається до свого історичного стану Великого Лугу. Спостерігається повернення степової та водоплавної фауни, а також створення унікального природного ядра, аналогів якому немає в сучасній Європі [1-3].

Сучасний стан водних ресурсів регіону

Окрему увагу необхідно приділити трансформації самого стану водних ресурсів регіону. На основі останніх моніторингових даних виділяються три ключові тенденції [2]:

*1) Оздоровлення та самоочищення руслових вод***.** Повернення Дніпра у своє природне історичне русло ліквідувало екологічно небезпечний режим «стоячої води». Активація течії запустила процеси природного гідробіологічного самоочищення. Це звело до мінімуму ризики масового цвітіння води (евтрофікації) та накопичення токсинів синьо-зелених водоростей, що раніше було хронічною проблемою Каховського моря в літній період.

2) Проблема мінералізації альтернативних поверхневих джерел. Перенесення водозаборів на малі річки, зокрема на річку Інгулець та Карачунівське водосховище, виявило нові якісні виклики оскільки вода в цих артеріях має значно вищий рівень природної мінералізації та жорсткості порівняно з дніпровською. Це потребує впровадження в водопроводи систем з новітніми методами демінералізації.

3) Деградація прибережних підземних горизонтів. Різке падіння рівня води в Дніпрі спричинило гідродинамічний пресинг на підземні води – рівень ґрунтових вод у прибережній зоні значно знизився. Це призвело до осушення локальних сільських колодязів та мілких свердловин у Херсонській області [4], що змусило громади переходити на глибоке артезіанське буріння. Ключові гідрогеологічні закономірності приведені у таблиці 1.

Критичне падіння рівнів (*water_drop_m*). Найбільші аномалії (5–7.6 метра) (таблиця 1) зафіксовані вздовж колишнього русла водосховища (Нова Каховка, Берислав). Підземні води «відступають» углиб на віддаль 10-15 км, оскільки зник гідростатичний тиск річки. При цьому виникла загроза для водопостачання (*to_pump_m*):

- У Бериславі (1.8 м) вода ледь покриває помпу — є ризик поломки обладнання

через потрапляння повітря.

- У Новій Каховці (-1.8 м) рівень упав нижче фільтрів та помпи, свердловина повністю пересохла (таблиця 1).

Таблиця 1 – Особливості падіння рівнів підземних вод в ряді свердловин регіону

ID Свердловини (*well ID*)	Населений пункт (*locality name*)	Абс. відмітка устя, м (*collar abs*)	Статичний рівень ДО, м (*pre disaster, h*)	Поточний рівень, м (*current,h*)	Падіння рівня, м (*water drop, m*)	До насоса, м (*to pump, m*)	Сухий залишок, мг/л (*dry residue*)	Придатність для пиття (*potability*)
1	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*	*7*	*8*	*9*
KH-01-BRL	м. Берислав	54.2	12.5	18.2	5.7	1.8 Критично	850	Придатна (рівень падає)
KH-02-NKA	м. Нова Каховка	22.1	4.2	11.8	7.6	-0.5 Осушено	1650	Непридатна (засолена)
KH-03-B_OL	смт Білозерка	38.0	8.1	11.4	3.3	4.5	620	Придатна
KH-04-KHO	м. Херсон (схід)	45.3	14.2	19.5	5.3	2.1	910	Придатна
KH-05-CHL	смт Чорнобаївка	32.8	7.5	10.9	3.4	5.2	580	Придатна
KH-06-SCA	м.Скадовськ	8.5	2.1	2.4	0.3	8.0	2100 Морська	Непридатна (засолення)

Хімічне забруднення та засолення (*dry_residue*). Норма для питної води в Україні — до 1000–1500 мг/л. Через падіння рівнів прісної води у Скадовську та Новій Каховці почалося «підтягування» глибинних солончакових або морських вод, через що вода стала мінералізованою та непридатною для пиття (таблиця 2).

Аналіз хімічних загроз на основі таблиці:

Хлориди та Сульфати (KH-02, KH-06). Різке перевищення норми (>250 мг/л) свідчить про те, що свердловини почали качати мінералізовану воду з глибших горизонтів або лиманів через зникнення тиску прісних вод Каховського водосховища.

Нітрати (KH-03). Перевищення норми в Білозерці (>50 мг/л) пов'язане з поверхневим сільськогосподарським змивом добрив, який став більш концентрованим через зниження рівня підземних вод.

Залізо (KH-04). Традиційна проблема деяких горизонтів Херсонщини. Перевищення норми (>0.2 мг/л) дає воді іржавий колір та металевий присмак, вимагаючи встановлення станцій знезалізнення.

Таблиця 2 – Якість та хімічний склад підземних вод

ID Свердло-вини	Сухий залишок, мг/л	Хлориди, мг/л (норма ≤250)	Сульфати, мг/л (норма ≤250)	Нітрати, мг/л (норма ≤50)	Залізо загальне, мг/л (норма ≤0.2)	Статус питної води (potability)
1	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*	*7*
KH-01-BRL	850	180	210	35	0.15	Придатна (на межі норми)
KH-02-NKA	1650*	420*	380*	15	0.10	Непридатна (засолення хлоридами)
KH-03-B_OL	620	95	110	65*	0.05	Непридатна (хім. забруднення нітратами)
KH-04-KHO	910	210	240	42	0.45*	Непридатна (перевищення заліза)
KH-05-CHL	580	85	95	20	0.12	Придатна (в нормі)

*) *Примітка - показники, значення яких перевищує ГДК.*

Інфраструктурний компроміс – нові магістральні водопроводи

Для зменшення наслідків гуманітарної кризи та дефіциту питної води для міст і промисловості нижче за течією р. Дніпро, на даний час реалізовано масштабний альтернативний проєкт – будівництво трьох гілок Нових магістральних водопроводів загальною протяжністю близько 150 км (зокрема, «Інгулець – Південне водосховище» та «Запоріжжя – Марганець – Нікополь»). Вони успішно диверсифікували джерела постачання.

Згадана вище проблема підвищеної мінералізації води в р. Інгулець була успішно вирішена інженерами шляхом впровадження у водопроводи сучасних автоматизованих систем глибокої фільтрації та демінералізації (зворотного осмосу). Як результат – у найкоротші терміни понад 1,5 мільйона жителів повністю забезпечені якісною водою, що знімає обов'язковий статус із потреби повторного затоплення Великого Лугу.

Таким чином, сучасні інженерні рішення продемонстрували, що життєзабезпечення регіону можливе без повернення до негайного відновлення греблі Каховського водосховища.

Залишкові екологічні ризики та виклики

Оцінюючи екологічну ситуацію на даний час слід зазначити, що спонтанний ревайлдинг та нові водоводи не нівелюють низку критичних екологічних викликів, які залишаються хронічними наслідками цієї катастрофи:

1) Акумуляція токсичних металів в донних відкладеннях. На ложі колишнього водосховища зафіксовано понад 83 тисячі тонн високотоксичних важких металів (свинець, кадмій, нікель), що накопичувалися там десятиліттями через промислові скиди Запоріжжя. Залишається загрози інфільтрації цих сполук у підземні водоносні горизонти через падіння гідродинамічного тиску [5, 6]. Хоча коріння лісу наразі утримує цей мул, ризики вимивання токсикантів у підземні води під час великих паводків залишаються високими.

2) Незворотна кліматична юридизація. Зникнення водяного дзеркала площею понад 210 тисяч гектарів знизило відносну вологість повітря та зменшило кількість локальних опадів. Це провокує прискорене опустелювання прилеглих степових зон Херсонської та Запорізької областей.

3) Катастрофічний удар по іхтіофауні. Загибель та спуск щонайменше 95 тисяч тонн живої риби та повного знищення озерних екосистем [2]. Попри повернення проточних видів у дике русло, загальний біобаланс зазнав важкого удару.

4) Пролонгований токсичний шок для Чорного моря. Винесення понад 16 кубічних кілометрів забруднених та опріснених вод у Чорне море спричинило масштабний удар по морській флорі і фауні, наслідки якого фіксуватимуться ще не одне десятиліття.

Висновки

1. Реакція природи на Каховську катастрофу надала унікальний історичний шанс, що свідчить про необов’язкове механічне відновлення екологічно застарілого об'єкта середини XX століття.

2. Повернення до старого проєкту водосховища недоцільне, адже в умовах потепління клімату випаровування з гігантського відкритого дзеркала забиратиме до 70% усього корисного припливу Дніпра – це неефективне марнування дефіцитного водного ресурсу. Повторне затоплення просто знищить мільярди нових дерев і призведе до гниття біомаси і забруднення підземних вод – як грунтових, так і артезіанських [3].

3. Світовий тренд та Водна рамкова директива ЄС сьогодні спрямовані на дедаммінг (знесення гребель) та ревіталізацію річок.

4. Стратегія майбутнього розвитку регіону має базуватися на принципах сталого розвитку, збереження унікального заплавного лісу Європи та його подальшої інтеграції до Смарагдової мережі (Emerald Network) у поєднанні з локальними, вузькими гідроспорудами та закритими системами крапельного поливу для аграріїв.

Література

1. Moysiyenko I. et al. Reach the bottom: plant cover of the former Kakhovka Reservoir, Ukraine. *Phytocoenologia*. 2024. URL: https://www.researchgate.net/publication/379551428 (дата звернення: 21.08.2026).

2. Великий Луг чи Каховське водосховище: сучасне бачення : колективна монографія / за ред. UNCG. Київ, 2025. 240 с.

3. Дідух Я. П. Екологічні наслідки деградації Каховського водосховища та сценарії ревіталізації. *Вісник НАН України*. 2025. № 5. С. 12–20.

4. Дослідження аналітичного центру EOS Data Analytics (EOSDA) (2025–2026) : [аналітичний веб-ресурс]. URL: https://eos.com/ (дата звернення: 25.08.2026).

5. Оцінка збитків від підриву Каховської ГЕС : аналітичні звіти / Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України, Місія UNEP (Програма ООН з довкілля). Київ ; Женева, 2023–2025.

6. Rapid Environmental Assessment of Kakhovka Dam Breach, Ukraine / United Nations Environment Programme (UNEP). Geneva : UNEP, 2023. 68 p.

УДК 504.06:628.4:625.7

Адамова Г. В.;

Пісня Л. А., канд. техн. наук

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ЗАСТОСУВАННЯ ВІДХОДІВ ВОЄННОЇ РУЙНАЦІЇ У ДОРОЖНЬОМУ БУДІВНИЦТВІ

На сьогодні внаслідок збройної агресії проти України вже пошкоджено та зруйновано значну частину транспортної інфраструктури, зокрема автомобільні дороги державного і місцевого значення, мости, шляхопроводи, транспортні розв'язки, залізничну інфраструктуру, аеропорти та об'єкти логістики. Значних втрат також зазнав і житловий фонд нашої країни. Згідно з даними п'ятої Швидкої оцінки завданої шкоди та потреб на відновлення (RDNA5) [1] станом на 31 грудня 2025 року пошкоджено або зруйновано 14 відсотків житла, що безпосередньо вплинуло на понад три мільйони домогосподарств.

Загальний обсяг прямих збитків станом на кінець 2025 р. оцінювався у 195,1 млрд. дол. США. Водночас потреби на відновлення та реконструкцію країни протягом наступних 10 років становили 587,7 млрд дол. США. Значна частина цих потреб припадає на транспортний сектор – 96,3 мілрд дол. США [1].

Масштабні руйнування об’єктів призвело до утворення значних обсягів відходів, основу яких становлять бетон, залізобетон, асфальтобетон, цегла та інші мінеральні матеріали. За умови належного сортування, переробки та екологічного контролю частина таких матеріалів має розглядатись як вторинна сировина, зокрема для ремонту та будівництва автомобільних доріг. Такий підхід дозволить суттєво зменшити як потребу у видобуванні природних мінеральних ресурсів так і обсяги захоронення відходів руйнувань. Але перед повторним використанням цих матеріалів в дорожній інфраструктурі, їх фізична, механічна та екологічна придатність має бути оцінена за допомогою спеціалізованих лабораторних та польових досліджень та випробувань.

Використання перероблених будівельних матеріалів, зокрема, для влаштування дорожнього одягу, вже є звичайною світовою практикою. Наприклад, у таких країнах, як Данія, Нідерланди, Сінгапур та США рівень переробки подібних відходів становить 70–95%. Очищені та подрібнені заповнювачі, отримані після знесення чи руйнування споруд, активно застосовуються в різних сферах: від

виробництва готових бетонних сумішей та зворотного засипання інженерних комунікацій до влаштування зернистих основ дорожнього покриття [2].

Показовим у цьому напрямі є дослідження [3], в якому автори, Javier Tavira, José Ramón Jiménez та інші, перевіряли використання матеріалів, отриманих після знесення будівель, як заміни природного щебню при будівництві автомобільних доріг з інтенсивним рухом. Як сировину вони використали уламки приватних будинків (бетонні та залізобетонні конструкції), які демонтували для розширення аеропорту в місті Кордова (Іспанія). Ці відходи переробили за допомогою мобільного дробильного комплексу, а отримані вторинні заповнювачі використали для будівництва експериментальної автомобільної дороги зі значним транспортним навантаженням. Варто зазначити, що перед використанням цих матеріалів у будівництві було проведено тест на вилуговування для перевірки можливого виділення забруднювачів та оцінки ризику потрапляння токсичних речовин у ґрунт та підземні води. Після введення дороги в експлуатацію протягом 7 років регулярно проводили технічне обстеження її стану. В результаті дослідження автори дійшли висновку, що використання вторинних заповнювачів може успішно застосовуватись у нижніх шарах дорожнього одягу. Крім того, вони зазначили, що навіть за інтенсивного руху такі матеріали забезпечують довговічність дорожньої конструкції.

Екологічну та економічну доцільність рециклінгу відходів будівництва і знесення у дорожній інфраструктурі підтверджують і автори дослідження [4]. У своїй роботі науковці дійшли висновку, що акий підхід дає змогу утилізувати суттєві обсяги сировини, отримуючи при цьому відчутну фінансову вигоду та зменшуючи антропогенне навантаження на довкілля.

Отже, світовий досвід доводить, що за належного контролю якості вторинні мінеральні матеріали можуть стати ефективною альтернативою первинній сировині. Але, тут є один критичний момент, який необхідно враховувати. На відміну від зазначених досліджень [3,4], в яких походження матеріалів було переважно від планового знесення житлових будинків, в Україні значна частина відходів утворюється внаслідок бойового застосування вибухової зброї. У складі таких відходів за певних умов можуть бути присутні небезпечні компоненти такі, як залишки важких металів та токсичного горіння (діоксини, поліциклічні ароматичні вуглеводні), вибухових речовин, порохових газів, паливно-мастильних матеріалів, азбестовмісних виробів та інші потенційно небезпечні домішки [5,6]. На цю специфіку чітко вказують і звіти екологічних місій Програми ООН з довкілля (UNEP), які досліджували наслідки масштабних міських боїв на Близькому Сході та зафіксували у руїнах критичні

концентрації отруйних сполук [7]. Подрібнення таких уламків на звичайних дробарках без попереднього глибокого хіміко-токсикологічного скринінгу може призвести до неконтрольованого вторинного забруднення екосистем, тривалого вимивання забруднень у підземні водоносні горизонти та емісії небезпечних речовин в атмосферне повітря.

Саме тому можливість використання відходів воєнної руйнації у дорожньому будівництві не може визначатися лише за їхніми фізико-механічними характеристиками. Необхідним має стати комплексна оцінка їхньої екологічної безпеки.

Основними законодавчими актами у сфері поводження з відходами в Україні є: Закон «Про управління відходами» та Постанова КМУ від 27.09.2022 р. № 1073 «Про затвердження Порядку управління відходами, що утворились у зв'язку з пошкодженням (руйнуванням) будівель та споруд внаслідок бойових дій, терористичних актів, диверсій або проведенням робіт з ліквідації їх наслідків та внесення змін до деяких постанов Кабінету Міністрів України». Проведений аналіз зазначених нормативних документів показує, що вони визначають основні вимоги щодо поводження з відходами, які утворилися внаслідок руйнування будівель та споруд, зокрема їх збирання, сортування та переробки. Проте питання їхнього безпечного повторного використання в дорожній інфраструктурі залишаються неврегульованими, зокрема, відсутній чіткий алгоритм екологічної сертифікації вторинної сировини та бракує критеріїв оцінки безпеки.

Сьогодні у вітчизняному законодавстві немає покрокового алгоритму екологічної сертифікації для рецикльованих матеріалів відходів війни. Тобто, навіть якщо після сортування та переробки отримано матеріал, який за своїми фізико-механічними властивостями може використовуватися у дорожній конструкції, необхідно ще підтвердити, що він не становить небезпеки для довкілля. При цьому чітких критеріїв такої екологічної оцінки саме для відходів руйнувань від бойового застосування вибухової зброї наразі недостатньо.

Впровадження диференційованих критеріїв екологічної оцінки відходів війни є критично важливим для регіонів із найбільшими масштабами руйнувань – насамперед для Донецької, Харківської, Київської та Херсонської областей. Наприклад, матеріали від зруйнованого житлового будинку та від промислового підприємства можуть мати зовсім різний склад і рівень забруднення. Так само на властивості відходів можуть впливати пожежі, вибухи або контакт із паливно-мастильними матеріалами. Тому, на нашу думку, проводити однаковий контроль для всіх відходів війни недоцільно.

Потребує уточнення і перелік лабораторних досліджень цих вторинних матеріалів, які в подальшому використовуватимуться, зокрема, у дорожньому будівництві. Залежно від походження відходів та характеру їх пошкодження доцільним може бути визначення вмісту важких металів, органічних забруднювальних речовин, азбестовмісних матеріалів та інших потенційно небезпечних компонентів. При цьому, важливо оцінювати не тільки склад матеріалу на момент його переробки, а й можливий вплив на довкілля протягом усього періоду експлуатації дорожньої конструкції. Зокрема, обов'язковим інструментом контролю мають стати токсикологічні тести на вилуговування. Вони дозволять з'ясувати чи не вимиватимуть атмосферні опади токсичні сполуки з дорожнього одягу у придорожні ґрунти та підземні водоносні горизонти під час багаторічної експлуатації дороги.

Окрему увагу необхідно приділити виявленню та вилученню небезпечних компонентів з відходів до початку їх механічного подрібнення. Насамперед - це стосується азбестовмісних матеріалів, бо відсортувати дрібні волокна хризотилового чи амфіболового азбесту з уже готового вторинного щебню є технічно неможливим. Саме тому такий контроль доцільно проводити ще на етапі розбирання та сортування завалів, захищаючи майбутній будівельний матеріал від незворотного токсичного забруднення.

Таким чином, для широкого використання відходів війни у дорожньому будівництві недостатньо лише забезпечити їх сортування та переробку. Необхідно створити чітку систему екологічного контролю, яка дозволятиме визначити, які саме матеріали можуть бути безпечно використані в дорожніх конструкціях, які потребують додаткового очищення або обробки, а які взагалі не можуть бути допущені до повторного використання.

На екологічну та економічну доцільність такого сортування вказує червневий звіт Програми розвитку ООН (ПРООН) в Україні, присвячений рециклінгу відходів від руйнувань [8]. Звіт вказує, що станом на вересень 2025 року лише в житловому секторі накопичено щонайменше 17,2 млн тонн відходів від руйнувань (найбільше в Донецькій, Харківській, Київській, Херсонській та Запорізькій областях). Аналітики ПРООН наголошують, що близько 70% потенційно можуть бути перероблені у вторинну сировину для потреб відбудови безпосередньо в радіусі їхнього утворення. При цьому, найперспективнішим напрямком застосування такої сировини визначено саме влаштування конструктивних шарів дорожнього одягу.

Автори звіту рекомендують вдосконалити процеси сортування, збору та переробки таких відходів, розробити та впровадити стандарти для перероблених

матеріалів, а також впровадити систему лабораторних досліджень та випробувань.

Важливо зазначити, що на сьогодні в Україні реалізується експериментальний пілотний проєкт у співпраці з японською компанією IKEE Group Ltd та Японським агентством міжнародного співробітництва (JICA) [9]. Його метою є впровадження технології переробки воєнного бетону, асфальтобетону та цегли у всепогодні матеріали для холодного ремонту автошляхів. У межах цієї ініціативи японська сторона впроваджує власні внутрішні технічні регламенти та лабораторні протоколи експрес-тестування сировини безпосередньо на етапі її механічного подрібнення мобільними лініями. Офіційний статус «експериментального проєкту» дозволяє тимчасово застосовувати ці інноваційні підходи в межах обмежених тестових ділянок доріг. У майбутньому цей досвід має стати базою для модернізації українського законодавства та розробки нових ДСТУ і ДБН, які системно враховуватимуть довгострокову токсикологічну, хімічну та радіаційну безпеку вторинної сировини.

Отже, використання відходів руйнації у дорожньому будівництві є перспективним напрямом ресурсоефективної відбудови України. Проте будь-яке залучення цієї сировини в обіг має ґрунтуватися на непохитному науковому принципі: «безпечність перед повторним використанням».

Для зменшення можливих екологічних ризиків під час використання таких матеріалів у відновленні інфраструктури необхідно передбачити, зокрема, наступні три основні етапи екологічного контролю:

1) Впровадження обов’язкового експрес-тестування масивів відходів на майданчиках тимчасового зберігання до їх механічного подрібнення. Це унеможливить подрібнення прихованої токсичної або радіоактивної сировини.

2) Розроблення та затвердження галузевого регламенту щодо обов'язкової покрокової ізоляції, маркування та вилучення всіх азбестовмісних матеріалів (насамперед покрівельного шиферу) ще на стадії первинного розбирання завалів. Такий підхід максимально зменшує ризик потрапляння небезпечних волокон у дорожній щебінь.

3) Нормативне закріплення лабораторних випробувань на вилуговування (за європейськими стандартами EN 12457) для кожної партії вторинних дорожніх заповнювачів. Це дозволить оцінити міграцію (вимивання) важких металів та продуктів горіння у придорожні ґрунти та підземні водоносні горизонти протягом усього життєвого циклу автомобільної дороги.

Запровадження такого підходу дозволить перетворити мільйони тонн накопичених відходів війни на безпечний, екологічно чистий та високотехнологічний

ресурс для масштабної модернізації дорожньої інфраструктури України.

Література

1. World Bank. Ukraine - Fifth Rapid Damage and Needs Assessment (RDNA5): February 2022 - December 2025. Washington, D.C.: World Bank Group. URL: http://documents.worldbank.org/curated/en/099022026094036395

2. Yucheng Huang, Linbing Wang, Tingjun Wu, Wei Liu, Qiang Tang. Mechanical properties and heavy metal leaching behaviors of municipal solid waste incineration bottom ash as road embankment fillings. Journal of Cleaner Production. Vol. 394(1–3):136355. 2023. URL: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136355

3. Javier Tavira, José Ramón Jiménez, Enrique F. Ledesma, Antonio López-Uceda, Jesús Ayuso. Real-scale study of a heavy traffic road built with in situ recycled demolition waste. Journal of Cleaner Production, Vol. 280(10):124362. 2021. URL: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119219

4. Zainul Abedin Khan, Umashankar Balunaini, Susanga Costa. Environmental feasibility and implications in using recycled construction and demolition waste aggregates in road construction based on leaching and life cycle assessment – A state-of-the-art review. Cleaner Materials. Vol. 12**:**100239. 2024. URL: https://doi.org/10.1016/j.clema.2024.100239

5. А. В. Духневич, Н. В. Карпінська. Екологічні наслідки війни: оцінка впливу відходів на навколишнє середовище. Аналітично-порівняльне правознавство. ДВНЗ «Ужгородський національний університет». № 1. 2025. С. 347-352. URL: https://doi.org/10.24144/2788-6018.2025.01.55

6. Звіт про виконання договору № 2/09 від 04.09.2025 на тему «Управління відходами руйнування і знесення в Україні» на прикладі Полтавської області. Український екологічний альянс. 2025. 238с. URL: https://surl.li/hjzdco

7. United Nations Environment Programme (2025). Environmental Impact of the Escalation of Conflict in the Gaza Strip: Second assessment of environmental damage and recommendations for recovery and reconstruction planning. Nairobi. URL: https://wedocs.unep.org/20.500.11822/48536

8. Петро Григоровський, Анастасія Осипчук, Дмитро Синько, Юрій Червяков. Впровадження системи рециклінгу та повторного використання відходів від руйнувань в Україні. Підсумковий звіт за результатами та рекомендаціями попереднього техніко-економічного дослідження. Київ: Програма розвитку Організації Об'єднаних Націй (ПРООН) в Україні. 2026 р., 33 с. URL: https://www.undp.org/sites/g/files/zskgke326/files/2026-06/ukr-report_undp_introduction_of_the_debris_recycling_and_reuse_system.pdf

9. В Україні тестують пілот ІКЕЕ із переробки будівельного сміття для доріг. Міністерство економіки та довкілля України. URL:https://me.gov.ua/News/Detail/4ff6fe37-6f77-4341-8496-74f88a24050c.

УДК 502.3/.7-044.3+504./75.05:624

Аніщенко Л. Я., д-р техн. наук, доц.;

Пісня Л. А., канд. техн. наук;

Свердлов Б. С.;

Барміна І. В.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

ЕКОЛОГІЧНІ ВИКЛИКИ ЩОДО ПРОЄКТІВ СФЕРИ ВІДСТУПІВ ВІД ПРАВИЛ ОЦІНКИ ВПЛИВУ НА ДОВКІЛЛЯ

Прийнятий у 2017 році Закон України «Про оцінку впливу на довкілля» [1] разом з підзаконними актами належить до ключових складових горизонтального екологічного законодавства України. Він покликаний забезпечити рівні умови проведення об'єктивної оцінки впливу на довкілля за дієвої участі громадськості для усіх видів діяльності, реалізація яких може справляти значний негативний вплив на навколишнє природне середовище та здоров'я населення.

Проте, у Законі [1] вже з моменту введення в дію містилися певні обмеження сфери застосування. Зокрема, оцінці впливу на довкілля не підлягала планована діяльність, спрямована виключно на забезпечення оборони держави, ліквідацію наслідків надзвичайних ситуацій, наслідків антитерористичної операції на території проведення антитерористичної операції на період її проведення. Слушність цих обмежень була зрозумілою і не викликали критики з боку національної та європейської спільноти.

Після початку повномасштабної збройної російської агресії проти України у зв'язку із нагальною потребою прийняття швидких і ефективних управлінських рішень із відновлення пошкодженої критичної інфраструктури та об'єктів забезпечення життєдіяльності населення Урядом України прийнято низку рішень щодо вимушеного тимчасового запровадження відступів від правил процедури ОВД та СЕО стосовно видів планованої діяльності та об'єктів, які пов'язані із забезпеченням оборони держави, ліквідацією наслідків надзвичайних ситуацій, проведенням відновлювальних робіт з подолання наслідків збройної агресії проти України під час дії воєнного стану.

Ці урядові рішення були систематизовані та узагальнені у вигляді «Концептуальної записки, що визначає сферу відступів від правил оцінки впливу на довкілля (ОВД) та стратегічної екологічної оцінки (СЕО)», яку після публічних

консультацій із заінтересованими сторонами було опубліковано 18 вересня 2024 року на офіційному вебсайті Міндовкілля [2].

У Концептуальній записці зазначається, що законодавством України у сфері ОВД і СЕО передбачений доволі тривалий час проходження відповідних процедур. Так, процедура СЕО займає щонайменше 45 днів без врахування часу на підготовку Звіту про стратегічну екологічну оцінку (з урахуванням часу на підготовку документації СЕО тривалість процедури складає близько 4 місяців); процедура ОВД займає щонайменше 65 робочих днів без врахування часу на підготовку Звіту з оцінки впливу на довкілля та проведення необхідних досліджень (з урахуванням часу необхідного на підготовку документації з ОВД загальна тривалість процедури може становити від 4 до 6 місяців) [2].

В умовах воєнного стану ці процедури стають на заваді оперативному відновленню пошкоджених об’єктів критичної інфраструктури та забезпеченню життєдіяльності населення, що і було висунуто як основне обґрунтування запровадження тимчасових відступів від правил ОВД та СЕО [2].

За дорученням Міністерства економіки та довкілля України в УКРНДІЕП здійснюється наукове екологічне обґрунтування та супровід управлінських рішень у сфері зазначених відступів. Перші результати цієї роботи, які стосувалися аналізу документів державного планування сфери відступів від правил СЕО, були опубліковані у Матеріалах Всеукраїнської науково-практичної інтернет-конференції, що відбулася у м. Черкаси [3]. В процесі роботи були сформульовані екологічні критерії доцільності віднесення видів планованої діяльності, об’єктів та документів державного планування до сфери відступів від правил ОВД та СЕО [3], а саме:

- зосередження на відновленні об’єктів критичної інфраструктури;
- обмежене використання природних ресурсів;
- відсутність масштабних імовірних впливів на довкілля;
- термін реалізації діяльності, наближений до періоду воєнного стану.

Предметом особливої уваги в процесі наукового екологічного обґрунтування були також два проєкти, пов’язані з ліквідацією наслідків воєнних дій, розробка яких була віднесена до сфери відступів від правил ОВД.

Зокрема, відповідно до п. 6 прийнятих у Законі України № 3505–IX від 8 грудня 2023 року [4] змін до Закону [1], оцінці впливу на довкілля не підлягає «зміна цільового призначення особливо цінних земель та інша діяльність, пов’язана з розміщенням Національного військового меморіального кладовища».

Таким чином, унікальний для України меморіальний об’єкт, пов'язаний з

багаторічним використанням земельних ресурсів та тривалим впливом на довкілля, було звільнено від процедури, яка повинна була гарантувати його екологічно-безпечну експлуатацію, збереження цінних земельних угідь та належну участь громадськості у виборі варіантів його розміщення. Як показав подальший перебіг подій, пов'язаних з розробкою і реалізацією проєкту Національного військового меморіального кладовища (НВМК), належне комплексне врахування важливих соціальних, ландшафтно-дизайнових, гідрогеологічних та природоохоронних аспектів його створення виявилося неможливим поза процедурою ОВД. Вже на стадії відведення земельної ділянки локалізацію НВМК було неодноразово змінено, а останнє рішення з цього питання було оскаржене громадськістю у формі двох судових позовів, які пройшли довгий та досі не завершений шлях судового провадження у різних інстанціях, аж до Верховного суду.

Лише під час судового розгляду з'ясувалося, що гідрогеологічні умови обраної врешті ділянки не задовольняють вимоги до розташування кладовищ. З урахуванням цього проєктувальником НВМК «ТЕРРА ІНЖИНІРИНГ, ПП» були розроблені спеціальні гідротехнічні заходи, але їх достатність досі викликає сумніви в місцевої громадськості.

Правові суперечки навколо відведення ділянки під будівництво кладовища та наявність різних оцінок екологічної безпечності його експлуатації стали основними екологічними викликами від включення планованої діяльності зі створення НВМК до сфери відступів від правил ОВД. Замість очікуваного спрощення та пришвидшення процесу прийняття управлінських рішень зі створення цього престижного об'єкта зацікавлені сторони отримали тривалі судові процеси та відсутність упевненості у екологічній безпечності реалізації планованої діяльності, що на практиці довело нераціональність виключення цього об'єкта планованої діяльності з процедури ОВД.

Інший резонансний проєкт «Будівництво Каховського гідровузла на р. Дніпро. Відбудова після руйнування Каховської ГЕС та забезпечення сталої роботи Дніпровської ГЕС у період відбудови» включено до сфери відступів від правил ОВД за Порядком реалізації вказаного експериментального проєкту терміном дії на два роки, затвердженим Постановою КМУ від 18.07.2023 № 730 [5]. Пунктом 7 Порядку передбачена реалізація експериментального проєкту без відведення земельних ділянок, відповідності містобудівній документації, отримання містобудівних умов та обмежень забудови земельної ділянки, проведення оцінки впливу на довкілля, отримання експертного висновку щодо проектної документації на будівництво об'єктів, отримання права на виконання будівельних робіт, а також без використання Єдиної

державної електронної системи у сфері будівництва та оформлення речових прав на земельні ділянки [5].

Замовником експериментального проєкту ПрАТ «Укргідроенерго» та генпроєктувальником ПРАТ «УКРГІДРОПРОЕКТ» з самого початку прийнято до розробки лише один варіант відбудови – з відновленням вихідних параметрів Каховського водосховища. Саме такі рекомендації містяться у висновках за результатами комплексних науково-дослідних робіт щодо визначення доцільності відбудови Каховського гідровузла та наповнення Каховського водосховища [6, 7], виконаних із залученням провідних профільних інститутів та організацій.

Крім того, Міністерством освіти і науки для проведення у 2025-2026 роках досліджень проблем, пов’язаних з руйнуванням та відновленням Каховського гідровузла із залученням провідних академічних науково-дослідних інститутів України виділені кошти з державної програми «Підтримка пріоритетних напрямів наукових досліджень і науково-технічних (експериментальних) розробок, наукова і науково-технічна діяльність закладів вищої освіти та наукових установ» [8].

Незалежно від цих досліджень фахівцями Херсонського державного аграрно-економічного університету (ХДАЕУ), за підтримки Canadian Institute of Ukrainian Studies (CIUS, University of Alberta, Canada) і програми Documenting Ukraine, a program of the Institute for Human Sciences, IWM Vienna, Austria, було у 2023-2025 роках проведене комплексне масштабне науково-соціологічне дослідження, спрямоване на обґрунтування напрямів повоєнного функціонування території Каховського водосховища [9, 10].

Заслуговує на увагу також багатосторінкове ілюстроване наукове видання «Великий Луг чи Каховське водосховище: сучасне бачення», підготовлене групою провідних фахівців біологів різного профілю з науково-дослідних інститутів системи НАН та НААН України – членів ГО «Українська природоохоронна група», де викладено узагальнені дані про екологічні і соціальні наслідки створення Каховського гідровузла з оцінкою можливих сценаріїв його повоєнного майбутнього [11].

Серед альтернативних сценаріїв розглядаються і такі, які передбачають повну відмову від використання ділянки Дніпра між містами Запоріжжя та Нова Каховка як єдиного водосховища, коли його функції будуть виконуватися іншими засобами. Компромісним між ними і офіційно прийнятим до проєктування варіантом відбудови Каховського гідровузла можна вважати розроблений науковцями ХДАЕУ сценарій створення за сучасними технологіями природно-штучної системи водосховища з частковим наповненням водою і створенням лучно-болотного та лісового середовища

у верхній частині водосховища [10].

З огляду на величезне та унікальне значення Каховського водосховища для господарського комплексу України, а разом з тим і його масштабний значний та різнобічний вплив на довкілля, виведення діяльності з відновлення Каховського гідровузла за межі процедури ОВД не може бути обґрунтоване лише доцільністю якнайшвидшого усунення негативних наслідків його руйнування. До того ж, у найближчій перспективі відновні роботи в районі зруйнованого гідровузла не зможуть бути реалізовані через проходження вздовж річища Нижнього Дніпра лінії бойового зіткнення. Тим часом стан екосистеми цієї ділянки Дніпра змінюється швидкими темпами, що неодмінно потребуватиме корегування будь-яких заздалегідь прийнятих проєктних рішень стосовно подальшої долі цих територій.

Таким чином, основним неподоланим екологічним викликом, що виник внаслідок включення проєкту відновлення Каховського гідровузла до сфери відступів від правил ОВД, слід вважати відсутність належного врахування усіх обґрунтованих альтернативних сучасних проєктів відновлення території Каховського водосховища, що виявилося неможливим поза законодавчо визначеною процедурою ОВД.

На підставі аналізу доцільності включення обох розглянутих вище проєктів до сфери відступів від правил ОВД до раніше визначеного переліку з чотирьох екологічних критеріїв [3], було додано ще два: відсутність обґрунтованих конкурентних альтернатив планованої діяльності та відсутність суттєвих протиріч у оцінках екологічних наслідків реалізації планованої діяльності між фахівцями, громадськістю та органами влади, відповідальними за відновлення об’єктів інфраструктури та територій України (табл. 1).

Таблиця 1 – Оцінка відповідності проєктів подолання наслідків воєнних дій екологічним критеріям доцільності включення планованої діяльності до сфери відступів від правил ОВД

№ №	**Екологічні критерії доцільності включення планованої діяльності до сфери відступів від правил ОВД**	**Відповідність проєктів критеріям (так, ні, частково)**	
		Створення Національного військового меморіального кладовища	Будівництво Каховського гідровузла на р. Дніпро. Відбудова після руйнування Каховської ГЕС
1	зосередження на відновленні об’єктів критичної інфраструктури	частково	так
2	обмежене використання природних ресурсів	ні	ні
3	відсутність значних та масштабних імовірних впливів на довкілля	ні	ні

4	термін реалізації діяльності наближений до періоду воєнного стану	так	ні
5	відсутність обґрунтованих конкурентних альтернатив планованої діяльності	ні	ні
6	відсутність суттєвих протиріч у оцінках екологічних наслідків реалізації планованої діяльності між фахівцями, громадськістю та органами влади, відповідальними за відновлення об’єктів інфраструктури та територій України	ні	ні

Підсумовуючи результати проведеного наукового аналізу двох проєктів, можна констатувати, що включення передбаченої ними діяльності до сфери відступів від правил ОВД поставило реалізацію цих проєктів перед певними викликами.

Так, створюване Національне військового меморіальне кладовище, хоч і має на меті подолання наслідків збройної агресії проти України, але є новостворюваним об’єктом, а не об’єктом відновлюваної критичної інфраструктури, отже не має заздалегідь визначеного та підготовленого місця для свого екологічно-безпечного розміщення. Крім того, експлуатація цього об’єкта передбачає зміну цільового призначення та багаторічне використанням цінних земельних ресурсів з імовірністю тривалого впливу на довкілля. На практиці виведення цього об’єкта за межі процедури ОВД призвело до неналежного врахування громадських інтересів та гострої публічної полеміки з екологічних питань, яка вилилась у тривалі судові провадження.

Включення до сфери відступів від правил ОВД експериментального проекту «Будівництво Каховського гідровузла на р. Дніпро. Відбудова після руйнування Каховської ГЕС та забезпечення сталої роботи Дніпровської ГЕС у період відбудови» також має ознаки суперечливого рішення. З одного боку ця діяльність зосереджена на відновленні зруйнованого внаслідок російської агресії важливого об’єкта критичної інфраструктури, отже відповідає основному критерію включення до сфери відступів від правил ОВД. З іншого боку, критерій обмеженості відступів у часі не спрацьовує для цієї діяльності через продовження російської збройної агресії і неможливість визначення терміну проведення робіт, а критеріям обмеженості використання природних ресурсів та масштабу впливу на довкілля ця діяльність принципово не відповідає, оскільки в даному випадку мова йде про використання величезних природних ресурсів та дуже значний потенційний вплив на довкілля у регіональному масштабі.

Для обох проєктів не задовольняються вимоги двох останніх критеріїв доцільності включення планованої діяльності до сфери відступів від правил ОВД щодо

відсутності конкурентних альтернатив та суттєвих протиріч у оцінках екологічних наслідків між верствами суспільства та органами влади. Зокрема, крім офіційного варіанта відновлення Каховського водосховища з довоєнними параметрами, на порядку денному наукового і громадського обговорення знаходяться кілька альтернативних варіантів, розробники і прихильники яких намагаються врахувати значні технологічні та структурні зміни, що виникли у господарському комплексі прилеглих регіонів за роки існування Каховського гідровузла. За цих умов проведення процедури ОВД не призвело б до додаткового відтермінування діяльності з відновлення території Каховського водосховища, але дало би змогу задовольнити вимоги вчених і громадськості щодо участі у прийнятті екологічно обґрунтованих рішень з важливих проблем.

Література

1. Про оцінку впливу на довкілля : Закон України від 23.05.2017 № 2059-VIII. URL: https://zakon.rada.gov.ua/go/2059-19 (дата звернення: 30.08.2026)

2. Концептуальна записка що визначає сферу відступів від правил оцінки впливу на довкілля (ОВД) та стратегічної екологічної оцінки (СЕО). URL: https://mepr.gov.ua/wp-content/uploads/2024/09/Ostatochna-redaktsiya-Kontseptualnoyi-zapysky.pdf (дата звернення: 30.08.2026)

3. Аніщенко Л. Я, Пісня Л. А., Свердлов Б. С. Визначення доцільності відступів від правил стратегічної екологічної оцінки для подолання наслідків воєнних дій // Екологічні виклики та інновації. Захист довкілля у сучасному світі: Матеріали Всеукр. наук.-практ. інтер.-конф., м. Черкаси: НУЦЗ України – 2025. – С. 154 – 156.

4. Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо забезпечення будівництва та експлуатації Національного військового меморіального кладовища : Закон України від 08.12.2023 № 3505–IX. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/3505-20#Text (дата звернення: 30.08.2026).

5. Про реалізацію експериментального проекту “Будівництво Каховського гідровузла на р. Дніпро. Відбудова після руйнування Каховської ГЕС та забезпечення сталої роботи Дніпровської ГЕС у період відбудови” : Постанова Кабінету Міністрів України; Порядок від 18.07.2023 № 730. URL: https://zakon.rada.gov.ua/go/730-2023-%D0%BF (дата звернення: 30.08.2026).

6. Розробка рекомендацій щодо доцільності відбудови Каховського гідровузла та наповнення Каховського водосховища для забезпечення надійної експлуатації водозаборів комунального та промислового водопостачання та відновлення

екологічного стану і біорізноманіття Нижнього Дніпра. Звіт з науково-технічної роботи. Державний реєстраційний номер: 0123U103857 від 20.09.23.

7. Сидоренко, О., Матвієнко, М., Божко, Т. Каховське водосховище: екологічний стан та доцільність відновлення. // Товарознавство. Технології. Інжиніринг, № 4(56), – 2025, – с.72–81. https://doi.org/10.31617/2.2025(56)06. URL: https://www.researchgate.net/publication/398837813_Kahovske_vodoshovise_ekologicnij_stan_ta_docilnist_vidnovlenna (дата звернення: 30.08.2026).

8. Вченим дали 2,3 млн на дослідження щодо знищеного рашистами Каховського водосховища, Анна Сорока, «Наші гроші», URL: https://nashigroshi.org/2025/03/26/vchenym-daly-2-3-mln-na-doslidzhennia-shchodo-znyshchenoho-rashystamy-kakhovs-koho-vodoskhovyshcha (дата звернення: 30.08.2026).

9. Друга річниця Каховської катастрофи – наслідки та результати комплексних досліджень (частина 1), Віталій ПІЧУРА, Лариса ПОТРАВКА. 6 червня 2025. URL: https://superagronom.com/articles/789-druga-richnitsya-kahovskoyi-katastrofi--naslidki-ta-rezultati-kompleksnih-doslidjen (дата звернення: 30.08.2026).

10. Друга річниця Каховської катастрофи – наслідки та результати комплексних досліджень (частина 2), Віталій ПІЧУРА, Лариса ПОТРАВКА. 6 червня 2025, URL: https://superagronom.com/articles/790-druga-richnitsya-kahovskoyi-katastrofi--naslidki-ta-rezultati-kompleksnih-doslidjen-chastina-2 (дата звернення: 30.08.2026).

11. Великий Луг чи Каховське водосховище: сучасне бачення. URL: https://uncg.org.ua/wp-content/uploads/2025/02/velyky-luh-suchasne-bachennia2024s.pdf (дата звернення: 30.08.2026).

УДК 504.064.3:004.932

Багмут Л. Л., аспірант;

Юрченко В. О., д-р техн. наук, проф.

Харківський національний університет міського господарства ім. О. М. Бекетова, м. Харків, Україна

ЗАСТОСУВАННЯ ПРОГРАМИ IMAGEJ ДЛЯ КІЛЬКІСНОГО ВИЗНАЧЕННЯ КОНЦЕНТРАЦІЙ ДРІБНОДИСПЕРСНИХ ЧАСТИНОК В ДОЩОВІЙ ВОДІ

Забруднення довкілля дрібнодисперсними частинками (PM1, PM2.5, PM10) створює різноманітний негативний вплив на оточуюче середовище, зокрема на здоров'я населення (вади дихальної та кровоносної систем), поверхневі водойми (зниження прозорості води, її каламутності до екологічно небезпечного рівня для гідробіонтів), загальнобіосферні негативні екологічні наслідки (глобальний клімат) та ін. [1, 2].

Метеорологічні опади виступають дієвим механізмом елімінації дрібнодисперсних фракцій з атмосферного повітря, переважно через процеси вологого вимивання. З огляду на це, ступінь контамінації атмосферних вод (зокрема, дощових) мікрочастинками слугує репрезентативним непрямим індикатором аерозольного забруднення повітряного басейну в межах певного ареалу. Кореляція між вмістом дисперсної фази в атмосфері та її концентрацією у дощовій воді варіює у значних межах, оскільки детермінується комплексом змінних: тривалістю посушливих інтервалів, інтенсивністю та часом випадання опадів, хіміко-мінералогічним складом аерозолів, часткою водорозчинних компонентів тощо [3, 4].

Суспендовані мікрочастинки класів PM1, PM2.5 і PM10 у складі опадів урбоекосистем являють собою полікомпонентну суміш мінеральних суспензій, дериватів згоряння енергоносіїв, сажі, органічних аерозолів, металовмісних сполук, сульфатів, нітратів і біогенних агентів [4, 5]. Під час випадання дощу чи снігу здійснюється фазовий перехід мікроаерозолів із газового середовища у водне переважно завдяки підхмарному скавенджингу (вологому осадженню) [5, 6]. Для промислово-урбанізованих регіонів України екологічна проблема контамінації опадів набула надзвичайної гостроти внаслідок емісій автотранспорту, об'єктів теплоенергетики, металургії, спалювання біомаси, а також через наслідки військових дій [1, 3]. За оцінками провідних експертів, фізико-хімічна взаємодія між матрицею

дощової води та дрібнодисперсною фазою вимагає ґрунтовнішого наукового вивчення [4].

Однак, процеси сепарації, квантифікації та комплексного аналізу мікроаерозолів у повітрі й атмосферних водах лімітуються низкою методичних перепон, викликаних насамперед їхніми субмікронними габаритами. Муніципальні пости екомоніторингу із застосуванням специфічного інструментарію фіксують концентрації фракцій PM1, PM2.5, PM10 у приземній тропосфері лише на фіксованих, просторово розмежованих ділянках [1, 2]. З метою кількісної оцінки мікрочастинок на локаціях, дистанційованих від стаціонарних постів, а також для ідентифікації їхніх розмірних, структурних та морфологічних параметрів у повітрі й гідросфері застосовують спеціалізоване, сертифіковане та високовартісне лабораторне устаткування [4, 5]. Зважаючи на це, розробка та впровадження експрес-методів детекції й аналізу дрібнодисперсних суспензій у компонентах довкілля постає як вкрай актуальна науково-прикладна задача.

Мета роботи – фракціонування дрібнодисперсних завислих частинок в дощовій воді опадів на певних ділянках урбанізованих територій при використанні програми ImageJ для опосередкованої оцінки рівня забруднення атмосферного повітря часточками на цих територіях.

Об’єктом дослідження була атмосферна дощова вода, зібрана за стандартною методикою на метеомайданчику метеостанції Харківського національного університету ім. В.Н. Каразіна. Концентрації завислих речовин в зібраних опадах визначали гравіметричним методом з об’єму 2,5-5,0 л. Для кількісного визначення морфологічних та геометричних характеристик дрібнодисперсних часточок (PM1, PM2.5 і PM10) використали програму ImageJ, що обробляє зображення, робить арифметичні операції та геометричні перетворювання при роботі з мікрофотознімками цих часточок. Ця програма, яка знаходиться в вільному доступі, підтримує стандартні функції обробки зображень. Фотографування мікроскопічних частинок в дощовій воді виконували при збільшенні в 100-150 разів з використанням біологічного мікроскопу Ломо Мікмед-1.

Результати розрахунків концентрацій часточок, вимитих з атмосфери дощовою водою, виконаних при обробці фотознімків, представлено в табл.1, 2. За отриманими даними вимірювань (загальною площею всіх завислих частинок в полі зору) розрахували відсотковий внесок у вміст завислих речовин чотирьох фракцій часточок за дисперсністю: PM1, PM2,5, PM10 та більші за PM10. Величину частинок визначали як значення діаметра Feret. Якщо припустити, що всі завислі частинки мають однакову

питому вагу, то таким же чином, вони фракціонуються і в показнику концентрація за масою завислих речовин. Як свідчать дані науково-технічної літератури [5], розподіл за вагою буде дещо відрізнятись від розподілу за площею, проте не кардинально.

Таблиця 1 – Усереднені дані фракціонування завислих частинок в дощовій воді за площею (%) та за вагою (орієнтовно) в 1 серії досліджень (загальна концентрація завислих речовин 9,6 мг/л)

Фракція частинок	**1 проба**	**2 проба**	**3 проба**	**4 проба**	**5 проба**	**Середнє значення**	**Орієнтовні концентр. кожної фракції, мг/л**
Більше 10 мкм	13	25	13	28	25	19,4	1,9
Дрібнодисперсні							
PM10	47	60	78	53	59	59,4	5,0
PM2,5	20	10	5	16	6	12,4	1,6
PM1	20	5	4	10	10	9,8	1,3

Таблиця 2 – Усереднені дані фракціонування завислих частинок в дощовій воді за площею та за вагою (орієнтовно) в 2 серії досліджень (загальна концентрація завислих речовин 13,8 мг/л)

Фракція частинок	**1 проба**	**2 проба**	**3 проба**	**4 проба**	**5 проба**	**Середнє значення**	**Орієнтовні концентр. кожної фракції, мг/л**
Більше 10 мкм	19	10	29	29	17	20,8	2,1
Дрібнодисперсні							
PM10	59	15	57	57	50	55,8	5,6
PM2,5	7	66	0	0	16	17,8	1,8
PM1	15	9	14	14	17	14,2	1,4

Як видно, в усіх досліджених зразках завислих речовин домінують дрібнодисперсні часточки менше PM10, другими за площею, що займають серед всіх завислих часточок, йдуть часточки більші за PM10. Концентрація завислих речовин в досліджених пробах дощової води становила: в 1 серії досліджень від 3,5 до 17,2 мг/л (в середньому 8,9 мг/л), в 2 серії досліджень – від 5,3 до 16,2 мг/л (в середньому 10,0 мг/л).

Співвідношення концентрації дрібнодисперсних частинок (PM2,5) в атмосферному повітрі і орієнтовно визначеними концентраціями цих частинок в утворюваній над цими територіями дощовій воді становить:

$C_{ап} = (1,0\text{-}2,9) \cdot C_{дв}$,

де $C_{ап}$ – концентрація дрібнодисперсних частинок в атмосферному повітрі, мкг/м^3;

$C_{дв}$ – концентрація дрібнодисперсних частинок в дощовій воді, мг/л.

Ці результати кореспондується з даними закордонних фахівців [5].

Висновки

1. Обґрунтовано й верифіковано застосування оптичної мікроскопії у поєднанні з цифровим аналізом мікрофотографій у середовищі ImageJ для поглибленого вивчення дрібнодисперсних суспензій у дощовій воді. Запропонований підхід уможливлює прецизійний аналіз морфологічних і геометричних параметрів мікрочастинок із їхньою подальшою кількісною диференціацією на фракції PM10, PM2,5 та PM1. Водночас дослідження атмосферних вод репрезентує рівень контамінації значно ширшого профілю тропосфери, аніж суто приземний шар, який локально моніториться стаціонарними постами лише в окремих точках урбосистеми.

2. Реалізовані експериментальні вимірювання засвідчили, що у структурі дисперсної фази дощових опадів (і, відповідно, атмосферного повітря) чітко превалює фракція PM10. Вміст частинок PM2,5 і, тим паче, PM1 є суттєво нижчим, що індикує порівняно сприятливу екологічну обстановку в контексті аерозольного навантаження підхмарного простору на цій локації.

3. Обчислені шляхом комп'ютерного аналізу мікрофотографій дощових суспензій рівні концентрації аерозолів у повітряному басейні достовірно корелюють із показниками стаціонарних постів моніторингу, що підтверджує високу валідність та застосовність апробованої методології. Пропорція між вмістом дрібнодисперсної фракції (PM2,5) в атмосфері та її розрахунковою концентрацією в метеорологічних опадах над досліджуваним ареалом повною мірою узгоджується з емпіричними даними сучасної фахової науково-технічної літератури.

Література

1. Trofymenko, O. M., et al. (2021). Брудне повітря в Україні: причини та наслідки. Екологічна безпека, 2, 45–52.

2. United Nations Environment Programme. (2019). Air pollution in Asia and the Pacific: Science-based solutions. UNEP.

3. Boychenko, S., & Kozak, O. (2025). Особливості аерозольного забруднення атмосфери частинками PM2.5 і PM10 та стан зелених насаджень в м. Києві в 2024 році. https://doi.org/10.58407/bht.3.25.16

4. Gao, B., Ouyang, W., Cheng, H., Xu, Y., Lin, C., & Chen, J. (2019). Interactions between rainfall and fine particulate matter investigated by simultaneous measurements in Beijing. Atmospheric Environment, 218, 117000. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117000

5. Pradhi Rajeev, Prashant Rajput, & Tarun Gupta. (2016). Chemical characteristics of aerosol and rain water during an El Niño and PDO influenced Indian summer monsoon. Atmospheric Environment, 145, 192–200. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.09.026

6. Proskurnin, O. A., Yurchenko, V. O., Tsapko, N. S., Melnyk, S. V., & Demianova, O. O. (2025). Забруднення дощової води атмосферним повітрям з урахуванням імовірного характеру метеоумов. Науковий вісник будівництва, 112, 388–394. https://doi.org/10.33042/2311-7257.2025.112.1.49**.**

УДК 621.039:504.3.054:546.11:504.064.36

Барбашев С. В., д-р техн. наук;

Івченко Є. В., бакалавриня

Національний університет «Одеська політехніка», Навчально – науковий інститут енергетики, кафедра атомних електростанцій, м. Одеса, Україна

ВИКИДИ ТРИТІЮ З АЕС ТА ЇХ КОНТРОЛЬ: СИТУАЦІЯ СТАНОМ НА ТЕПЕР І ПОТЕНЦІАЛ РОЗВИТКУ

Експлуатація АЕС неминуче призводить до надходження радіонуклідів у довкілля. Для забезпечення безпеки персоналу, населення та навколишнього середовища за нормальної експлуатації АЕС необхідний обов'язковий контроль радіонуклідів у викидах та скиданнях. МАГАТЕ рекомендує контролювати на АЕС 29 радіонуклідів у викидах і 31 радіонуклід у скидах [1]. У цьому переліку радіонуклідів є ізотоп водню – тритій (^{3}H або T).

Тритій (^{3}H) — радіоактивний ізотоп водню, що випромінює β-частинки. Джерелом його утворення на АЕС є ядерний реактор. При роботі АЕС тритій утворюється в реакторах в результаті потрійного поділу ядер палива, захопленні нейтронів ядрами ^{10}B і ^{6}Li, які перебувають в теплоносії водних реакторів, а також внаслідок (n, γ)-реакції на ядрах дейтерію в теплоносії (воді) [2]. Ядро ^{235}U зазвичай розпадається на два приблизно рівні уламки та декілька нейтронів. Проте, з вірогідністю 10^{-4} ядро ^{235}U одноразово ділиться на три частини (потрійний поділ), одна з яких являє собою ядро атома тритію. У легководних реакторах тритій переважно утворюється саме внаслідок потрійного поділу в реакторному паливі.

Тритій, утворений в ядерному реакторі, може перебувати у формах HTO, DTO, HT, T_2, тритідів металів, органічних похідних. В газо-аерозольних викидах АЕС тритій існує у формі T_2, HT і HTO, рідше – тритієвого метану (CH_3T). Найбільшу частину в газо-аерозольних викидах складає пара тритійованої води (HTO) і тритійований газоподібний водень (HT). Газова форма тритію недовговічна і на час її перетворення в HTO впливають температура повітря та вміст в ньому водяної пари. Під час роботи АЕС тритій потрапляє в навколишнє середовище з викидами витяжного повітря з будівель станції через високотні вентиляційні труби висотою 100 - 150 м. Можливим джерелом надходження тритію в атмосферу є також пункти збереження радіоактивних відходів.

За даними Всесвітньої ядерної асоціації та Наукового комітету Організації Об'єднаних Націй з питань дії атомної радіації (UNSCEAR) емісія тритію у природне середовище визначається джерелом його утворення, потужністю ядерних реакторах та їх конструкційним типом [3]. Узагальнена оцінка величин викидів та скидів, яка визначена для різних типів ядерних ректорів, наведена у табл. 1.

Таблиця 1 – Оцінка можливих скидів і викидів тритію з реакторів, нормалізована на потужність електрогенерації (МБк · (МВт · рік)$^{-1}$) [3]

Середовище викиду,скиду	Тип реактора				
	PWR	BWR	HWR	GCR	FBR
Атмосфера	$1{,}5 \cdot 10^3$	$1{,}3 \cdot 10^3$	$2{,}0 \cdot 10^5$	$5{,}0 \cdot 10^3$	$4{,}9 \cdot 10^4$
Гідросфера	$1{,}8 \cdot 10^4$	$8{,}2 \cdot 10^2$	$1{,}7 \cdot 10^5$	$4{,}7 \cdot 10^3$	$1{,}7 \cdot 10^3$

**)Примітка: PWR — водо-водяний ядерний реактор, BWR — корпусний киплячий реактор, HWR — важководний ядерний реактор, GCR — газоохолоджувальний реактор, FBR - (БН) реактори-розмножувачі на швидких нейтронах (брідери).*

З урахуванням оцінок викидів і скидів тритію з реакторів, нормалізованих на їх потужність, термін експлуатації та з урахуванням радіоактивного розпаду, з АЕС світу станом на серпень 2019 р. в атмосферу викинуто до $2{,}8 \cdot 10^{16}$ Бк тритію (до 80 г) і до $7{,}8 \cdot 10^{16}$ Бк тритію (до 220 г) скинуто в гідросферу [4].

З наведених оцінок випливає, що більш небезпечними з точки зору забруднення гідросфери є легководні (PWR) та важководні (HWR) реактори, а найбільш потужними постачальниками тритію в атмосферу є важководні реактори (HWR).

Наведемо дані по Україні. Так, у довоєнному 2021 році на 15 реакторах типу ВВЕР (PWR) чотирьох українських АЕС було вироблено 86,2 млрд кВт год, що склало 55,61 % від загального річного виробництва електричної енергії в країні [5]. Згідно з даними Державної інспекції ядерного регулювання України, сумарні річні показники викидів та скидів тритію з усіх українських АЕС (Запорізька, Рівненська, Хмельницька та Південноукраїнська) за 2021 рік становили не більше 10–15% від допустимих лімітів скидання та допустимих лімітів викиду, затверджених санітарними нормами. З них, викиди в атмосферу через вентиляційні труби з усіх блоків АЕС склали приблизно 12 - 13 ТБк (менше 0,04 грамів у перерахунку на масу ізотопу), а скиди в гідросферу (охолоджувальні ставки та водойми) - від 110 до 130 ТБк (менше 0,35 грамів чистого тритію). Тобто, більша частина тритію потрапляє у навколишнє середовище з дебалансними водами АЕС у гідросферу.

Треба зазначити, що в Україні не існує єдиного фіксованого показника для всіх

станцій: річні ліміти викидів та скидів радіоактивних речовин з них, включаючи тритій, розраховуються індивідуально для кожної АЕС (ЗАЕС, РАЕС, ХАЕС, ПУАЕС).

Порівняння викидів тритію з викидами інших радіонуклідів (ІРГ, ДІН, ^{131}I, ^{137}Cs, ^{134}Cs, ^{60}Co, ^{90}Sr) з АЕС України показує, що основний внесок в величину сумарного викиду радіонуклідів дають тритій та ІРГ [5].

У випадку нештатної (аварійної) ситуації на АЕС підвищений викид тритію в навколишнє середовище може відбуватися при порушеннях герметичності технологічних контурів, відмови системи поводження з рідкими радіоактивними відходами та пошкодження елементів активної зони реактора.

Основні сценарії та обсяги потенційних аварійних викидів чітко розділяються за типом реактора. Наприклад, у разі максимальної запроєктної або запроєктної аварії (наприклад, розрив головного циркуляційного трубопроводу з плавленням активної зони) на АЕС з реактором ВВЕР разова емісія тритію в атмосферу та воду оцінюється в межах 10–150 ТБк. У масовому еквіваленті – це усього від 0,03 до 0,4 грама, але через високу питому активність ізотопу радіометричні показники є високими. Проте, під час важких комунальних аварій на сучасних АЕС обсяг разового виходу тритію в навколишнє середовище може становити від десятків ТБк до кількох ПБк.

Таким чином, через витоки технологічних контурів напрацьований на АЕС тритій частково виноситься в навколишнє середовище разом із газоподібними та рідкими відходами і безпосередньо впливає на людину.

Середній пробіг β-частинок у повітрі дорівнює 4,6 мм, у воді 0,9 мкм, у тканинах організму людини 0,6 мкм. Це означає, що тритій не становить небезпеки для людей, коли знаходиться в зовнішньому середовищі, проте при вдиханні, пероральному надходженні з їжею і водою, або при проникненні через шкіру він становить небезпеку за рахунок внутрішнього впливу випромінювання. Швидкість підшкірного проникнення тритійвмісної води становить $(1 \pm 0{,}3) \cdot 10^4$ Бк/(см^2·хв), що значно вище швидкості поглинання газоподібного тритію, яка дорівнює $2{,}7 \pm 0{,}6$ Бк/(см^2·хв).

Безпечний за умови зовнішнього опромінення людини, тритій, надходячи до організму, спричиняє різні ефекти на всіх рівнях біологічної організації.

Ці ефекти (при поглинених дозах близько 1 Гр) полягають у морфологічних змінах і порушеннях функцій ендокринних та кровотворних органів, судинної системи, печінки тощо. Потрапивши до організму людини, тритій з імовірністю 0,71 - 0,85 укорінюється в структурі ДНК, спричиняючи радіаційно індуковані генетичні ефекти.

Найбільшу небезпеку становить тритій, що входить до складу води, оскільки за рахунок водневих зв'язків він може обмінюватися з воднем води у клітинах організму і

засвоюватися молекулами ДНК і за рахунок внутрішнього опромінення пошкоджувати генетичний апарат клітин, провокуючи онкологічні та деякі інші захворювання.

Сказане вище зумовлює необхідність проведення контролю викидів та скидів тритію на АЕС, у т.ч. в режимі безперервного автоматичного контролю (онлайн-моніторинг).

Питання, пов'язані з контролем тритію у воді зовнішніх скидних комунікацій АЕС були розглянуті нами у роботі [6]. У цій же роботі розглянуто організацію контролю викидів тритію в атмосферу.

Основним методом кількісного контролю тритію у викидах штатно працюючої АЕС, який запропонований до практичного застосування міжнародними і національними нормативними документами і стандартами, є безперервний відбір проб із подальшим дискретним лабораторним аналізом (раз на тиждень або два).

Безперервний відбір – це коли системи відбору проб працюють у вентиляційних трубах безперервно (цілодобово). Газо-повітряна суміш безперервно прокачується через сорбенти (силікагель, молекулярні сита) або барботери з дистильованою водою, які захоплюють тритійну водяну пару (HTO) та тритійований газоподібний водень (HT).

При вимірюванні сорбент, в якому накопичується тритій під час контрольного періоду (зазвичай 7–14 днів), витягують і передають до лабораторії радіаційної безпеки. Там зразок вимірюють на рідинному сцинтиляційному спектрометрі. Ці дані фіксуються в офіційних звітах про викиди.

Такий підхід до моніторингу викидів тритію застосовується і на наших АЕС, де встановлені відповідні прилади для відбору та обробки проб та подальшого їх спектрометричного аналізу. Наприклад, на РАЕС використовуються пробовідбірник TASC-HTO-HT-C14 та рідино - сцинтиляційний альфа-, бета-спектрометр TriCarb 3170TR. На ПУАЕС впроваджено систему контролю викидів тритію компанії VF a.s. (VF Nuclear, Чехія), основою якої є пробовідбірник V3H14C (Tritium and Carbon-14 Sampler) з диференціальним безперервним відбором проб протягом тривалого часу і високою точністю. На ХАЕС система систематичного контролю тритію у газо-аерозольних викидах відсутня, вона тільки розробляється відповідно до вимог, розроблених цехом радіаційної безпеки станції та рекомендацій МАГАТЕ.

Чому для офіційного обліку викидів атомних електростанцій тритій не вимірюють безперервно (у режимі реального часу) і на практиці цього не роблять?

Пояснюється це:

- По-перше, низькою чутливістю онлайн-методів. Тритій випромінює надзвичайно м'яке бета-випромінювання з дуже низькою енергією (18,6 keV). Безпосередньо виявити його за допомогою датчиків у потоці повітря вентиляційної труби надзвичайно складно, оскільки випромінювання поглинає середовище та стінки детекторів.
- По-друге, впливом супутніх газів**.** Безперервні сенсори (наприклад, іонізаційні камери) у вентиляційних трубах реагують на будь-які інші бета- та гамма-випромінювачі, особливо на інертні радіоактивні гази (криптон, ксенон, аргон). Їхній внесок «забиває» слабкий тритієвий сигнал, роблячи прямі онлайн-вимірювання неточними.
- По-третє, відсутністю радіаційної загрози на даний момент. Тритій не становить загрози зовнішнього випромінювання, він небезпечний лише при вдиханні або надходженні із їжею і водою. Оскільки його накопичення в навколишньому середовищі повільне, для безпеки населення важливо суворо контролювати інтегральний (повний) викид протягом місяця або року, а не коливання за короткий час.

Існуючі методи контролю викидів тритію з допомогою безперервного відбору проб із подальшим дискретним лабораторним аналізом, мають суттєві недоліки, які полягають у: дискретності контролю, відбір проб є періодичним, що не дозволяє відстежити короткочасні залпові викиди або нестаціонарні режими роботи станції; впливі людського фактору, що суттєво впливає на результат контролю (похибки при барботажі, порушення герметичності потокової лінії або помилки при препаруванні проб); наявності часового лагу між моментом відбору, проведенням дистиляції, препаруванням та отриманням результату, підчас якого проходить від кількох годин до доби, що унеможливлює оперативне реагування на зміну радіаційної обстановки.

Однак, треба сказати, що онлайн-моніторинг тритію, як радіонукліда-індикатора порушень штатної роботи обладнання АЄС, теж може, а в деяких випадках повинен, використовуватися на окремих вузлах для технологічних цілей з метою встановлення безпечної роботи, як окремих технічних систем станції, так і АЕС в цілому.

Одним із стратегічних напрямків удосконалення і розвитку систем контролю тритію на АЕС України є *впровадження безперервних автоматизованих систем моніторингу.*

В основу наших пропозицій щодо удосконалення систем контролю тритію на АЕС покладено висновки статті [7], в якій аналізуються потенційні онлайн-технології моніторингу тритію навколо АЕС.

Пропонується спочатку удосконалити системи відбору проб тритію. Для цього треба замінити дискретний пробовідбір тритію на автоматизовану систему пробовідбору. Далі - інтегрувати в тракт пробовідбору проточний сцинтиляційний детектор низької активності, що дасть змогу отримувати попередню оцінку активності тритію в реальному часі та скоротити час реагування на позаштатні, у т.ч. аварійні викиди.

Так, для автоматизованої системи пробовідбору тритію, а також і вуглецю-14, може бути застосований прилад Marc 7000 (рис.1, див. нижче) від компанії SDEC (Франція) [8], який здатний вимірювати низькі концентрації тритію і вуглецю в повітрі. До основних сфер його застосування належать відбір проб повітря з вентиляційних труб, витяжних ковпаків, приміщень та навколишнього середовища.

Прилад Marc 7000 широко використовується та визнаний у міжнародній атомній галузі, зокрема на атомних електростанціях, в ядерних науково-дослідних центрах, на об’єктах з переробки радіоактивних відходів та в ізотопних лабораторіях.

Принцип роботи приладу ґрунтується на двох послідовних процесах: барботажі та каталітичному окислені. Барботер був спеціально розроблений з урахуванням ефективного уловлювання тритію за допомогою чотирьох флаконів, системи охолодження та каталітичної печі для збору як парів тритію (HTO), так і газоподібного тритію (HT). Після фільтрації аерозолів з газоподібних відходів повітря проходить через перші дві колби, що містять відповідний розчин для уловлювання тритієвої води, пари або газоподібного $^{14}CO_2$. Потім повітря надходить у піч, де елементарна форма тритію (HT) або гази, що не є CO_2, окислюються до водяної пари (H_2O) або газоподібного $^{14}CO_2$ у присутності каталізатора та кисню. Окислені сполуки уловлюються у другій серії з двох колб, що містять той самий уловлюючий розчин.

Параметри роботи, включаючи витрату, об'єм відібраного повітря, тривалість та температуру печі й охолоджувача, відображаються в реальному часі на вбудованому дисплеї.

Зазвичай використовують два уловлювальні блоки: один для уловлювання тритію, а другий - для уловлювання вуглецю-14.

Активність тритію у зібраній пробі можна вимірювати за допомогою рідинного сцинтиляційного лічильника щодня, щотижня або щомісяця, а потім використовувати у поєднанні з об'ємом відібраного повітря для розрахунку концентрації тритію в повітрі. Це забезпечує ефективний моніторинг рівнів тритію з набагато вищою чутливістю, ніж навіть найсучасніший монітор тритію в реальному часі.

Основними технічними характеристиками Marc 7000, що визначають його

переваги при контролі викидів тритію з АЕС, є: діапазон витрати повітря 10–50 л/год; об’єм барботажних флаконів 250 мл; ефективність уловлювання НТО до 99%; ефективність окислення НТ у каталітичній печі до 98%; можливість охолодження флаконів до +5… +15 °С для зменшення випаровування; наявність PLC-контролера (програмований логічний контролер) для автоматичного регулювання та реєстрації витрати повітря, контроля температури, тривалості циклу та об'єму відібраного повітря та інших параметрів

Вхідний повітряний патрубок може бути безпосередньо під'єднаний до будь-якої лінії пробовідбору, вентиляційної труби або витяжної шафи, або використовуватися для відбору проб із навколишнього середовища та у приміщеннях станції.

Для забезпечення безперервного моніторингу, Marc 7000 (рис.1) можна поєднати з автоматизованою системою Wilma від компанії LabLogic [9] (рис.2), яка може повністю автоматизувати роботу пробовідбірника. Вона здійснює автоматичний забір розчину з флаконів, їх спорожнення, промивання та заповнення новим абсорбентом, а також проводить рідинне сцинтиляційне підрахування, дозволяючи проводити аналіз у безперервному режимі без участі оператора. Таке поєднання було протестовано UKAEA (Управління з атомної енергії Великої Британії). Визнано, що система Wilma + Marc 7000 було єдиним відповідним рішенням для автоматизованого аналізу тритію в повітрі, оскільки вона може працювати без нагляду понад 30 днів і контролювати рівні тритію менші за 10 Бк/м³ [10], що відповідає об’ємній активності тритію в викидах АЕС з ВВЕР при нормальні роботі (10-100 Бк/м^3).

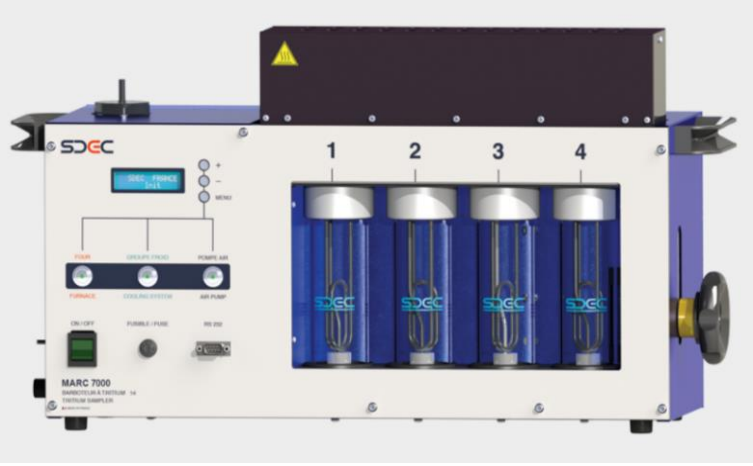


Рисунок 1 – Прилад Marc 7000 разом з системою Wilma



Рисунок 2 – Прилад Marc 7000

Для забезпечення репрезентативного відбору проб тритію з газо-аерозольних викидів АЕС нами пропонується ***два варіанти*** встановлення автоматизованого пробовідбірника Marc 7000 безпосередньо на вентиляційній трубі.

Перший варіант – нижнє розміщення. Пробовідбірник встановлюється в нижній частині вентиляційної труби на висоті 3–5 м від її основи (безпосередньо перед вихідним отвором або в каналі, що веде до труби). Така конфігурація забезпечує відбір проби з основного потоку викиду, де концентрація тритію є максимальною через відсутність розсіювання. Цей варіант є простішим у монтажі та обслуговуванні, оскільки прилад розташований на доступній висоті, що спрощує його калібрування, заміну барботажних флаконів та технічне обслуговування.

Другий варіант – триточкове розміщення. Три окремі пробовідбірники Marc 7000 (або один прилад із перемиканням потоків) встановлюються на трьох рівнях вентиляційної труби: у нижній частині (на висоті ~3 - 5 м), у середній частині (на висоті ~50 - 70 м) та у верхній частині (безпосередньо під зрізом труби, на висоті ~95 - 98 м від загальної висоти).

Така схема дає змогу: реєструвати зміну концентрації тритію з висотою труби; виявляти викиди, що надходять з різних технологічних систем, підключених до труби на різних позначках; оцінювати ефективність природного розбавлення та розсіювання домішок у стовбурі труби; отримувати більш точні дані для калібрування моделей перенесення тритію в атмосфері.

Висновки

- Третій займає особливе місце у питаннях забезпечення радіаційної безпеки АЕС, тому що очистити повітря або воду від тритію дуже складно.

- Контроль об'ємної активності тритію в повітрі на наших АЕС проводиться методом переносних пробовідбірників і лабораторного аналізу.

- Повинна бути визначена технічна необхідність і економічна виправданість безперервного автоматичного контролю об'ємної активності тритію в повітрі в режимі реального часу з індикацією вимірюваних величин і сигналізацією про перевищення рівнів.

- Для визначення регламенту контролю тритію у навколишньому середовищі, у приміщеннях постійного та періодичного перебування персоналу, на додаток до теоретичних обґрунтувань, необхідно створити базу статистичних даних для визначення рівнів активності та їх коливань, залежно від технологічних процесів і режимів роботи станції.

Література

1. IAEA Nuclear Energy Series No. NG-T-3.15. INPRO Methodology for Sustainability Assessment of Nuclear Energy Systems: Environmental Impact of Stressors. INPRO Manual. Vienna; International Atomic Energy Agency, 2016. - 108 p.

2. Investigation of the Environmental Fate of Tritium in the Atmosphere. 2009. Canadian Nuclear Safety Commission, Ottawa, Ontario, pp.1–110.

3. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). 2016 Report. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. 2017. - 508 p.

4.Пушкарьов О.В. Джерела тритію у природно-техногенних системах // GEO&BIO. 2020, vol. 19. – С. 121–134,

5.Звіт про екологічну оцінку Комплексної (зведеної) програми підвищення рівня безпеки енергоблоків атомних електростанцій України за період 2017-2022 роки (остаточний). К.: ДП «НАЕК «Енергоатом», 2023.- 163 с. URL:https://energoatom.com.ua/storage/culture_safety/xvaLdZxggqBp8VmwRoirLUZ1xU9VeKTFIQK6Y5p9.pdf (Дата звернення 16.07.26)

6. Барбашев С.В., Андрєєв Е.В. Безперервний моніторинг тритію у зовнішніх скидних комунікаціях АЕС як гарантія стабільної і безпечної роботу станції. Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей XXI Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 25-26 вересня 2025 р.) / УКРНДІЕП., 2025. С.50 - 57.

7. Huang, YJ., Sun, XF., Guo, GY. *et al.* Review of potential online monitoring technologies for environmental tritium around nuclear power plant // J Radioanal Nucl Chem.v. 334, 2025. – pp. 4433–4456.
8. SDEC France. Marc 7000 Tritium Sampler. URL: https://www.radtech.it/cms_public_file/3/1a58648b10499a983ab6b1b4ef57b1f0_30644_MARC_7000_BROCHURE.pdf (Дата звернення: 15.07.2026).
9.LabLogic Group. Wilma On-line Radioactivity Monitor. URL: https://lablogic.com/radiation-safety/instruments/wilma (дата звернення: 15.07.2026).
10.LabLogic Group. Detritiation and tritium analysis at UKAEA with Wilma. URL: https://lablogic.com/news/2023/05/detritiation-and-tritium-analysis-at-ukaea-with-wilma (дата звернення: 23.04.2026).

УДК 669.15-198:66.074.2

Бєлоконь К. В., канд. техн. наук, доц.;
Ольшанська С. І., здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти другого року навчання за спеціальністю G2 «Технології захисту навколишнього середовища»;
Маханько Р. О., здобувач першого (бакалаврського) рівня вищої освіти першого року навчання за спеціальністю G2 «Технології захисту навколишнього середовища»;
Книш Б. А., здобувач першого (бакалаврського) рівня вищої освіти четвертого року навчання за спеціальністю G2 «Технології захисту навколишнього середовища»
Запорізький національний університет, м. Запоріжжя, Україна

АНАЛІЗ СХЕМ ОЧИЩЕННЯ ВІДХІДНИХ ГАЗІВ ФЕРОСПЛАВНОГО ВИРОБНИЦТВА

Для очищення газів у феросплавному виробництві застосовують мокру і суху схеми пилогазоочищення, кожна з яких має свої переваги та недоліки. Застосування сухого очищення газів в одиночному циклоні є недоцільним через великий об'єм газу, що відбирається. Батарейні циклони, хоча й дають змогу ефективно очищати гази великих витрат, мають низку недоліків: підвищену металоємність (і, як наслідок, удвічі вищу вартість порівняно з одиночними); меншу надійність через абразивний знос завихрювачів; а також нижчу (приблизно на 20 %) ефективність порівняно з одиночними циклонами внаслідок перетікання газу через спільний пиловий бункер.

Крім того, циклони ефективно вловлюють пил розміром понад 5 мкм, тоді як у газах, що відходять під час виробництва металевого марганцю, вміст фракцій пилу розміром до 5 мкм становить близько 70 %.

Однак, незважаючи на високу ефективність очищення, простоту конструкції апарата, невисоку вартість і малі габарити, скрубери Вентурі також мають низку недоліків. До них належать: значна витрата води, утворення відкладень у газовідвідному тракті та на лопатках димотягів, корозія обладнання, крапельний винос рідини, а також високі енерговитрати на пилоочищення.

Для ефективної роботи скруберів Вентурі необхідно підтримувати перепад тиску близько 14,7 кПа. Витрата електроенергії при цьому досягає 10 % потужності печі. Також для забезпечення роботи газоочищення з оборотним водним циклом потрібні очищення води від твердих частинок і розчинених речовин та обробка осаду. Громіздке шламове господарство – це великі додаткові площі та значні капітальні й експлуатаційні витрати.

На низці заводів із виробництва феросплавів для очищення газів використовують електрофільтри. Зазвичай перед ними встановлюють пилові камери або циклони. До переваг

електрофільтрів належать: порівняно мала енергоємність, висока пропускна здатність і висока ефективність очищення тонкодисперсного пилу.

Застосування електрофільтрів у феросплавному виробництві обмежується тим, що для їх розміщення необхідна наявність великих площ через значні габаритні розміри фільтрів. Також у разі застосування електричного очищення необхідно вживати відповідних заходів для зниження високого питомого електричного опору (ПЕО) пилу феросплавних печей (для пилу металевого марганцю ПЕО становить $3 \cdot 10^9$ Ом·м, тобто пил належить до третьої групи високоомних пилів). Тому гази перед надходженням в електрофільтр попередньо зволожують і охолоджують або додають кондиціонуючі реагенти.

Одним із найпоширеніших варіантів сухого очищення газів є установка з тканинним (рукавним) фільтром. Основні недоліки цієї установки – великі габарити, порівнянні з електрофільтром, відносно невисока механічна і термостійкість багатьох тканинних матеріалів, а також високі капітальні та експлуатаційні витрати.

Однак правильний вибір і використання фільтрувального матеріалу для рукавів дають змогу підвищити тривалість терміну їхньої служби за високої ефективності роботи протягом усього періоду.

Використання рукавних фільтрів під час очищення феросплавних газів має такі переваги порівняно з мокрим очищенням у скрубері Вентурі: відсутність шламового господарства, що значно знижує витрати на очищення; відсутність корозії газоходів; відсутність налипання пилу на лопатках димотягів. У результаті час на позапланові зупинки та ремонт скорочується; гідравлічний опір рукавного фільтра є значно меншим, отже, зменшуються енерговитрати; пил легше утилізувати, оскільки його простіше підготувати до повторного використання.

В порівнянні з електрофільтрами не потрібне попереднє кондиціонування пилогазоповітряного потоку. Рукавні фільтри надійніші в експлуатації. Це найбільш розповсюджена та ефективна схема для відкритих печей РКО.

Принцип роботи: гази з-під зонта печі проходять через охолоджувач (радіаторний або скрубер-охолоджувач), а потім через блоки тканинних рукавів. Схема: піч → газохід → охолоджувач → рукавний фільтр → димосос → труба.

Переваги: високий ККД (до 99,9%); пил вловлюється у сухому вигляді (легше повертати у виробництво через брикетування); відсутність стічних вод.

Недоліки: чутливість до температури (небезпека прогорання рукавів) та «точки роси» (злипання пилу при конденсації вологи).

Мокра схема очищення (скрубери та труби Вентурі) раніше була основною на феросплавних заводах, але зараз вона часто замінюється на суху (рис. 1). Принцип роботи: гази промиваються водою. Найефективнішим елементом є швидкісна труба Вентурі, де за рахунок енергії потоку газу вода розпилюється до дрібних крапель, які

захоплюють частинки марганцю. Схема: піч → скрубер (грубе очищення/охолодження) → труба вентурі → краплевловлювач → шламосховище.

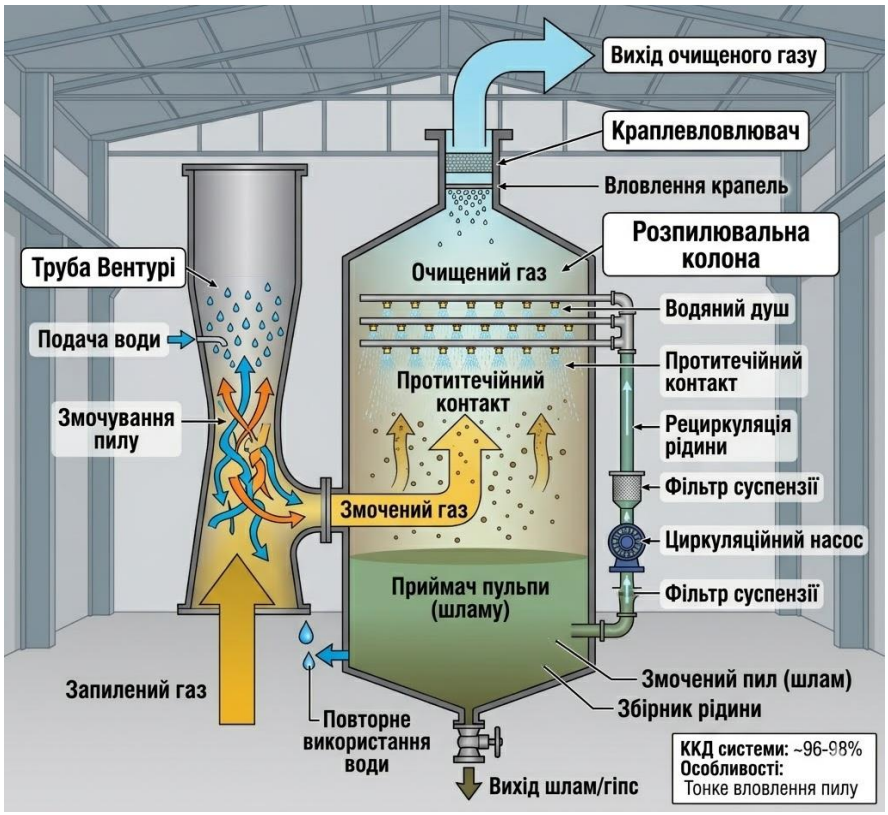


Рисунок 1 – Мокра схема очищення (Скрубери та труби Вентурі)

Переваги: одночасне охолодження та очищення газів; компактність обладнання; пожежо- та вибухобезпечність (що особливо важливо для технологічних газів із високим вмістом CO).

Недоліки: утворення значної кількості стічних вод (шламової пульпи); необхідність будівництва та обслуговування шламосховищ; висока корозійна активність середовища щодо обладнання.

Електрична схема очищення (електрофільтри) використовується рідше для марганцевих сплавів, частіше – для виробництва феросиліцію. Принцип роботи: частинки пилу отримують заряд у полі коронного розряду та осаджуються на електродах.

Переваги: низький гідравлічний опір (і, як наслідок, суттєва економія електроенергії на димососах), можливість ефективної роботи з високотемпературними (гарячими) газами.

Недоліки: висока капітальна вартість обладнання, складність налаштування режиму роботи під високий питомий електричний опір марганцевого пилу.

Порівняльна характеристика апаратів очищення наведена у табл. 1.

Підсумовуючи аналіз схем очищення відхідних газів, можна стверджувати, що сухий метод очищення за допомогою рукавних фільтрів є найбільш раціональним та безальтернативним рішенням для сучасного феросплавного підприємства. Він

забезпечує максимальну ефективність вловлювання пилу (до 99,5-99,9 %) і дозволяє знизити кінцеву запиленість до безпечного рівня – менше 10-20 мг/м³. На відміну від мокрих скруберів та труб Вентурі, суха схема повністю виключає утворення шламових стічних вод, ефективно вирішуючи проблему шламосховищ.

Таблиця 1 – Порівняльна характеристика апаратів очищення

Показник	**Рукавний фільтр (суха)**	**Труба Вентурі (мокра)**	**Електрофільтр**
Ефективність (η)	99,5 – 99,9%	96,0 – 98,0%	98,0 – 99,5%
Кінцева запиленість	< 10-20 мг/м³	50 – 100 мг/м³	20 – 50 мг/м³
Утилізація пилу	зручна (сухий пил)	складна (шлам)	зручна (сухий пил)
Експлуатаційні витрати	високі (заміна рукавів)	високі (очистка води)	низькі

Враховуючи високу температуру газів (200-400°С) та ризик температурних піків на відкритих печах РКО, технічно обґрунтованим є застосування рукавів із мета-араміду (Nomex). Це гарантує термостійкість та тривалий термін експлуатації системи в агресивному середовищі

Сучасні схеми з імпульсною регенерацією стисненим повітрям дозволяють підтримувати оптимальний гідравлічний опір системи, що знижує витрати електроенергії на димососи та підвищує загальну надійність газоочисного устаткування.

Впровадження сухих систем газоочищення на печах РКО-7,4 є пріоритетним напрямком екологічної модернізації підприємств з виготовлення феросплавів. Це дозволяє досягти ККД очищення на рівні 99,8-99,9%, забезпечити дотримання нормативів ГДК та реалізувати концепцію маловідходного виробництва через повернення цінних компонентів пилу в технологічний цикл.

Література

1. Кушакова Н. О. Металургійний комплекс України: загальна характеристика та сучасний стан розвитку. *Науковий вісник Ужгородського національного університету*. 2019. №23. С. 162–165.

2. Самойленко Н. М., Аверченко В. І., Байрачний В. Б. Системи технологій та промислова екологія : навчальний посібник. Харків : Лідер, 2020. 212 с.

3. Чернобай С. В. Утилізація дрібнодисперсного пилу марганцевих феросплавів у металургійному циклі. *Наукові праці ДонНТУ*. 2019. Вип. 18. С. 112-118.

УДК 663.48 : 628.543

Бєлоконь К. В., канд. техн. наук, доц.;
Старій Є. В., здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти другого року навчання за спеціальністю G2 «Технології захисту навколишнього середовища»;
Галіч А. В., здобувач першого (бакалаврського) рівня вищої освіти третього року навчання за спеціальністю 263 «Цивільна безпека»;
Квакін Д. О., здобувач першого (бакалаврського) рівня вищої освіти першого року навчання за спеціальністю 183 «Технології захисту навколишнього середовища»
Запорізький національний університет, м. Запоріжжя, Україна

МЕТОДИ ПЕРЕРОБКИ, УТИЛІЗАЦІЇ ТА ВТОРИННОГО ВИКОРИСТАННЯ РІДКИХ ВІДХОДІВ ПИВНОГО ВИРОБНИЦТВА

На сьогодні основними відходами бродильних виробництв є відходи органічного походження. Ці відходи є цінною кормовою базою для сільськогосподарських комплексів, але вони не завжди є непридатними для подальшого використання. Тому пріоритетним завданням на пивоварному та спиртовому виробництві є розробка ефективних методів переробки основних відходів для забезпечення кормової бази сільськогосподарського комплексу. Частка матеріальних витрат за придбання сировини виробництва продукції для підприємств харчової промисловості перевищує 90% всіх виробничих витрат. Підвищення ефективності виробництва у таких умовах потребує раціонального використання відходів. Утилізація відходів бродильних виробництв побудована на вирішенні проблем екологічного, економічного і технологічного напряму, серед яких актуальною є технологічна складова переробки відходів. Тому розробка ефективних способів використання і переробки відходів бродильних виробництв, підвищення цінності кормових добавок, що випускаються з дробини є актуальною проблемою.

На сьогодні недостатньо вивченим залишається аспект розробки ефективної технології ресурсозберігаючої переробки бродильних виробництв у поживні кормові продукти у напрямку отримання ВМР (вторинні матеріальні ресурси).

Під час виробництва пива утворюється значна кількість твердих і рідких відходів, з яких 25% перетворюється у поживні речовини вихідної сировини. Багато цих відходів після обробки можуть розглядатися як ВМР. У процесі виробництві пива, з’являються відходи від очищення ячменю і солоду, пивна дробина, залишкові пивні дріжджі, хмелева дробина, осад білків і твердих частинок. На початку процесу бродіння

відбуваються технологічні втрати сухих речовин, а також втрати на змочування контактних поверхонь трубопроводів та технологічного обладнання [1]. На підприємствах пивоварної промисловості щорічно скупчується велика кількість дробини з високим рівнем протеїну (12-15%) [2]. Пивоварні заводи зацікавлені у продажу пивної дробини, особливо в теплий період року, коли вона схильна до інтенсивного розкладання, а також економічно не вигідно складувати її на полігонах [3].

До складу пивної дробини входять амінокислоти (гістидин, лізин, лейцин, ізолейцин, метіонін, валін, гліцин, треонін, серії, аланін, аргінін, фенілаланін, тирозин) та мінерали (фосфор, калій, кальцій та магній) [1]. Середній вихід сухої дробини із сирої становить близько 27%. Поживна цінність 1 кг сирої дробини коливається в межах 0,17–0,23 кормових одиниць.

Однак, застосування сирої дробини як кормового засобу не завжди є придатною сировиною для подальшого використання збалансованого харчування [4].

Використання хмелевої дробини можна виключити з технологічного процесу пивоваріння, якщо застосовувати хмелеві екстракти, брикетований або гранульований хміль. Вологість хмелевої дробини становить 80-85%. Поживність становить 0,08 кормової одиниці на 1 кг. Зернові відходи (відсів ячменю) утворюються на стадії сортування зерна в процесі виробництва солоду і є сухим сипким продуктом. До зернових відходів відноситься дрібне зерно ячменю та домішки, які проходить через сито з розміром отворів 2,2×20 мм. У виробничих умовах відсів ячменю утворюється на стадіях попереднього очищення та сортування ячменю. Кількість відсіву залежить від сорту ячменю та умов його вирощування. При виході сухого пивоварного солоду 79% відсів ячменю становить 42% від решти відходів [5]. Склад та поживність спиртової барди залежать від виду сировини, що переробляється на спирт. Розрізняють барду зернову, картопляну, змішану (зерно-картопляну) і паточну (мелясну) [6].

Дослідженнями встановлено, що існує зарубіжна технологія використання спиртової барди DDGS (Dried Distillers Grains with Solubles). За цією технологією відбувається розподіл барди на тверду (*кек*) та рідку (*фугат*) фази (рис. 1).

Барда містить всі поживні речовини сировини, за винятком цукрів і крохмалю. У складі барди присутні такі амінокислоти: лейцин, лізин, ізолейцин, метіонін, фенілаланін, цистин, треонін, триптофан, валін, аргінін, глютамінова кислота, гістидин, тирозин. До складу барди входять, в основному, такі мінерали: фосфор, калій, кальцій та натрій. З мінеральних речовин у барді багато калійних та фосфорнокислих солей,

але мало кальцієвих та натрієвих солей. Кормова цінність 1 дал свіжої зернової барди дорівнює майже 1 кг концентратів, а вартість її в 10-20 разів менша.

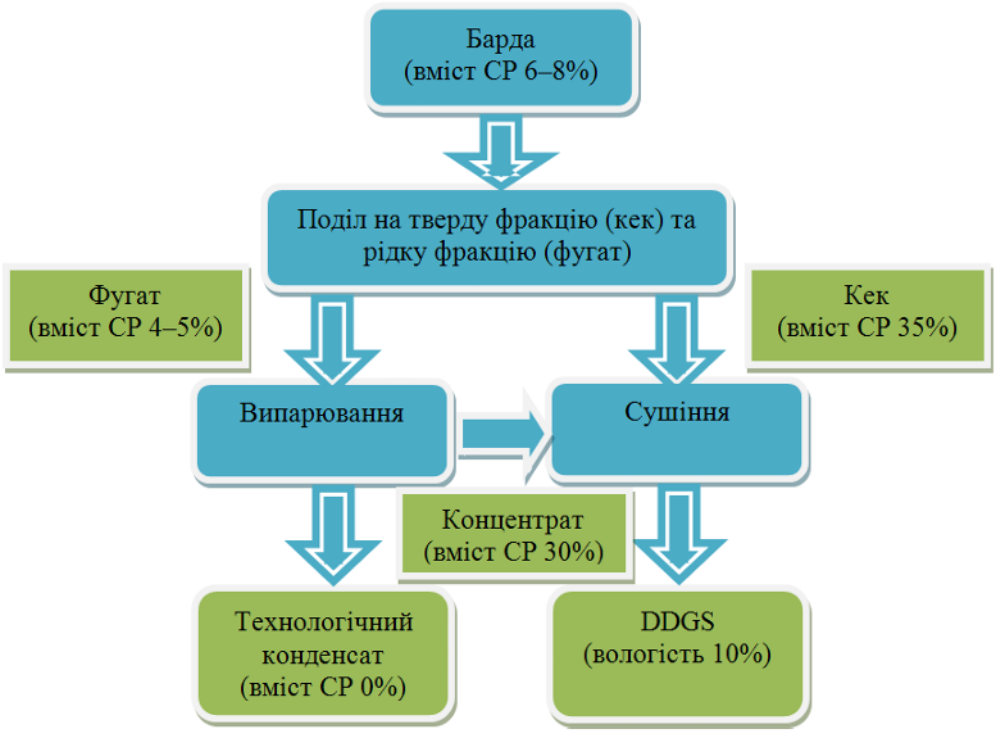


Рисунок 1 – Алгоритм технології виробництва спиртової барди DDGS

Основна цінність барди полягає в протеїні, вміст якого в сухій речовині зернової барди становить у середньому 26-28%, картопляної 18-19%, а також у наявності цілого ряду вітамінів і мікроелементів, що дає можливість використовувати її в як цінний компонент кормового раціону тварин. Тваринам можна згодовувати досить багато свіжої барди. На одну голову в літрах можна давати: бикам – 30-40, коровам – 60-70, нетелям – 40-45, телятам до одного року – 20-25, ВРХ (велика рогата худоба) на відгодівлі – 40-50, вівцям дорослим – 4-5, молодняку овець – 1,5-2, свиноматкам і кнурам – 10-15, молодняку старше двох місяців – 5-10, свиням на відгодівлі – 15-20.

Слід зазначити, що доцільно одночасно з бардою, що містить велику кількість білка, що перетравлюється, згодовувати худобі сухі корми, бідні білком. При використанні барди у свіжому вигляді основною проблемою є її нетранспортабельність через велику кількість води та неможливість тривалого зберігання. Консервована барда містить більше сухих речовин, ніж свіжа, і охоче поїдається великою рогатою худобою та свинями. Розробляються технології утилізації барди на більш ранніх технологічних етапах виробництва спирту, що дозволяє знизити

витрати на виробництво і підвищити якість продукції [7].

Паровий конденсат може бути використаний як теплоносій. Для збільшення концентрації барди можна повертати фільтрат на станцію розварювання, замінивши до 30% води фільтратом барди. При такій заміні прискорюється розварювання, оскільки кислоти та солі, які містяться у фільтраті, сприяють розварюванню сировини та клейстеризації крохмалю. При цьому вміст сухих речовин у барді збільшується на 10-12%.

Крім перелічених заходів, мають бути використані і біологічні фактори, що також сприяють збільшенню вмісту сухих речовин. До таких факторів відноситься насамперед тридобове бродіння концентрованих заторів із застосуванням сильніших роз дріжджів, здатних зброджувати такі затори. Наведені методи вимагають великих капіталовкладень. Їх спільне використання дозволяє в 1,4-1,5 рази збільшити вміст сухих речовин в барді. Можливе зменшення об’єму барди або підвищення вмісту сухих речовин у ній обмежене тим, що у зрілій бражці вміст етилового спирту не може перевищувати 11-12%, тому що при цій концентрації спирт повністю пригнічує спиртове бродіння [8].

З метою вдосконалення технології виробництва спирту виділяють диференційовані фракції переробки зерна з одночасним одержанням білкових препаратів. Можуть також використовуватися побічні продукти переробки зерна, що вже утворюються на заводах, що діють, і використовуються, як правило, на кормові цілі. Частина білка з виділених диференційованих фракцій зерна пшениці, може бути видалена з технологічного процесу виробництва етанолу і використана у вигляді білкових препаратів для виробництва різних продуктів харчування, а крохмале-білковий продукт і сироватку як джерело вуглеводів, що зброджуються, амінокислот і вітамінів доцільно повернути в спиртове виробництво для харчування дріжджів. Це підвищить рентабельність виробництва та покращить якість спирту. Перспективним напрямом удосконалення спиртового виробництва може виявитися виділення спиртової дробини. Для цього після оцукрювання сусло поділяють на дві фракції: рідку (освітлене сусло) використовують у технологічному процесі одержання спирту, тверду (спиртова дробина) відмивають від розчинних вуглеводів і виводять із технологічного процесу вологістю 70-75% і нижче.

Спиртова дробина є щільною масою однорідної консистенції темно-жовтого або коричневого кольору. При вологості 70% її вихід становить 100-110% до маси введеної зернової сировини, а при вологості 56% (після пресування) відповідно 70-75% [8]. Дробина має відносно високу вологість, що не дозволяє її довго зберігати. Тому

доцільніше її сушити. Висушена спиртова дробина за своїм складом близька до сухих пивної дробини та барди спиртової, але перевершує їх за вмістом сирого протеїну та сирого жиру.

Поживна цінність спиртової дробини 1,31 кормових одиниць, а що йде на виробництво спирту, пшениці – 1,19 кормових одиниць. Спиртова дробина може бути використана як цінний корм для сільськогосподарських тварин у натуральному, висушеному вигляді, а також у складі комбікормів [1]. Ці відходи виробництва не використовуються у чистому вигляді, оскільки рідина дуже швидко псується, а транспортувати її невигідно з економічної точки зору. Через це утилізація відходів спиртового виробництва в Україні потребує застосування низки технологій та високоякісного обладнання, такого як: роторні насоси, подрібнювачі, шредери та сепаратори. Основною проблемою підприємств, що займаються виробництвом спирту, є утилізація післяспиртової барди. Існують такі рішення: вивіз побічного продукту на очисні споруди.

Основним напрямом використання пивної дробини в даний час є реалізація на корм худобі в натуральному вигляді. Переробка дробини шляхом гідролізу з подальшим вирощуванням кормових дріжджів дозволяє отримати кормову добавку – біотрин. Крім використання дробини як кормового продукту, з неї виділяють білок, що використовується в харчових цілях. Через високий вміст клітковини та білка пивну дробину застосовують у хлібопеченні. Слід зазначити, що основним відходом спиртового (пивного) виробництва є спиртова барда, цінність якої, як кормового засобу, полягає у значному вмісті протеїну. Однак, при використанні барди у свіжому вигляді виникають значні труднощі з транспортуванням, пов’язані з наявністю великої кількості води. Відтак, всі вищенаведені технології зменшують кількості барди, що виробляється, та призводять до деякого зниження виходу спирту. Утилізація відходів спиртового (пивного) виробництва в Україні потребує застосування низки технологій та високоякісного обладнання, а також для усунення загроз забруднення довкілля.

Аналізуючи технології переробки відходів пивного виробництва, слід зупинитись на сушінні дріжджів. Для чого може бути використана сушарка – це спеціальне обладнання (зазвичай валкового типу з нагріванням парою) для перетворення рідких пивних дріжджів у сухий порошок або пластівці, зберігаючи при цьому їх поживну цінність. Обладнання вимагає контролю процесу сушіння, щоб запобігти перегріву, який може знизити якість дріжджів. Також існують альтернативні методи сушіння: сушка розпиленням: рідкі дріжджі розпилюють у гарячому середовищі (зазвичай у харчовій промисловості); сушка інертними тілами: використовуються установки з

протизакрученими потоками. Готовий продукт, що містить мінімум вологи, упаковується у вакуумі або безкисневому середовищі для тривалого зберігання.

Отже, сухі пивні дріжджі – високоцінний натуральний продукт, багатий білком (до 50% складу), вітамінами групи В, мінералами (цинк, селен, магній) і амінокислоти. Вони зміцнюють імунітет, покращують стан шкіри, волосся і нігтів, нормалізують обмін речовин і роботу шлунково-кишкового тракту, а також додають енергії. Сухі пивні дріжджі часто використовують як харчову добавку для загального оздоровлення організму, особливо при авітамінозі і проблемах зі шкірою. Також сухі пивні дріжджі – високобілкова (до 50 % протеїну) кормова добавка, багата вітамінами групи В та амінокислотами, використовується для збагачення кормів (5–10 % за масою) для свиней, птиці та великої рогатої худоби. Вони покращують травлення, збільшують набір ваги і несучість; на відміну від рідких форм, сухі форми зручні в зберіганні та застосуванні.

Технологія згущення пивних дріжджів – це процес відділення дріжджової маси від пива/суспензії для підвищення концентрації клітин. До основних методів їх переробки віднесено такі: природна седиментація: седиментація в конусних резервуарах (ССТ), де дріжджі осідають на дно, після чого надлишок рідини зливається; промивання: дріжджі промивають водою для видалення залишків пива, білків і хмелевих смол; центрифугування: промисловий метод, який швидко відокремлює дріжджі; пресування: спеціальні преси, що працюють під тиском водопровідної мережі, згущують нерозчинну частину; з Зберігання: згущені дріжджі зберігаються в стерильній тарі при температурі близько 0… + 4 ^{0}С.

Відділення концентрату (рідкої фази) від пивних дріжджів здійснюється в основному центрифугуванням (декантери, сепаратори) або фільтрацією, часто з використанням коагулянтів/флокулянтів. Після очищення концентрат можна повертати в процес, а кек (осад) можна використовувати для сушіння або автолізу. Спосіб забезпечує високий ступінь очищення, необхідний для утилізації відходів, що є стратегічним завданням процесів переробки рідких відходів пивного виробництва.

Щорічно у світі виробляється близько 200 мільярдів літрів пива. Вся світова пивоварна промисловість змушена шукати способи скорочення втрат і рідких відходів. Ці відходи є цінним кормовим продуктом, однак він швидко розкладається і стає непридатним для подальшого використання. Тому переробка основних відходів пивоварного виробництва є актуальним завданням для кормозабезпечення агропромислового комплексу та запобігання забрудненню навколишнього середовища, а також пошуку додаткових джерел протеїну у вигляді нових кормових

продуктів. Застосування яких підвищило б біологічну цінність і продуктивність комбікормів, а також ефективність їх використання в раціоні сільськогосподарських тварин. Тому пивне зерно доцільно обробляти.

Відходи пивоварної промисловості мають високий відсоток вологи і є водянистим, швидкопсувним продуктом, який нераціонально використовується і значною мірою утилізується. Це пояснюється відсутністю в місцях розташування цих виробництв підприємств з переробки цих відходів на кормові добавки. До побічних продуктів пивоварного виробництва відносяться зерно, зерновідходи, дріжджі, білковий залишок, зерна хмелю та ін., які можуть бути використані на кормові цілі. Ці продукти містять понад 25% поживних речовин вихідної сировини. Серед відходів пивоварних заводів найбільшу питому вагу займає зерно (82 – 87 %).

Згущення пивних дріжджів перед сушінням є критичним етапом у забезпеченні високої економічної ефективності виробництва, яке полягає у видаленні надлишкової вологи (пиво/вода) з дріжджової суспензії. Згущення (зазвичай до вмісту сухих речовин 15 – 25% за допомогою сепараторів або центрифуг) різко здешевлює подальшу сушку. Ключовими аспектами економічного впливу процесу згущення пивних дріжджів є такі: пряма економія енергії; зниження витрат на тепло; скорочення часу висихання; підвищення продуктивності обладнання; ефективне використання обладнання (використання сепараторів дозволяє ефективно відокремлювати дріжджі, оптимізуючи роботу всієї лінії переробки. Попереднє згущення дріжджів (наприклад, до 15 – 20% сухих речовин) дозволяє значно знизити собівартість сушіння однієї тонни готового продукту, перетворюючи відходи пивоваріння у високорентабельний продукт.

Отже, утилізація відходів пивної дробини впливає на екологічну ситуацію і потребує вирішення питання в напрямку запобігання забруднення довкілля.

Література

1. Самойчук К. О., Паляничка Н. О., Верхоланцева В. О. Технологічне обладнання галузі: конспект лекцій. Мелітополь: Forward press, 2020. 255 с.

2. Старун В. Ю. Попередня обробка для підвищення виходу та якості біогазу в результаті анаеробного зброджування відходів пивоварних заводів. Проблеми природокористування, сталого розвитку та техногенної безпеки регіонів: Матеріали IX міжнародної науково-практичної конференції (м. Дніпро, 06–07 жовтня 2021 р.). Дніпро: ІППЕ НАН України, 2021. С. 33–35.

3. Мельниченко Т. І., Кадошніков В. М., Жебровська К. І. Впровадження прогресивних технологій утилізації відходів на об’єктах спиртової промисловості – запорука

збереження довкілля. Гігієна населених місць. 2018. № 68. С. 75–81.

4. Бомко В. С., Сиваченко Є. В., Сметаніна О. В. Корми і кормові добавки та ефективність їх використання в годівлі тварин: навч. посіб. Біла Церква, 2023. 225с.

5. Малюжко О., Нікітін Г., Салюк А. Раціональна переробка пивоварних відходів. Харчова і переробна промисловість. 2021. № 4. С. 16–17.

6. Корчик Н. М., Буденкова Н. М., Кирилюк С. В. Розробка технологій переробки рідких відходів спиртового виробництва. Science and Education a New Dimension. Natural and Technical Sciences. 2019. Вип. 7, № 25. С. 38–41.

7. Бухкало С. І., Ольховська О. І., Ольховська В. О., Зіпунніков М. М. Дослідження та аналіз інноваційних заходів з технології комплексної утилізації післяспиртової барди. Вісник Національного Технічного Університету. 2019, № 15 (1340). С. 66–74.

8. Сухенко Ю. Г., Серьогін О. О., Сухенко В. Ю., Рябоконь Н. В. Ресурсозберігаючі технології в харчових і переробних виробництвах. Київ: ЦП «КОМПРИНТ», 2016. 338 с.

УДК 519.876:504.53:355.48

Бойко О. В., аспірант
Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища» Національної академії наук України, м. Київ, Україна
Чумаченко С. М., д-р техн. наук, проф.
Державний науково-дослідний інститут авіації, Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського», м. Київ, Україна
Пісня Л. А., канд. техн. наук
Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна
Парталян А. С., канд. техн. наук
Державна спеціальна служба транспорту України, м. Київ, Україна
Петрухін С. Ю., канд. техн. наук, доц.
Військовий інститут танкових військ Національного технічного університету «Харківський політехнічних інститут», м. Харків, Україна

МАТЕМАТИЧНА МОДЕЛЬ РЕМЕДІАЦІЇ ҐРУНТІВ ЗОН ІНТЕНСИВНИХ БОЙОВИХ ДІЙ

Вступ

Бойові дії (БД) на території України призвели до значної та довготривалої деградації ґрунтового покриву внаслідок фізичної деградації та хімічного забруднення важкими металами, нафтопродуктами, залишками ракетного палива та вибухових речовин, що ставить під загрозу екологічну безпеку та продовольчу стабільність постраждалих регіонів [1]. Ремедіація таких територій є складним, багатофакторним та ресурсомістким процесом, що потребує наукового обґрунтування та відповідного прогнозування наслідків для відновлення ґрунтів [2]. Ключову роль у цьому належить математичному моделюванню, що дозволяє не лише описати фундаментальні процеси перенесення та трансформації забруднюючих речовин воєнно-техногенного походження у ґрунтах зон інтенсивних БД, але й створити дієві інструменти для оцінки ефективності різних стратегій ремедіації у довгостроковій перспективі. Наукове прогнозування результатів ремедіації для цих територій допомагає оптимізувати економічні витрати, мінімізувати можливі екологічні ризики та вибрати найбільш екологічно та економічно обґрунтовані методи ремедіації ґрунтів для кожної конкретної території України.

Відновлення ґрунтів, деградованих внаслідок інтенсивних бойових дій є на сьогодні складною мультифакторною проблемою, яка для свого вирішення потребує залучення сучасних наукових методів математичного моделювання.

Ґрунти зон інтенсивних бойових дій являють собою складні полікомпонентні системи, де фізична деструкція поєднується з накопиченням важких металів (*Pb, Cu, Ni, Zn, Cd*) та стійких вибухових речовин (*TNT, RDX, HMX*) [3].

Процеси ремедіації для таких ґрунтів є динамічними, нелінійними та взаємопов'язаними між собою процесами. Традиційні емпіричні методи дослідження необхідні, але часто є недостатніми для прийняття обґрунтованих управлінських екологічних рішень через їх високу вартість, часові обмеження та небезпеку проведення польових робіт у зонах бойових дій. Тому математичне моделювання в цьому контексті виступає як ключовий інструмент для вирішення наступних завдань [4, 5]:

1. Етап. Інтеграція різнорідних даних для об'єднання результатів дистанційного зондування, лабораторних аналізів та польових спостережень у єдину систему.

2. Етап. Сценарне прогнозування, що включає логіко-інформаційне моделювання результатів застосування різних стратегій ремедіації за різних умов навколишнього середовища (клімат, тип ґрунту, початкове забруднення) та різного рівня воєнно-техногенного навантаження.

3. Етап. Математична оптимізація природоохоронних рішень для знаходження найкращого балансу між ефективністю ремедіації ґрунту, часом та економічними витратами.

4. Етап. Зниження екологічних ризиків, що базується на оцінюванні ймовірності міграції забруднювачів та вторинної деградації ґрунтів в зонах інтенсивних бойових дій.

На рис. 1 наведено блок схему алгоритму комплексного підходу до вибору методів ремедіації для відновлення ґрунтів зон інтенсивних бойових дій, що ілюструє стратегії відновлення в залежності від рівнів воєнно-техногенного навантаження (ВТН).

Математичні моделі на першому етапі спрямовані на перетворення первинних даних у змінні вектору екологічного стану, що характеризують початковий стан системи «ґрунт — ВТН — рослина» [5].

Для кількісної оцінки стану вегетації та ступеня деградації зон інтенсивних БД використовуються спектральні індекси ДЗЗ, такі як Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) [4]. Математична модель описує динаміку зміни NDVI під впливом ВТН *N(t)*, що представлена як функція часу та зовнішніх факторів навколишнього природного середовища:

$$N(t) = N_0 \cdot e^{-k_{deg} \cdot V(t)} + N_{rec}(t), \qquad (1)$$

де N_0 — фоновий NDVI, k_{deg} — коефіцієнт деградації, *V(t)* — функція, що описує ВТН, $N_{rec}(t)$ — функція природного відновлення. Аналіз часових рядів NDVI дозволяє виявити зони з порушеною динамікою росту рослин, які корелюють із зонами інтенсивних бойових дій.

Оцінка фізичного та хімічного стану ґрунтів зон інтенсивних БД (щільність ґрунту, pH, вміст важких металів та ГДК забруднюючих речовин) на основі точкових проб потребує методів просторової інтерполяції. Найефективнішим з них є крігінг (kriging), який базується на теорії випадкових полів та геостатистиці [1]. Математично це виражається через варіограму $\gamma(h)$, яка описує просторову кореляцію між точками, віддаленими між собою на відстань *h*:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)}\sum_{i=1}^{N(h)}[Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2, \quad (2)$$

де $Z(x_i)$ — значення параметра в точці x_i, $N(h)$ — кількість пар точок. Це дозволяє створювати карти ймовірності перевищення гранично допустимих концентрацій (ГДК) забруднювачів.

Головною складовою комплексного підходу є Етап 3, де на основі діагностики параметрів НС приймається рішення про вибір стратегії ремедіації. Математичне ядро цього вузла базується на багатокритеріальному аналізі та експертних оцінках.

Процес прийняття рішень можна формалізувати за допомогою функції корисності *U(S)*, яку необхідно максимізувати:

$$U(S) = \sum_{i=1}^{n} w_i \cdot f_i(S), \quad (3)$$

де *S* — набір можливих стратегій, $f_i(S)$ — оцінка і-го критерію для стратегії S, w_i — вага *i*-го критерію.

Критеріями можуть бути: ефективність очищення ґрунтів (*E*); час ремедіації (*T*); вартість ремедіації (*C*); екологічний ризик (*R*).

Розглянемо можливі стратегії ремедіації в залежності від рівня воєнно-техногенного навантаження та ступеню резильєнтності ґрунтів.

Стратегія 1. Низький рівень ВТН та висока резильєнтність. Стратегія заключається у здійсненні стимулювання і контролю за природним відновленням ґрунту. Моделювання цієї стратегії базується на кінетиці природної сукцесії та природної деградації забруднювачів. Динаміка концентрації забруднювача *C(t)* часто описується моделлю першого порядку:

$$\frac{dC(t)}{dt} = -k_{nat} \times C(t), \quad (4)$$

де k_{nat} — коефіцієнт природної деградації/міграції.

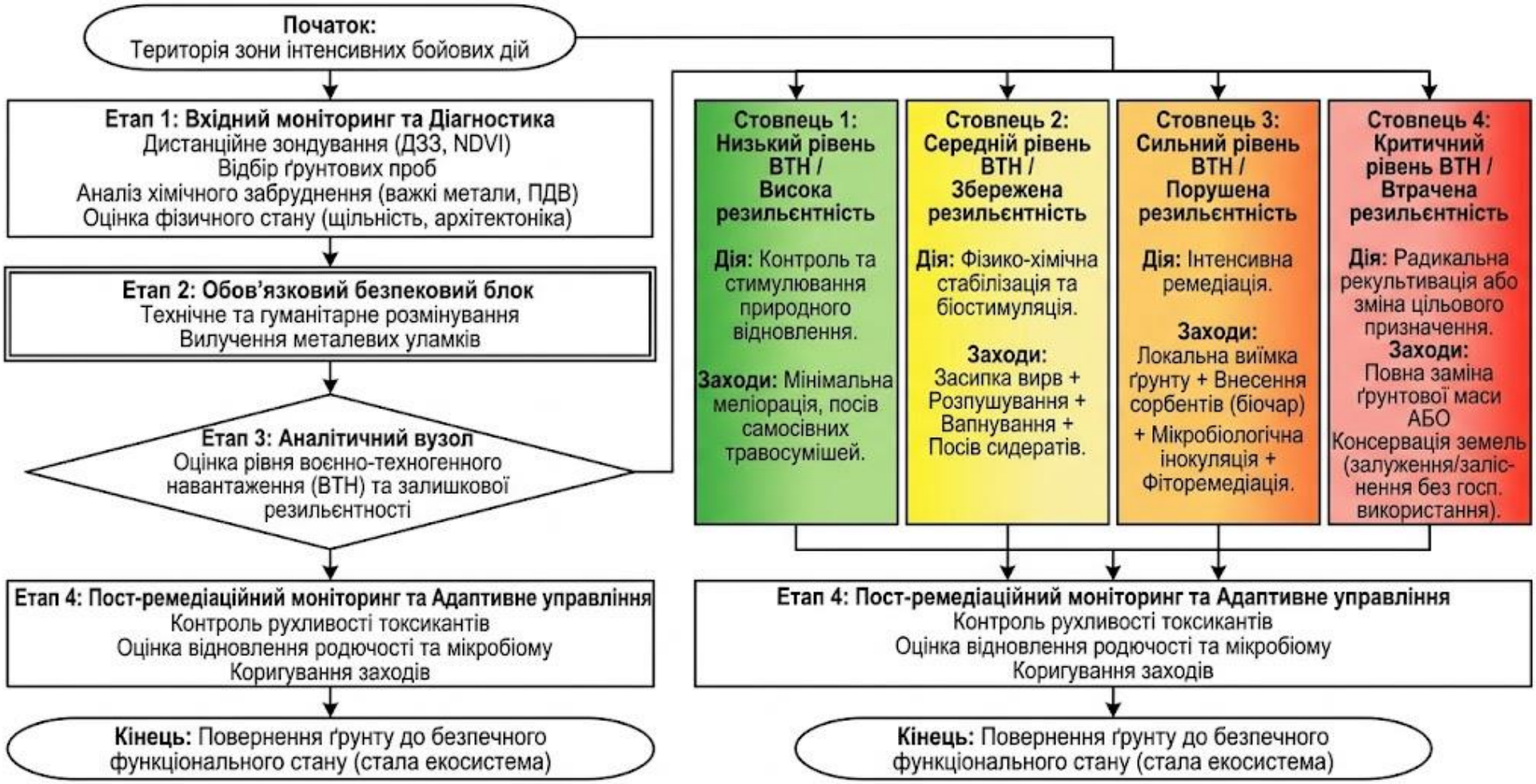


Рисунок 1 – Блок-схема алгоритму комплексного підходу до вибору методів ремедіації для відновлення ґрунтів зон інтенсивних бойових дій.

Прогноз ефективності ремедіації полягає у визначенні часу $T_{\text{ГДК}}$, необхідного для зниження концентрації до безпечного рівня:

$$T_{\text{ГДК}} = \frac{1}{k_{nat}} \times ln\left(\frac{C_0}{C_{\text{ГДК}}}\right). \qquad (5)$$

Стратегія 2. Середній рівень ВТН і збережена резильєнтність. Стратегія полягає у стабілізації та біостимуляція природного потенціалу самовідновлення ґрунту. Моделювання цієї стратегії потребує інтеграції фізико-хімічних та біологічних моделей.

Моделювання хімічної стабілізації здійснюється шляхом оцінювання впливу внесення вапна, що змінює pH і впливає на рухливість важких металів. Модель базується на ізотермах сорбції та термодинаміці. Концентрація мобільного металу C_m описується через концентрацію іммобілізованого металу C_s:

$$C_s = K_d(pH) \times C_m \qquad (6)$$

де $K_d(pH)$ — коефіцієнт розподілу, який є нелінійною функцією pH.

Моделювання біостимуляції здійснюється за рахунок посіву сидератів. Посів сидератів збільшує мікробну біомасу *X* та прискорює деградацію забруднювача. Для цього може бути використана модель кінетики Моно (Monod):

$$\frac{dX}{dt} = \mu_{max}\frac{S}{K_S+S}X \qquad (7)$$

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{\mu_{max}\frac{S}{K_S+S}X}{Y} - k_{nat}S \qquad (8)$$

де *S* — концентрація забруднювача як субстрату, μ_{max} — максимальна швидкість росту сидератів, K_S — константа півнасичення, *Y* — коефіцієнт виходу біомаси сидератів.

Стратегія 3. Сильний рівень ВТН і порушена резильєнтність. Стратегія полягає в проведенні інтенсивної ремедіації ґрунтів. Це найбільш складна стратегія, що вимагає інтеграції моделей хімічної деструкції та фіторемедіації.

Моделювання хімічної деструкції здійснюється за рахунок реакції окислення. Кінетика окислення вибухонебезпечних сполук описується моделлю другого порядку:

$$\frac{dC_{\text{заб}}}{dt} = -k_{\text{окис}}C_{\text{заб}}C_{\text{окис}}, \qquad (9)$$

де $k_{\text{окис}}$ — константа швидкості реакції.

Прогноз ефективності ремедіації залежить від дози окисника та часу контакту з забруднювачем.

Моделювання фіторемедіації здійснюється математичною моделлю, що описує поглинання металів *M* рослинами та їх накопичення в біомасі. Швидкість поглинання *J* залежить від концентрації мобільного металу в ґрунті M_s та фізіологічних параметрів

рослини константи Міхаеліса-Ментен K_m:

$$J = \frac{J_{max} M_s}{K_m + M_s}. \qquad (10)$$

Ця модель дозволяє спрогнозувати динаміку очищення ґрунту та кількість циклів вирощування фіторемедіантів для цього.

Стратегія 4. Критичний рівень ВТН і втрачена резильєнтність. Стратегія полягає у радикальній рекультивації ґрунту або його консервації.

Моделювання повної заміни ґрунту базується на балансовому методі та порівнянні витрат на виїмку, транспортування та утилізацію забрудненого ґрунту та завезення родючого субстрату.

Моделювання консервації базується на оцінці втрат екосистемних послуг щодо виробництва біомаси рослинної продукції та оцінці ризику ерозії. Математична модель ерозії Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) [6 - 8] оцінює втрати ґрунту (*A*) як функцію клімату(*R*), типу ґрунту (*K*), рельєфу (*LS*), наявних рослинного покриву(*C*) та протиерозійних заходів (*P*):

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \qquad (11)$$

Висновки

Застосування однокомпонентних експоненціальних моделей для територій інтенсивних бойових дій призводить до системної переоцінки швидкості самовідновлення та фіторемедіації. Через синергетичний ефект поліметалевої токсичності пригнічення біомаси рослин-гіперакумуляторів сягає 78%, що вимагає впровадження коригувальних коефіцієнтів і подовження розрахункових часових інтервалів відновлення у 3 − 4,5 рази.

Для оцінки рівня ВТН та залишкової резильєнтності в перспективі можна використати методи нечіткої логіки або байєсівські мережі, що дозволяють працювати з невизначеністю та неповними даними, характерними для територій зон інтенсивних бойових дій.

Підсумкова оптимізація ремедіаційних робіт має базуватися на тристадійній математичній моделі:

1) первинному гідромеханічному та реагентному промиванні ґрунту;

2) подальшому внесенні біопрепаратів для відновлення популяцій нітрогенфіксувальних та фосфатмобілізувальних мікроорганізмів;

3) фінальній фітоекстракційній зачистці.

Такий підхід забезпечує мінімізацію інтегрального екологічного ризику (*R*) та досягнення нормативних показників гранично допустимих концентрацій забруднювачів

воєнно-техногенного походження при раціональному використанні фінансових ресурсів.

Література

1. Solokha, M.; Demyanyuk, O.; Symochko, L.; Mazur, S.; Vynokurova, N.; Sementsova, K.; Mariychuk, R. Soil Degradation and Contamination Due to Armed Conflict in Ukraine. Land 2024, 13, 1614. https://doi.org/10.3390/land13101614 URL: https://www.mdpi.com/2073-445X/13/10/1614

2. Голубцов О., Сорокіна Л., Сплодитель А. та Чумаченко С. (2023). Вплив війни росії проти України на стан українських ґрунтів. Київ: ГО «Центр екологічних ініціатив «Екодія» (укр.). URL: https://ecoaction.org.ua/wp-content/uploads/2023/03/zabrudnennia-zemel-vid-rosii2.pdf

3. Grygorieva, O., Zaimenko, N., Vergun, O., Zhurba, M., Goncharovska, I. ., & Golubkova, I. (2025). Soil Degradation Caused by Military Activities in Ukraine: Challenges and Prospects for Ecological Rehabilitation. Agrobiodiversity for Improving Nutrition, Health and Life Quality, 9(2). https://doi.org/10.15414/ainhlq.2025.0028

4. Чумаченко, С. М., Яковлєв, Ю. О., Пириков, О. В. та Парталян, А. С. (2022). Особливості впровадження мережі екологічного моніторингу бойових дій для Збройних Сил України. Екологічна безпека та природні ресурси, 42 (2), 23–34. https://doi.org/10.32347/2411-4049.2022.2.23-34

5. О. І. Лисенко, С. М. Чумаченко, Є.О. Яковлєв, О. В. Пиріков, В. А. Дерман Математична модель для індикації екологічного стану природного середовища території бойових дій із застосуванням екосистемного підходу. Електронне моделювання. 2022. Т. 44. № 4, с. 3—20 ISSN 0204–3572. https://doi.org/10.15407/emodel.44.04.003

6. Король П. П., Мендель В. П. (2012). Аналіз та класифікація моделей площинного змиву ґрунту. Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Серія: Технічні науки. 2012. Вип. 1(57). С.155 – 164. URL: https://drp.nuwm.edu.ua/server/api/core/bitstreams/58fab552-494c-4216-8534-5234abfe004b/content

7. Soil Erosion Analysis using RUSLE Model at the Minitod Area, Penampang, Sabah, Malaysia. URL: https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1742-6596/1358/1/012066/pdf.

8. Кравченко В. І., Кравченко В. П. Розробка системи управління захисту ґрунтів від водної ерозії. Таврійський науковий вісник. Серія: Сільськогосподарські науки. 2023. Вип. 130. С. 384–391. DOI: https://doi.org/10.32851/2226-0099.2023.130.56

УДК 550.424.4

Бондар Ю. В., канд. геол.-мін. наук

Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», м. Київ. Україна

СИНТЕЗ ТА ЗАСТОСУВАННЯ КОМПОЗИТНИХ ЦЕОЛІТНИХ ГРАНУЛ ДЛЯ ІММОБІЛІЗАЦІЇ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ҐРУНТАХ

Вступ

Забруднення ґрунтів важкими металами та металоїдами є однією з найсерйозніших глобальних екологічних проблем. На відміну від органічних забруднювальних речовин, ці елементи не піддаються біологічному розкладанню, можуть накопичуватися та зберігатися у ґрунтовому профілі протягом десятиліть. Їх накопичення порушує біогеохімічні цикли, спричиняє деградацію ґрунтових екосистем, знижує продуктивність ґрунтів та може призводити до втрати біорізноманіття. Через трофічні ланцюги важкі метали можуть мігрувати до рослин, поверхневих і підземних вод, а згодом потрапляти в організм людини, створюючи потенційні ризики для здоров’я. Зростання масштабів промислового виробництва, урбанізації та використання металів у різних галузях економіки протягом останніх десятиліть суттєво посилило як масштаби, так і складність цієї проблеми [1, 2].

Для України проблема забруднення ґрунтів набула особливої актуальності внаслідок масштабних військових дій. Воєнні дії формують комплекс джерел забруднення, які можуть діяти одночасно. До них належать руйнування та згоряння військової і цивільної техніки, детонація боєприпасів, пошкодження промислових об’єктів і паливних сховищ, пожежі в лісах та на сільськогосподарських угіддях, будівництво фортифікаційних споруд, утворення численних воронок, а також переміщення та перемішування значних обсягів ґрунтового матеріалу. Такі процеси можуть призводити до надходження широкого спектра потенційно токсичних елементів у ґрунти та посилювати ризики їх подальшої міграції до суміжних екосистем [3-5].

Це зумовлює необхідність удосконалення систем моніторингу стану ґрунтів та розроблення ефективних технологій ремедіації забруднених територій. Особливої актуальності набуває впровадження екологічно безпечних, економічно доцільних і технологічно ефективних методів відновлення, спрямованих не лише на зменшення загального вмісту забруднювальних речовин, а й на зниження їх рухомості,

біодоступності та ризику міграції у компоненти довкілля.

Для зменшення рухомості та запобігання міграції важких металів і металоїдів у ґрунтах розроблено широкий спектр фізичних, хімічних і біологічних методів ремедіації [6, 7]. Серед них важливе місце посідає метод хімічної стабілізації, що ґрунтується на внесенні до ґрунту хімічно активних добавок, здатних переводити забруднювальні речовини у менш розчинні, рухомі та біодоступні форми. На відміну від методів, спрямованих на фізичне видалення забруднювачів, стабілізація дає змогу зменшити їх екологічну небезпеку без вилучення значних обсягів ґрунту. Цей підхід є перспективним для оброблення великих площ, оскільки за належного підбору стабілізуючих агентів може забезпечувати ефективне зниження рухомості забруднювальних речовин із мінімальним порушенням структури та основних властивостей ґрунту [8].

Серед неорганічних стабілізуючих добавок значний інтерес становлять оксиди та оксигідроксиди заліза (Fe(III)-оксиди/оксигідроксиди, зокрема FeOOH), які характеризуються високою реакційною та сорбційною здатністю щодо широкого спектра елементів, зокрема As, Cr, Sb, Pb, Cd, Zn, U, Np і Pu [9]. Водночас практичне застосування дисперсних і нанорозмірних залізовмісних фаз у ґрунтах може бути обмежене їх високою дисперсністю, складністю рівномірного внесення та потенційною міграцією дрібнодисперсних частинок. Одним із перспективних підходів до подолання цих обмежень є створення композитних матеріалів, у яких активна залізовмісна фаза іммобілізована на стабільній мінеральній матриці [10].

Одним із перспективних матричних матеріалів для створення таких композитів є природні цеоліти, зокрема клиноптилоліт. Природні клиноптилолітові туфи характеризуються високою катіонообмінною ємністю, хімічною та термічною стабільністю, доступністю природної сировини та відносно низькою вартістю. Клиноптилоліт може ефективно використовуватися як ґрунтова добавка для зниження рухомості та доступності окремих важких металів [11]. Водночас модифікація його поверхні залізовмісними фазами, зокрема FeOOH, може розширити сорбційний потенціал матеріалу завдяки поєднанню катіонообмінних властивостей цеоліту зі специфічною поверхневою сорбцією металів і металоїдів на реакційно-активних центрах залізооксидної фази.

Таким чином, поєднання природного клиноптилоліту як стабільної мінеральної матриці з високореакційною FeOOH-фазою є перспективним підходом до створення гранульованого композитного матеріалу для ремедіації забруднених ґрунтів. Такий матеріал потенційно може поєднувати іонообмінні властивості цеоліту, високу

сорбційну здатність залізооксидної фази та зручність внесення у ґрунт у гранульованій формі.

Метою цього дослідження був синтез композитного матеріалу на основі природного клиноптилолітового туфу Сокирницького родовища (Україна), модифікованого FeOOH-фазою, та оцінювання його ефективності як ґрунтової добавки для стабілізації важких металів у техногенно забруднених ґрунтах.

Матеріали та методологія досліджень. Для синтезу композитного матеріалу використовували подрібнений клиноптилолітовий туф із родовища Сокирниця (Закарпатська область, Україна) із розмірами гранул 1.0 ÷ 2.0 мм

Зразок ґрунту (P1) було відібрано на березі місцевої річки в історичному гірничодобувному регіоні Příbram (Чеська Республіка), який характеризується багатовіковим видобутком кольорових металів (Ag, Pb, Zn). Унаслідок тривалої техногенної діяльності ґрунти цього району значно забруднені потенційно токсичними елементами, зокрема As, Cd, Pb і Zn [12]. Загальний вміст елементів у вибраному ґрунті, визначений методом повного розкладання, наведено в таблиці 1. Забруднюючими елементами, присутніми в ґрунті P1, є As, Cd, Co, Cr, Cu, Pb та Zn.

Таблиця 1 – Загальний вміст елементів у ґрунті P1

Елемент	**Al**	**As**	**Ba**	**Ca**	**Cd**	**Co**	**Cr**	**Cu**	**Fe**
Вміст, мг/кг	20809.16	349.99	777.33	2742.3	38.50	84.72	58.48	94.64	40718.56
Елемент	K	Mg	Mn	Na	Pb	Sr	Ti	V	Zn
Вміст, мг/кг	8210.15	1814.92	5414.8	5310.3	3833.39	52.81	1638.65	1425.231	3618. 47

Відбір проб здійснювали з верхнього горизонту (0–10 см). Ґрунт висушували за кімнатної температури, гомогенізували та просівали через сито з розміром комірок 2 мм.

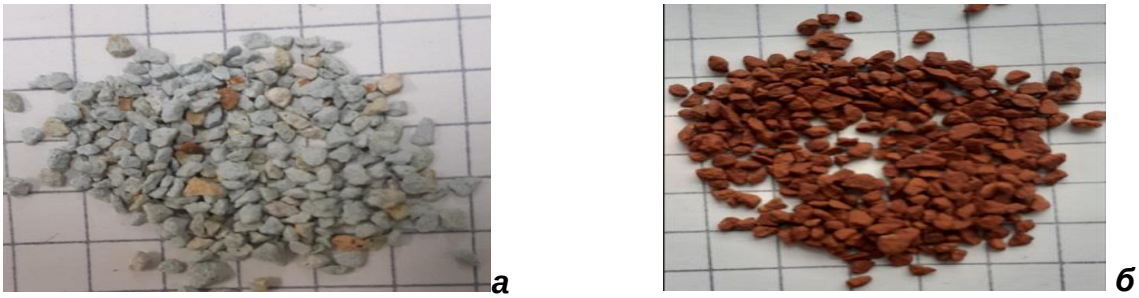
Синтез композитних цеолітних гранул здійснювали шляхом in situ формування шару (оксигидр)оксиду заліза на поверхні гранул клиноптилолітового туфу за розробленою нами методикою [13].

Характеристика матеріалів. Морфологію поверхні природних і композитних цеолітових гранул досліджували за допомогою скануючого електронного мікроскопа TESCAN VEGA 3 XMU (TESCAN, Чеська Республіка) з енергодисперсійною приставкою QUANTAX 200. Перед аналізом зразки покривали тонким шаром вуглецю.

Оцінка ефективності стабілізації важких металів. Ефективність стабілізації важких металів оцінювали на основі горщикового експерименту із забрудненим ґрунтом. 50 г ґрунту змішували з гранулами природного або композитного цеоліту в кількості 5 % за масою. Суміш поміщали у пластикові горщики та витримували протягом трьох місяців. Вологість ґрунту підтримували на рівні 70 % від його повної вологомісткості.

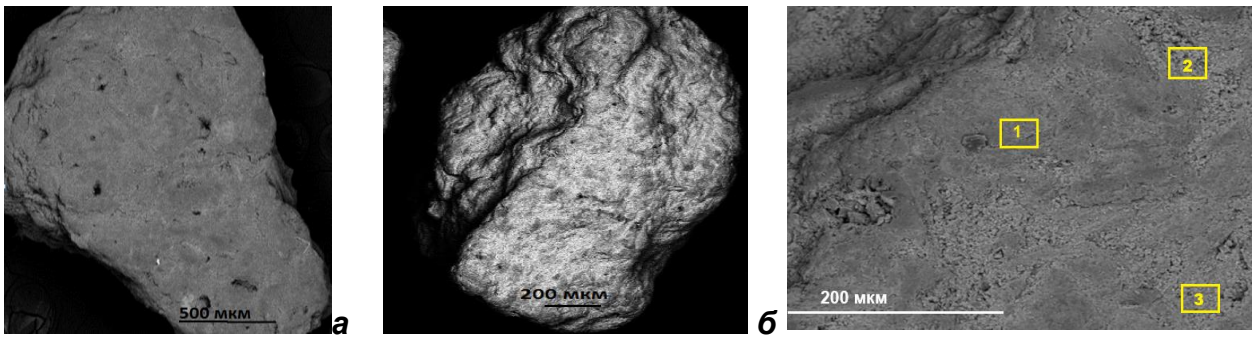
Результати та обговорення.

На рисунку 1 представлені гранули природного (а) і композитного цеоліту з FeOOH фазою на поверхні після циклів синтезу. В результаті синтезу сіро-оливковий колір природного цеоліту змінився на червоно-коричневий (б). Згідно з результатами рентгенофлуоресцентного аналізу, вміст заліза збільшився з $0.46x10^4$ мг/кг у природному цеоліті до $3.8x10^4$ мг/кг після двох циклів синтезу FeOOH фази.



а ***б***

Рисунок 1 – Гранули природного (а) і композитного цеоліту з FeOOH фазою (б)



а ***б*** ***с***

Рисунок 2 – СЕМ зображення в режимі зворотно розсіяних електронів гранул природного (а) та композитного цеоліту з FeOOH шаром (б). 1-3 – точки EDS-аналізу (табл.2).

На рисунку 2 представлено СЕМ-зображення поверхні гранул природного цеоліту (а) та композитного цеоліту після двох циклів синтезу фази FeOOH (б). В результаті синтезу утворюється щільний FeOOH шар, який рівномірно розподілений на поверхні

гранул цеоліту. На зображеннях, отриманих у режимі зворотно розсіяних електронів (BSE), FeOOH фаза візуалізується у вигляді яскраво-сріблястого шару. Результати EDS-аналізу (рис. 2 с, табл. 2) також підтвердили рівномірний розподіл FeOOH шару на поверхні композитних гранул після двох циклів синтезу.

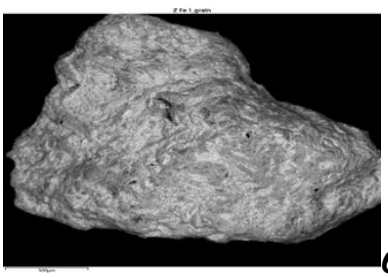
Таблиця 2 – Хімічний аналіз точок на поверхні гранул композитного цеоліту (рис.2 с)

Елемент	**Na**	**Mg**	**Al**	**Si**	**K**	**Ca**	**Mn**	**Fe**	**Сума**
Точка	Вміст, ваг.%								
1	4.00	0.67	7.38	32.52	2.31	1.53	0.04	51.56	100.00
2	4.67	1.06	7.10	29.43	1.85	1.50	0.06	54.31	100.00
3	3.22	0.77	5.86	27.87	2.22	1.92	0.30	57.85	100.00

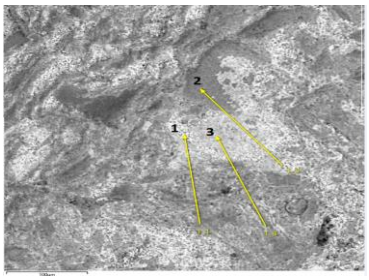
На рисунку 3 показані композитні гранули після 3-місячного експерименту в горщиках. Можна побачити, що колір композитних гранул не змінився (рис. 3 а), що свідчить про високу хімічну та механічну стабільність композитних гранул у ґрунтовому середовищі.



а



б



с

Рисунок 3 – Композитні гранули після 3-місячного експерименту в горщиках

Згідно з результатами SEM/EDS-аналізу композитних гранул, що брали участь в експерименті в горщиках (рис. 3 б, в), на їх поверхні присутні мікроелементи, такі як цинк і свинець (табл. 3). Присутність інших мікроелементів не була виявлена, ймовірно, через їх низьку концентрацію. Результати SEM/EDS підтверджують ефективність композитних цеолітних гранул у стабілізації важких металів в ґрунтових умовах

Таблиця 3 – Хімічний аналіз точок на поверхні гранул композитного цеоліту після експерименту в горщику (рис. 3)

					Вміст, ваг.%							
Елемент	O	Na	Mg	Al	Si	K	Ca	Mn	Fe	Zn	Pb	Сума
Точка	Вміст, ваг.%											
1	41.82	0.00	0.00	2.81	12.63	2.18	0.00	0.56	37.45	1.09	1.48	100.00
2	33.21	0.00	0.00	2.11	10.64	1.91	0.38	0.62	48.83	1.20	1.80	100.00
3	41.18	0.41	0.13	2.43	11.36	1.74	0.31	0.65	38.74	1.10	1.96	100.00

Висновки

Синтезовано композитний матеріал для стабілізації важких металів у забруднених ґрунтах шляхом *in situ* формування шару (оксигідр)оксиду заліза на поверхні гранул клиноптилолітового туфу.

Результати тримісячних модельних дослідів у горщиках із техногенно забрудненим ґрунтом засвідчили високу механічну та хімічну стабільність композитних цеолітових гранул у ґрунтовому середовищі. СЕМ аналіз гранул композитного цеоліту, вилучених після дослідів, показав значне накопичення важких металів (Zn, Pb) на їх поверхні, що підтверджує високу ефективність розробленого композитного матеріалу для стабілізації важких металів у ґрунтових умовах.

Література

1. Alengebawy A., Abdelkhalek S.T., Qureshi S.R., Wang M.-Q. Heavy Metals and Pesticides Toxicity in Agricultural Soil and Plants: Ecological Risks and Human Health Implications. *Toxics*. 2021. Vol. 9, No. 3. 42.

2. Ali H., Khan E., Ilahi I. Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: Environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. *Journal of Chemistry*. 2019. 6730305.

3. Bonchkovskyi O., Ostapenko P., Bonchkovskyi A., Shvaiko V. War-induced soil disturbances in north-eastern Ukraine (Kharkiv region): Physical disturbances, soil contamination and land use change. *Science of the Total Environment*. 2025. Vol. 964. 178594. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2025.178594.

4. Bohaienko V., Baliuk S., Plisko I., Bihun O., Romanchuk K., Lebed V., et al. Assessment of Vertical Distribution of Heavy Metals in Agricultural Soils Affected by Military Actions in Eastern Ukraine. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*. 2026. P. 1–32. DOI: 10.1080/15320383.2026.2645258.

5. Broomandi P., Guney M., Kim J.R., Karaca F. Soil Contamination in Areas Impacted by Military Activities: A Critical Review. *Sustainability*. 2020. Vol. 12. 9002. DOI: 10.3390/su12219002.

6. Palansooriya K.N., Shaheen S.M., Chen S.S., et al. Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: A critical review. *Environment International*. 2020. Vol. 134. 105046.

7. Kumar V., Rout C., Singh J., et al. A review on the clean-up technologies for heavy metal ions contaminated soil samples. *Heliyon*. 2023. Vol. 9, No. 5. e15472.

8. Ukalska-Jaruga A., Siebielec G., Siebielec S., Pecio M. The effect of soil amendments on

trace elements' bioavailability and toxicity to earthworms in contaminated soils. *Applied Sciences*. 2022. Vol. 12. 6280.

9. Cornell R.M., Schwertmann U. *The Iron Oxides: Structure, Properties, Reactions, Occurrences and Uses*. Weinheim: Wiley-VCH, 2003. 664 p.

10. Shi M., Min X., Ke Y., Lin Z., Yang Z., Wang S., Peng N., Yan X., Luo S., Wu J., Wei Y. Recent progress in understanding the mechanism of heavy metals retention by iron (oxyhydr)oxides. *Science of the Total Environment*. 2021. Vol. 752. 141930.

11. Belviso C. Zeolite for Potential Toxic Metal Uptake from Contaminated Soil: A Brief Review. *Processes*. 2020. Vol. 8. 820.

12. Ratié G., Vaňková Z., Baragaño D., Liao R., Šípková A., Gallego J., Chrastný V., Lewandowská Š., Ding S., Komárek M. Antagonistic Cd and Zn isotope behavior in the extracted soil fractions from industrial areas. *Journal of Hazardous Materials*. 2022. Vol. 439. 129519.

13. Bondar Yu., Chrastný V., Šipková A., et al. Iron Oxide-Coated Zeolite Composite Granules for Cadmium Stabilization in Contaminated Soils: Synthesis and Assessment. *ChemRxiv*. 2025. DOI: 10.26434/chemrxiv-2025-kxvjm.

УДК 621.311:628.3

Брук В. В., канд. техн. наук;

Заболоцька В. В., канд. техн. наук;

Коваленко С. Ю., д-р філософії (PhD)
Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна
Клочко Т. О., канд. техн. наук
Національний аерокосмічний університет «Харківський авіаційний інститут», м. Харків, Україна

РЕГЛАМЕНТ СКИДАННЯ ЗВОРОТНИХ ВОД ПІД ЧАС РЕКОНСТРУКЦІЇ ВОДОЙМ-ОХОЛОДЖУВАЧІВ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЙ

Повне або часткове спорожнення водойм-охолоджувачів ТЕС та АЕС під час їх реконструкції є вимушеним технологічним кроком, необхідність якого обумовлена як технічними вимогами безпеки, так і характером будівельних робіт, пов’язаних з вимогами доступу до елементів, які зазвичай перебувають під водою. Процес скидання зворотних вод з водойм-охолоджувачів ТЕС та АЕС до поверхневих водних об’єктів регламентується Водним кодексом України (зокрема статтями 49, 70, 74) [1], Правилами охорони поверхневих вод та Порядком розроблення нормативів гранично допустимого скидання (ГДС) і потребує досліджень щодо визначення вимог до складу і якості зворотних вод та умов, під час яких дозволяється їх скид у поверхневий водний об’єкт.

У статті 74 ВКУ [1] визначається, що скидання зворотних вод із технологічних водойм у поверхневі водні об'єкти здійснюється за індивідуальним регламентом, а використання технологічних водойм, таких як водойми-охолоджувачі теплових і атомних станцій «повинно проводитись відповідно до норм і правил експлуатації, визначених у технічних проєктах, затверджених у встановленому законодавством порядку». На даний час немає затвердженої методики, інструкції чи іншого нормативно-правового документу, у якому встановлюється порядок розроблення регламентів періодичного скидання зворотних вод до поверхневих водних об'єктів із вказаних водойм.

У роботі [2] запропоновано алгоритм для розроблення регламенту періодичного скидання зворотних вод накопичувача промислових стічних вод. Даний алгоритм орієнтований на вибір періоду скидання зворотних вод, за умови, що витрати річки-приймача мають найбільші значення. У випадку розроблення регламенту скидання з

водойми-охолоджувача електростанції запропонований у [2] алгоритм не доцільний у використанні, оскільки обсяги скидання дуже великі. Тому додатково необхідне врахування змін витрат річки протягом навіть невеликих періодів часу.

У даній роботі запропоновано алгоритм розроблення регламенту періодичного скидання зворотних вод, який передбачає виконання таких етапів розрахунків:

1) розрахунок необхідної кратності розбавлення зворотних вод в контрольному створі;

2) розрахунок мінімальних витрат річки, при яких для заданих витрат зворотних вод в контрольному створі забезпечується необхідна кратність розбавлення;

3) створення таблиці діапазонів допустимих значень витрат річкової води для різних можливих значень витрат зворотної води.

Застосування алгоритму регламенту періодичного скидання зворотних вод наведемо на прикладі Південноукраїнського енергетичного комплексу, який розташовано на півночі Миколаївської області і до якого входить три енергогенеруючі підприємства: Південноукраїнська АЕС, Ташлицька ГАЕС і Олександрівська ГЕС. Щорічно виробляється близько 10% загального виробництва електроенергії в країні. Південноукраїнська АЕС (ПАЕС) – основа Південноукраїнського енергокомплексу, розташована на відстані 3 км від міста Южноукраїнськ. Виробництво електричного струму ПАЕС здійснюється трьома енергетичними блоками за двоконтурною тепловою схемою. Ташлицька ГАЕС є другою за потужністю складовою енергокомплексу. Майданчик Ташлицької гідроакумулюючої станції розташований на захід від районного центру Арбузинка, на 3 км південніше від міста Южноукраїнськ. ТГАЕС призначена для покриття пікових навантажень у південно-західній частині об'єднаної енергосистеми країни та забезпечення надійного базисного режиму роботи ПАЕС, тому у технологічній схемі станції використовуються оборотні гідроагрегати з функціями турбін і потужних насосів.

Відповідно до розпорядження КМУ [3] в рамках продовження будівництва об'єктів пускового комплексу гідроагрегатів ТГАЕС планується будівництво відсічної греблі у Ташлицькому водосховищі для приєднання частини водойми-охолоджувача ПАЕС до існуючої верхньої водойми ГАЕС. Передбачені проєктні рішення дозволять значно збільшити розміри верхнього водоймища ТГАЕС та забезпечити суттєвий приріст обсягів річкових вод, які будуть надходити на комплекс гідроагрегатів ТГАЕС (рис. 1).

Необхідна мінімальна кратність розбавлення, яка забезпечує виконання нормативних вимог в контрольному створі для усіх речовин n^*, розраховується за формулою:

$$n^* = \max_{i=1}^{s}\left(n_i^{\min}\right), \qquad (1)$$

де i – номер нормованої речовини, концентрація якої в зворотній воді $C_i^{зв}$ перевищує

допустимий норматив цієї речовини $C_i^{ГДК}$; *s* – кількість таких речовин; $n_i^{\min}$ – необхідна мінімальна кратність розбавлення, яка забезпечує неперевищення допустимих нормативів для даної речовини. Необхідна мінімальна кратність розбавлення розраховується за формулою

$$n_i^{\min} = \frac{C_i^{зв} - C_i^{ф}}{C_i^{КС} - C_i^{ф}}, \qquad (2)$$

де $C_i^{ф}$ – концентрація *i*-ї речовини у фоновому створі, тобто фонова концентрація, $C_i^{КС}$ – максимальна допустима концентрація речовини в контрольному створі

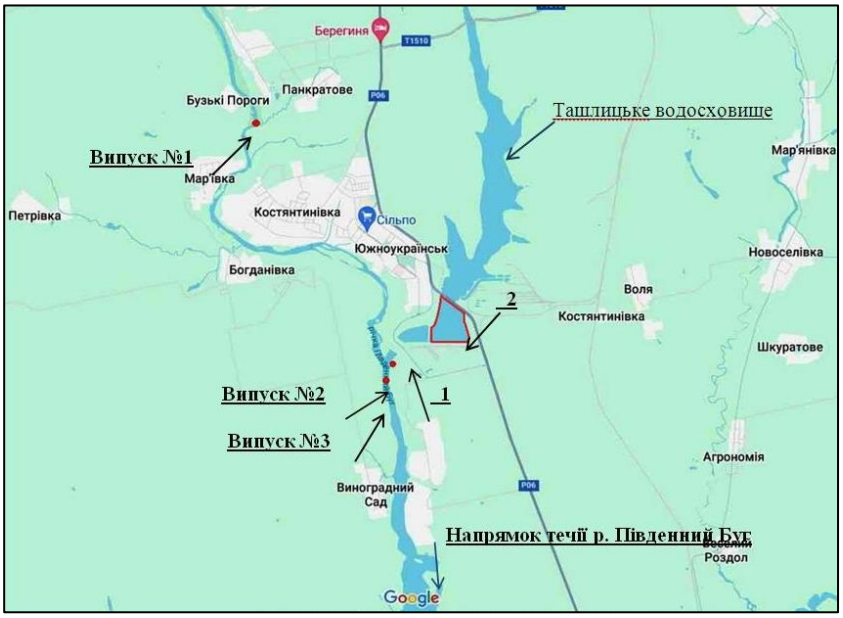


Рисунок 1 – Карта-схема розташування Ташлицького водосховища і випусків №№ 1-3 зворотних вод ВП «ПАЕС» АТ «НАЕК «Енергоатом»: 1 – існуюче верхнє водосховище ТГАЕС; 2 – частина Ташлицького водосховища, яку планується приєднати до верхнього водосховища ТГАЕС.

Якщо фонова концентрація менша, ніж норматив цієї речовини, максимальна допустима концентрація речовини в контрольному створі дорівнює величині $C_i^{ГДК}$. Якщо фонова концентрація *i*-ї речовини перевищує норматив, тоді в контрольному створі при будь-якій кратності розбавлення зворотних вод досягнення нормативних вимог неможливо. У цьому випадку, враховуючи досвід нормування скидання зворотних вод у країнах ЄС [4], необхідну кратність розбавлення для цієї речовини доцільно розраховувати, виходячи з умови неперевищення в контрольному створі фонової концентрації речовини більше ніж на певний відсоток від фонової

концентрації (зазвичай на 5%).

У таблиці 1 наведені розраховані за формулою (2) необхідні мінімальні кратності розбавлення для різних показників якості води.

Таблиця 1 – Мінімальні необхідні кратності розбавлення для різних показників якості води

№ з/п	Найменування інгредієнту	Концентрація, мг/дм³				$n_i^{\min}$
		$C_i^{зв}$	$C_i^{ф}$	$C_i^{ГДК}$	$C_i^{КС}$	
1.	Азот амонійний	0,34	0,37	0,39	0,39	–*
2.	$БСК_5$	1,92	2,88	3,0	3,0	–*
3.	ХСК	34,0	31,0	50,0	50,0	–*
4.	Завислі речовини	22,0	20,5	25,0	25,0	–*
5.	Нафтопродукти	0,02	0,018	0,05	0,05	–*
6.	Нітрати	5,2	6,92	40,0	40,0	–*
7.	Нітрити	0,07	0,044	0,08	0,08	–*
8.	Сульфати	374,0	90,0	100,0	100	27,4
9.	Фосфати	0,24	0,18	2,15	2,15	–*
10.	Хлориди	176,0	55,0	300,0	300,0	–*
11.	Залізо загальне	0,06	0,068	0,1	0,1	–*
12.	СПАР	0,02	0,028	0,1	0,1	–*

**) Концентрації в зворотних водах дорівнюють ГДК*

Оскільки загальна кратність розбавлення зворотних вод n_3 є монотонно убутною функцією від витрати зворотних вод q, математичне формулювання задачі визначення мінімальних витрат річки Q_{min}, при яких для заданих витрат зворотних вод в контрольному створі забезпечується необхідна кратність розбавлення n^*, зводиться до розв'язання рівняння

$$n_3\left(q,\ Q_{min}\right) = n^* . \qquad (3)$$

де – Q_{min} – мінімальні витрати річкової води, при яких в контрольному створі забезпечується необхідна кратність розбавлення.

Конкретний вид функції n_3 визначається типом випуску зворотних вод і характеристиками водного об'єкту-приймача. У нашому випадку скидання зворотних вод здійснюється через розсіюючий безнапірний випуск. Приймачем зворотних вод є Олександрівське водосховище на р. Південний Буг. Оскільки випуск безнапірний, початковим розбавленням можна зневажити. Тому загальне розбавлення дорівнює основному розбавленню і розраховується за формулами для розсіюючого випуску до водойм, отриманим на основі аналітичного розв'язання рівняння турбулентної дифузії [5].

Для розв'язання рівняння (3) використовувався такий спосіб. По-перше, для кожного з можливих значень витрат зворотної води q_i розраховувалися при декількох

заданих значеннях витрат річкової води Q_j кратності розбавлення в контрольному створі n_{ij}. Далі визначалися значення витрат Q_1 – максимальні з витрат Q_j, для яких значення n_{ij} не перевищує необхідну кратність розбавлення n^*, і значення витрат Q_2 – мінімальні з витрат значення витрат Q_j, для яких значення n_{ij} перевищує n^*. Потім, для визначення мінімальних витрат річкової води Q_{min}, для яких в контрольному створі забезпечується необхідна кратність розбавлення, рівняння (3) розв'язувалося методом ділення навпіл [6] з початковими значеннями Q_1 і Q_2. Результати розрахунків наведені у табл. 2.

Таблиця 2 – Загальні кратності розбавлення при витратах ріки (Q) і мінімальні необхідні витрати ріки (Q_{min}), що забезпечують критичні кратності розбавлення, для різних витрат зворотних вод (q)

q, м³/с	Q, м³/с					Q_{min}, м³/с
	5	30	40	50	70	
	Загальні кратності розбавлення					
1	18,3	109,8	146,5	183,1	292,9	7,7
2	9,2	54,9	3,1	91,7	146,6	15,5
3	6,1	36,6	48,8	61,0	97,8	23,2
4	4,6	27,5	36,6	45,8	73,2	31,0
5	3,7	22,0	29,3	36,6	58,6	38,6
6	3,1	18,3	24,4	30,5	48,8	46,3
7	2,6	15,7	21,0	26,2	41,9	54,3
8	2,4	13,8	18,3	22,9	36,6	61,8
9	2,4	12,2	16,3	20,4	32,6	69,8
10	2,4	11,0	14,7	18,3	29,3	77,3

Графік залежності мінімальних витрат річкової води, необхідних для забезпечення в контрольному створі нормативних вимог, від витрати зворотної води, що створено по даним таблиці 1, наведено на рисунку 2

Діапазони допустимих значень витрат річкової води для різних можливих значень витрат зворотної води наведені у таблиці 3.

Таким чином, запропоновано алгоритм розроблення регламенту разового скидання зворотних вод, який базується на принципах урахування розрахунків мінімальної необхідної кратності розбавлення зворотних вод. Алгоритм апробовано на прикладі розроблення регламенту на скидання зворотних вод з частини водойми-охолоджувача ПАЕС по випуску № 2 в Олександрівське водосховище у разі її приєднання до верхньої водойми ТГАЕС.

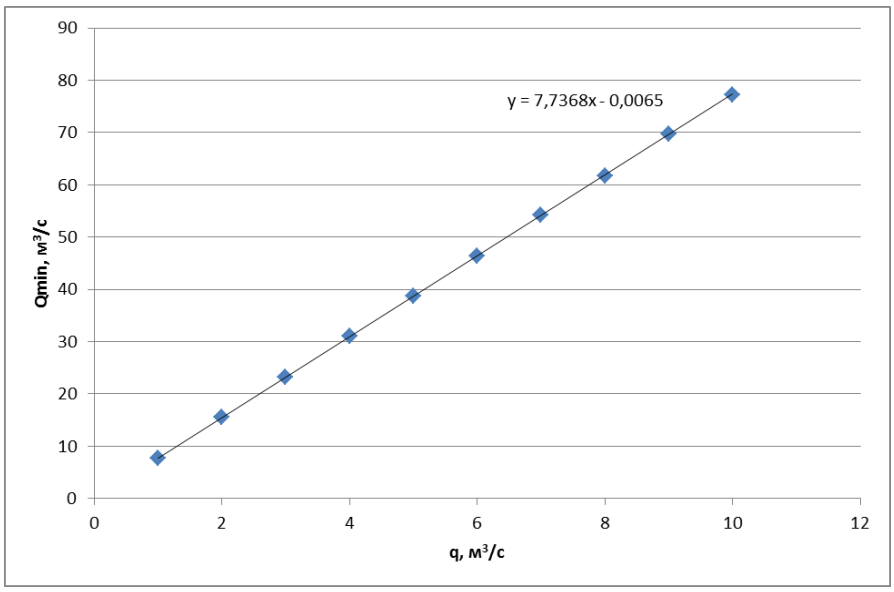


Рисунок 2 – Графік залежності мінімальних витрат річкової води, необхідних для забезпечення в контрольному створі нормативних вимог, від витрати зворотної води

Таблиця 3 – Допустимі витрати зворотних вод ($q_{ГДС}$) при різних діапазонах річкових витрат ($Q_{річки}$).

Діапазон змінення витрат річкової води ($Q_{річки}$), м³/с	**Допустимі витрати зворотної води ($q_{ГДС}$), не більше**		
	м³/с	м³/год	м³/добу
7,7-15,4	1	3600	86400
15,5-23,1	2	7200	172800
23,2-30,9	3	10800	259200
31,0-38,5	4	14400	345600
38,6-46,2	5	18000	432000
46,3-54,2	6	21600	518400
54,3-61,7	7	25200	604800
61,8-69,8	8	28800	691200
69,8-77,2	9	32400	777600
77,3 та вище	10	36000	864000

На основі вищенаведеного, можна стверджувати, що організація оперативного контролю за здійсненням скиду зворотних вод за регламентом дозволить забезпечити своєчасне реагування на зміни вмісту забруднюючих речовин у контрольних створах та вжити необхідних заходів для недопущення шкідливого впливу на якість водного об’єкту. Також скидання зворотних вод під час дотримання регламенту не призведе до порушення нормативних вимог до якості річкових вод у контрольному створі чи порушення встановлених нормативів ГДС забруднюючих речовин за всіма показниками.

Література

1.Водний кодекс України: Закон України від 06.06.1995 № 213/95-ВР : Відомості Верховної Ради (ВВР), 1995, № 24, ст. 189.

2. Brook V., Kovalenko S. Improvement of periodic distribution of water resources routine considering the assimilative capacity of a recipient river. Technogenic and ecological safety. 2019. Vol. 5(1/2019). P. 38–46. URL: https://doi.org/10.5281/zenodo.2592250

3. Про затвердження проєкту завершення будівництва Ташлицької ГАЕС : Розпорядженням КМУ від 21.10. 2007 року № 1036-р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1036-2007-р#Text

4. Technical Guidelines for the identification of mixing zones pursuant to Art. 4(4) of the Directive 2008/105/EC. October 2010.

5. Баранік В.А., Кресін В.С. Розрахунки кратності основного розбавлення стічних вод, що надходять у водоймище з розсіюючого випуску складної конфігурації : Охорона вод річкових басейнів : зб. наук. тр. ВНДІВО. Харків, 1985. С. 95- 101.

6. Чисельні методи. Розв’язання задач лінійної алгебри та нелінійних рівнянь: лабораторний практикум / І. А. Дичка, М. В. Онай, Р. А. Гадиняк ; КПІ ім. Ігоря Сікорського. – Електронні текстові дані. – Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2018. – 95с.

УДК 349.6:502.174:504.06

Бурко В. А., канд. техн. наук, доц.
ДВНЗ «Приазовський державний технічний університет», м. Дніпро, Україна

ГАРМОНІЗАЦІЯ НОРМАТИВНО-ПРАВОВОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ДЕКАРБОНІЗАЦІЇ ПРОМИСЛОВОСТІ УКРАЇНИ ІЗ ЗАКОНОДАВСТВОМ ЄС: АНАЛІЗ РОЗРИВІВ ТА НАПРЯМИ ЗБЛИЖЕННЯ

Декарбонізація промисловості перестала бути суто екологічною категорією і перетворилася на умову доступу української продукції на ринок Європейського Союзу. З 1 січня 2026 року механізм вуглецевого коригування імпорту (Carbon Border Adjustment Mechanism, CBAM) діє в повному фінансовому режимі [1], а отже вуглецева інтенсивність експортованих товарів безпосередньо впливає на їхню конкурентоспроможність. Для експортоорієнтованих галузей, насамперед металургії та виробництва добрив, це означає пряму залежність фінансового результату від стану національного кліматичного регулювання. Україна прийняла на себе зобов'язання з наближення законодавства у сфері клімату та довкілля в межах Угоди про асоціацію з ЄС та участі в Енергетичному співтоваристві, зокрема щодо імплементації Директиви 2003/87/ЄС про систему торгівлі квотами на викиди [2]. Мета дослідження є виявити розриви гармонізації нормативно-правового забезпечення декарбонізації промисловості України та ЄС і обґрунтувати напрями зближення.

Методологічною основою є метод порівняльно-правового аналізу за визначеною системою критеріїв, що охоплює інституційну архітектуру регулювання (механізм вуглецевого ціноутворення, рамковий кліматичний акт, систему моніторингу, звітності та верифікації), кількісні орієнтири (цільові показники, графік запровадження) та специфічні для торгівлі механізми (вирахування ціни вуглецю в межах CBAM). Джерельною базою слугували чинні редакції актів станом на середину 2026 р. Для кількісного узагальнення кожному критерію присвоєно бальну оцінку за шкалою 0–2, на основі якої розраховано інтегральний індекс гармонізації.

Нормативна база ЄС характеризується завершеністю та внутрішньою узгодженістю. Система торгівлі квотами (EU ETS), запроваджена Директивою 2003/87/ЄС [2], після перегляду Директивою (ЄС) 2023/959 [3] передбачає поступове скасування безоплатних квот для секторів, охоплених CBAM, у період 2026–2034 рр. Механізм CBAM встановлено Регламентом (ЄС) 2023/956 [1] (зі змінами згідно з

Регламентом (ЄС) 2025/2083 [4]) і деталізовано пакетом імплементаційних регламентів кінця 2025 р. Рамковим документом є Європейський кліматичний закон (Регламент (ЄС) 2021/1119) [5], що закріплює ціль кліматичної нейтральності до 2050 р. Регулювання відновлюваних газів здійснюється Директивою (ЄС) 2023/2413 (RED III) [6].

Нормативна база України перебуває у стадії активного формування. Закон України «Про основні засади державної кліматичної політики» № 3991-IX (2024 р.) [7] встановлює ціль кліматичної нейтральності до 2050 р. та закріплює обов'язок запровадити ринкові механізми вуглецевого ціноутворення. Обов'язкову систему моніторингу, звітності та верифікації викидів відновлено Законом України № 4187-IX (2025 р.) [8]. Проєкт закону про засади функціонування національної системи торгівлі квотами на викиди (НСТВ) оприлюднено у травні 2026 р. [9] на виконання розпорядження Кабінету Міністрів України від 21.02.2025 № 146-р [10]; він передбачає трифазне впровадження з першим операційним етапом з 2028 р. Оновлений національно визначений внесок (НВВ2, 2025 р.) [11] встановлює ціль скорочення викидів більш ніж на 65 % до 2035 р. порівняно з 1990 р. Регулювання біометану забезпечено Законом України № 1820-IX [12] із функціонуючим реєстром гарантій походження.

Зіставлення нормативних баз за визначеними критеріями наведено у табл. 1. Кожен розрив класифіковано за рівнем критичності: «критичний» це відсутність інструмента створює прямі фінансові наслідки для промисловості; «адаптація» - інструмент запроваджується, але потребує розбудови інфраструктури; «асинхронність» - відмінність у темпі; «часткова відповідність» - рамкова узгодженість за наявності відмінностей у деталях.

Таблиця 1 – Порівняльний аналіз нормативно-правового забезпечення декарбонізації промисловості України та ЄС

Критерій	ЄС	Україна	Розрив
Механізм вуглецевого ціноутворення	EU ETS, діє з 2005 р.	НСТВ на стадії законопроєкту (2026 р.)	Критичний
Рамковий кліматичний акт	Європейський кліматичний закон (Reg. 2021/1119)	Закон № 3991-IX (2024 р.)	Часткова відповідність
Система МЗВ	Повна, з акредитованою верифікацією	Закон № 4187-IX (2025 р.), розбудова інфраструктури	Адаптація

Ціль скорочення викидів	−55 % до 2030 р. (від 1990)	НВВ2: −65 % до 2035 р. (від 1990)	Різні горизонти планування
Кліматична нейтральність	2050 р.	2050 р.	Відповідність
Механізм вирахування ціни вуглецю (CBAM, ст. 9)	Передбачено для країн з еквівалентним ціноутворенням	Не застосовний без чинної НСТВ	Критичний
Відновлювані гази	RED III (Dir. 2023/2413)	Закон № 1820-IX, реєстр гарантій походження	Часткова відповідність
Графік / темп	«Fit for 55», квоти 2026–2034 рр.	Прив'язка до Угоди про асоціацію, воєнні обмеження	Асинхронність

Найкритичніший розрив пов'язаний із відсутністю чинного механізму вуглецевого ціноутворення. Стаття 9 Регламенту (ЄС) 2023/956 [1] передбачає вирахування ціни вуглецю, сплаченої в країні походження, із CBAM-зобов'язань імпортера, але лише за умови існування еквівалентного механізму. Оскільки НСТВ в Україні поки що не є чинною, українські експортери сплачують CBAM у повному обсязі, а відповідні кошти надходять до бюджету ЄС, тоді як за наявності національної системи вони могли б утримуватися в Україні та спрямовуватися через фонд модернізації на декарбонізацію промисловості.

Фінансову вагу критичного розриву ілюструє розрахунковий приклад для умовного експортоорієнтованого виробництва гарячекатаного прокату з річним відвантаженням до ЄС 100 тис. т і повним питомим вуглецевим слідом 2,02 т CO_2e/т. За CBAM-бенчмарку для гарячекатаного прокату 0,282 т CO_2e/т і частки безоплатних квот 97,5 % у 2026 р. [13] викиди до оплати становлять 2,02 − 0,975 × 0,282 ≈ 1,74 т CO_2e/т, що за ціни EUA 80 €/т CO_2e відповідає питомому CBAM-платежу близько 140 €/т продукції, або ≈ 14 млн € на рік. Із завершенням фазауту безоплатних квот у 2034 р. платіж зростає до ≈ 160 €/т навіть за незмінної ціни EUA, а за прогнозних оцінок її зростання (до 150 €/т CO_2e): перевищує 300 €/т, тобто ≈ 30 млн € на рік. Методичні засади оцінювання ефекту заміщення природного газу біометаном для такої установки викладено в [14].

Другий за значущістю блок це система моніторингу, звітності та верифікації: її відновлення Законом № 4187-IX [8] усунуло базову прогалину, однак розбудова акредитованої інфраструктури верифікації, сумісної з вимогами ЄС, потребує часу

(розрив рівня адаптації). Розрив у темпі («асинхронність») зумовлений об'єктивними обставинами воєнного стану, що відображено у трифазній логіці законопроєкту про НСТВ (рис. 1).

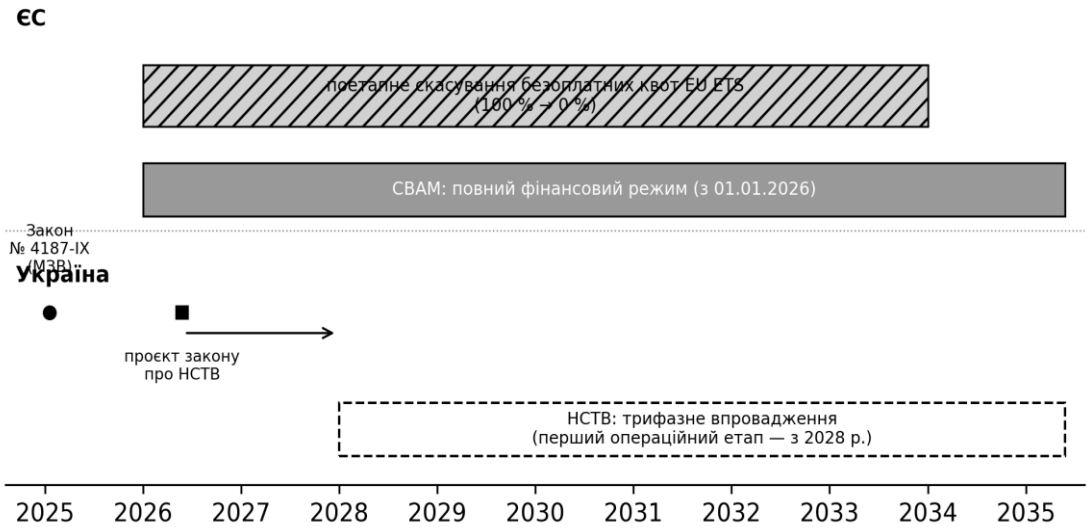


Рисунок 1 – Зіставлення графіків впровадження ключових інструментів декарбонізації ЄС та України

Для кількісного узагальнення кожному критерію табл. 1 присвоєно бальну оцінку: 0 - інструмент відсутній або не застосовний; 1 - часткова відповідність, адаптація чи асинхронність; 2 - відповідність. Інтегральний індекс гармонізації, визначений як відношення суми оцінок до максимально можливої (16 балів), станом на середину 2026 р. становить 7/16 ≈ 0,44. Саме лише набрання чинності законом про НСТВ та визнання її еквівалентності для цілей ст. 9 підвищило б індекс до 11/16 ≈ 0,69.

Висновки

1. Розроблено систему з восьми критеріїв порівняння нормативно-правового забезпечення декарбонізації промисловості України та ЄС і виявлено розриви гармонізації, ранжовані за критичністю; інтегральний індекс гармонізації станом на середину 2026 р. становить 0,44. 2. Найбільшу фінансову вагу має відсутність чинної НСТВ: без неї український експортер сплачує CBAM у повному обсязі (≈ 14 млн € на рік для умовного виробництва гарячекатаного прокату з експортом 100 тис. т/рік із зростанням до ≈ 30 млн € до 2034 р.). 3. Пріоритетним напрямом зближення є прийняття та введення в дію закону про НСТВ з подальшим клопотанням про визнання її еквівалентною для цілей ст. 9 Регламенту (ЄС) 2023/956; супутніми, а саме розбудова акредитованої системи верифікації викидів та узгодження цільових

показників із підходами ЄС.

Література

1. Regulation (EU) 2023/956 of the European Parliament and of the Council of 10 May 2023 establishing a carbon border adjustment mechanism. Official Journal of the European Union. L 130. 2023. P. 52–104.

2. Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council of 13 October 2003 establishing a scheme for greenhouse gas emission allowance trading within the Community. Official Journal of the European Union. L 275. 2003. P. 32–46.

3. Directive (EU) 2023/959 of the European Parliament and of the Council of 10 May 2023 amending Directive 2003/87/EC. Official Journal of the European Union. L 130. 2023. P. 134–202.

4. Regulation (EU) 2025/2083 of the European Parliament and of the Council of 8 October 2025 amending Regulation (EU) 2023/956 as regards simplifying and strengthening the carbon border adjustment mechanism. OJ L, 2025/2083, 17.10.2025.

5. Regulation (EU) 2021/1119 of the European Parliament and of the Council of 30 June 2021 establishing the framework for achieving climate neutrality (European Climate Law). Official Journal of the European Union. L 243. 2021. P. 1–17.

6. Directive (EU) 2023/2413 of the European Parliament and of the Council of 18 October 2023 amending Directive (EU) 2018/2001 as regards the promotion of energy from renewable sources. OJ L, 2023/2413, 31.10.2023.

7. Про основні засади державної кліматичної політики : Закон України від 08.10.2024 № 3991-IX. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/3991-20.

8. Про внесення змін до деяких законів України щодо відновлення моніторингу, звітності та верифікації викидів парникових газів : Закон України від 08.01.2025 № 4187-IX. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/4187-20.

9. Про засади функціонування національної системи торгівлі квотами на викиди парникових газів : проєкт Закону України. Міністерство економіки, довкілля та сільського господарства України, 2026. URL: https://me.gov.ua.

10. Про затвердження плану заходів щодо створення національної системи торгівлі квотами на викиди парникових газів : розпорядження Кабінету Міністрів України від 21.02.2025 № 146-р.

11. Оновлений національно визначений внесок України до Паризької угоди (НВВ2). Київ, 2025.

12. Про внесення змін до Закону України «Про альтернативні види палива» щодо

розвитку виробництва біометану : Закон України від 21.10.2021 № 1820-IX.
13. Commission Implementing Regulation (EU) 2025/2620 of 16 December 2025 laying down rules for the application of Regulation (EU) 2023/956 as regards the calculation of the free allocation adjustment. OJ L, 2025/2620, 22.12.2025.
14. Kukhar V., Burko V. Biomethane as a decarbonisation tool for industrial heat technologies: an ecological and economic analysis. Вісник ХНАДУ. 2026.

УДК 666.712:658.567

Бурко В. А., канд. техн. наук, доц.
Приазовський державний технічний університет, м. Дніпро, Україна

ТЕРМОДИНАМІЧНІ ЗАСАДИ МІНІМІЗАЦІЇ ВІДХОДІВ У ТЕХНОЛОГІЯХ ВИРОБНИЦТВА КЕРАМІЧНИХ БУДІВЕЛЬНИХ МАТЕРІАЛІВ

Постановка задачі. Сучасні технології виробництва керамічної цегли, незважаючи на високий рівень механізації та автоматизації, не змогли позбавитися від певної кількості матеріальних та, особливо, енергетичних відходів. Причина цього бачиться в слабкості теоретичної бази, що пояснює причини та механізми створення відходів у цьому технологічному процесі. У такому сенсі принцип термодинамічної двоєдиності та методика розрахунку теоретично обґрунтованого мінімуму утворення відходів у межах технологічного процесу, що базується на ньому, здатні вирішити проблему визначення можливостей тієї чи іншої технології, знайти шляхи і засоби мінімізації відходів усередині технологічного процесу.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Основи сучасних технологій виробництва цегли сягають корінням у минулі тисячоліття. Досвід виробництва керамічної цегли з усіма можливими модифікаціями зберігся й до наших днів, практично не змінюючи своїх основних етапів [1, 2]: видобуток, подрібнення та гомогенізація глинистої сировини з добавками; приготування формувальної маси; формування сирцю; сушіння; випал з дегідратацією глинистих мінералів і спіканням черепка; охолодження готової продукції. Як і будь-який технологічний процес, виробництво цегли супроводжується появою промислових відходів, які мають переважно мінеральний характер і здебільшого повертаються у виробничий цикл. Однак основними відходами в цих технологіях є втрати енергії, пов’язані з термічним сушінням, високотемпературним випалом і технологічним охолодженням продукції [3]. Якщо матеріальні відходи утилізуються на 60–90 %, то втрати тепла при світовому виробництві цегли (близько 3,5–4 млрд тонн продукції на рік) можуть досягати $4–5 \cdot 10^9$ МДж/рік і практично не утилізуються, що є суттєвою проблемою в умовах посилення європейського вуглецевого регулювання.

Мета статті. Вказати на засоби мінімізації виникнення відходів у самому технологічному процесі виробництва цегли як альтернативи досвіду їх створення та наступної переробки й утилізації, спираючись на принцип термодинамічної

двоєдиності [4, 5].

Виклад основного матеріалу. Цією особливістю технологія виробництва цегли цікава з погляду унікальної властивості термодинамічної двоєдиності [4] та методів подолання створення відходів із досягненням мінімально можливого відходоутворення в межах самого технологічного процесу. Заради зміни суттєвості частини компонентів вихідної сировини, що складають майбутні відходи Jw, до системи слід ввести додаткову енергію Ew потрібної якості або змінити вигляд базової енергії до потрібного якісного стану E_0^w [5]. Основні сировинні компоненти у вигляді (J_0 + Jw), де J_0 – частина матеріального потоку сировини, з якої створюється товарна продукція, сучасного технологічного процесу виробництва цегли, представлені в табл. 1 разом з основними параметрами термодинамічного стану виробничої системи.

Таблиця 1 – Опосередковані аналітичні дані для дослідження процесів утворення відходів при різних способах виробництва цегли

№ п/п	**Параметр**	**Значення**	**Значення**
Структура вихідної сировини (J_0 + Jw)			
		кг/т сировини	**% від маси**
1	Глина (легкоплавкі глинисті породи)	650–700	65–70
2	Пісок та інші опіснюючі добавки	100–150	10–15
3	Вода (формувальна волога)	150–200	15–20
4	Вигоряючі добавки (тирса, вугільний пил, лушпиння)	20–40	2–4
5	Пластифікатори, флюсуючі та ін. добавки	до 20	до 2,0
	РАЗОМ:	**1000**	**100**
Відходи (Jw)			
Назва відходу		**Кількість, кг/т сировини**	**Енергетична цінність втрат, МДж/т сировини**
Некондиційна глиномаса, не використана в процесі		40–80	60–90
Глиняний та піщаний пил (аспірація)		10–20	40–60
Волога, що видаляється при сушінні та випалі		150–180	380–450
Брак сирцю (тріщини, деформації при сушінні)		30–60	90–140
Брак випалу (недопал, перепал, половняк)		50–100	250–400
Бій цегли при транспортуванні та складуванні		20–40	100–160

№ п/п	Параметр	Значення	Значення
Відходи упаковки (плівка, піддони)		5–10	–
РАЗОМ:		**305–490**	**–**
Сумарні енергетичні втрати:		**–**	**1040–1480**
Енергетичні витрати			
		МДж/т сировини	**% від E_0**
Зовнішня вхідна енергія (E_0), включаючи:		2300–3000	100
– видобуток, подрібнення та переробку глиномаси		50–80	2–3
– формування сирцю		30–50	1–2
– випаровування формувальної вологи при сушінні		900–1100	34–41
– дегідратацію та фазові перетворення при випалі		250–350	9–13
– нагрівання садки до температури випалу		850–1200	32–45
– енергію, що втрачається у вигляді відходу		100–150	4–6
Корисна робота (A_0)		~700	~26
Зміна внутрішньої енергії (ΔU)		~850	~32
Енергетичні втрати (ΔQw) - теплові втрати на етапах підготовки, формування, сушіння, випалу й охолодження, РАЗОМ:		**1040–1480**	**39–55**

Приймаючи до уваги всі ключові етапи процесу, тепловий баланс у технології виробництва цегли можна виразити так: $E_0 = A_0 + \Delta U + \Delta Qw$, де E_0 – зовнішня енергія, що надається у процес; A_0 – корисна робота; ΔU – зміна внутрішньої енергії; ΔQw – безповоротні втрати енергії (усе в МДж/т сировини). При наданні в систему додаткової енергії Ew, залишаючи ΔU = const, запишемо $E_0 + Ew \geq \Delta U + (A_0 + Aw)$, де Aw – робота, виконана для переведення матеріального потоку Jw, з якого раніше отримували відхід, у товарний стан.

Узгоджений феноменологічний показник λ у рівнянні Л. Онсагера загального виду $\Delta S/E_0 = (J_0X_0 + JwXw)/E_0 \cdot \lambda(1 - \lambda)$ [7] запишемо у вигляді $\lambda = X_0/(X_0 + Xw)$. Враховуючи принцип взаємності Онсагера та встановлене відношення $Aw/A_0 \approx 0{,}62$, показник λ подамо як

$$\lambda = X_0/(X_0 + Xw) = Jw/(0{,}62 \cdot J_0 + Jw),$$

що відповідає стану сировини Jw, яка отримує зміни під впливом енергії Ew в термодинамічно нерівноважному стані. При цьому $\lambda \leq 1{,}0$ і наближається до одиниці,

вказуючи на область теоретично обґрунтованого мінімального утворення відходів.

Методика дослідження. Дослідження ґрунтувалося на визначенні базових термодинамічних параметрів технології виробництва керамічної цегли на всіх її стадіях. За базову модель прийнято традиційну технологію пластичного формування, конвективного сушіння та випалу. Вихідними даними були: зовнішня енергія E_0; температури процесу T_i і середовища T_0; параметри потоків J_0 (основна продукція) та Jw (відходоутворююча частина); додаткова енергія $Ew \leq kE_0$. Визначали термодинамічні сили X_0 і Xw, зміну інтегральної ентропії $\Delta S = \Sigma \Delta S\pm_k \geq 0$. Оцінку теоретично досяжного мінімуму відходів здійснювали за феноменологічною діаграмою Онсагера (рис. 1, а). Критерієм ефективності вважали виконання умови $Xw \leq 1{,}31 \cdot 10^{-1}$ K^{-1} при $\lambda \geq 0{,}798$. Статистичну обробку виконували у програмному пакеті Statistica 6.0 (StatSoft Inc., США).

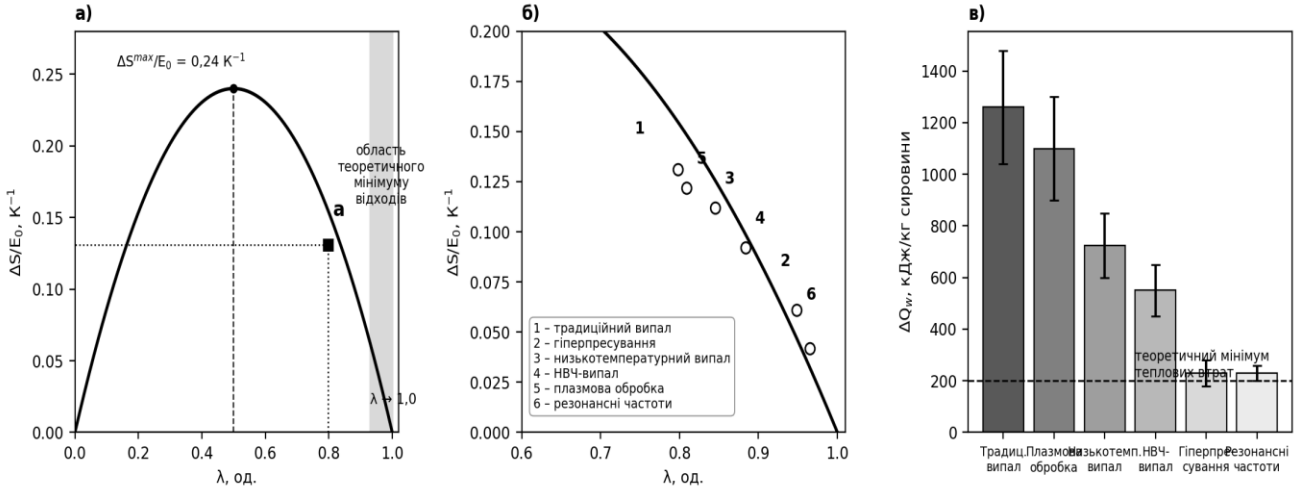


Рисунок 1 – Схема для розрахунку та розрахункові дані щодо теоретично обґрунтованого мінімуму утворення відходів у технологіях виробництва цегли: а) позиція теоретичного мінімуму відходів; б) розрахункові дані щодо фактичного відходоутворення для різних технологій; в) залишкові відходи J^0w при використанні модифікованої енергії $E_0{}^w$ різних типів

Аналіз показує, що традиційний тунельний випал (λ = 0,798) перебуває на суттєвій відстані від області теоретично обґрунтованого мінімуму відходів (λ → 1,0). Введення в технологічний процес додаткового джерела енергії $Ew \sim 0{,}62E_0$ або модифікованої базової енергії $E_0{}^w$ дозволяє наблизитися до цього мінімуму по лінії розвитку основних модифікацій базової енергії - від зворотного знаку енергії до імпульсних і резонансних частотних полів (рис. 2).

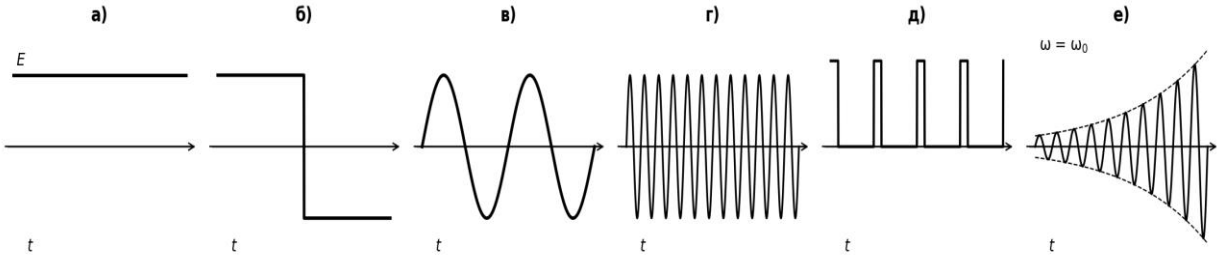


Рисунок 2 – Лінія розвитку характеристик енергетичного поля: а) енергія постійного знаку; б) енергія зворотного знаку впливу; в) змінна енергія; г) високочастотне змінне поле; д) імпульсне поле; е) резонансне частотне поле

Таблиця 2 – Розрахункові дані для аналізу ефективності технологій виробництва цегли щодо мінімізації відходів за умови постачання модифікованої енергії $E_0{}^w$

№	**Найменування та особливості технологічного процесу**	**T, K**	**λ, од.**	**$\Delta S/E_0$, K^{-1}**	**ΔQw, МДж/т**
1	Традиційний випал у тунельній печі	1223–1323	0,798	$1{,}31\cdot10^{-1}$	1040–1480
2	Гіперпресування (безвипалювальна технологія)	290–310	0,948	$0{,}61\cdot10^{-1}$	180–280
3	Низькотемпературний випал із флюсуючими добавками	1073–1173	0,845	$1{,}12\cdot10^{-1}$	600–850
4	Мікрохвильовий (НВЧ) випал	1150–1250	0,884	$0{,}92\cdot10^{-1}$	450–650
5	Плазмова обробка (оплавлення поверхні)	1500–1800	0,809	$1{,}22\cdot10^{-1}$	900–1300
6	Технологія енергії резонансних частот	950–1100	0,965	$0{,}42\cdot10^{-1}$	200–260

Прикладами використання таких видів енергії у промисловому виробництві цегли (рис. 1, б) є вже відомі технології, описані у роботах закордонних дослідників (2005–2022): гіперпресування (безвипалювальне формування під тиском 20–40 МПа, λ ≤ 0,948); низькотемпературний випал з флюсуючими добавками (λ ≤ 0,845); мікрохвильовий випал (λ ≤ 0,884); плазмова імпульсна обробка (λ ≤ 0,809). Свого дослідження чекає технологія використання енергії резонансних частот щодо власних частотних властивостей сировини, яка впливає на всі стадії процесу (табл. 3).

Таблиця 3 – Спеціальні властивості джерел базової енергії резонансних частот у технологіях виробництва цегли

№	**Технологічні процеси в системі**	**Фізичні залежності**
1	Фізико-хімічні процеси. При резонансному впливі зовнішнього поля частота молекулярних коливань у компонентах глиномаси збільшується, що пришвидшує дегідратацію каолініту й монтморилоніту та	$dC/dt = k_0\cdot C^m$, де C – концентрація речовини; k_0 – константа швидкості реакції; m – порядок реакції.

№	Технологічні процеси в системі	Фізичні залежності
	твердофазні реакції спікання.	
2	Зміна реологічних властивостей. Резонансні взаємодії дозволяють змінювати в'язкість і пластичність глиномаси, знижувати формувальну вологість без втрати формувальної здатності.	$\eta = \eta_0(1 + \alpha H^2)$, де η – результуюча в'язкість; η_0 – початкова в'язкість; α – константа чутливості до магнітного поля; H – магнітна напруженість.
3	Резонансний нагрів. При співпадінні частоти зовнішнього впливу з власною частотою $\omega = \omega_0$ система поглинає максимальну кількість енергії, що дає селективний об'ємний нагрів сирцю без перегріву садки та огородження печі.	$d^2A/dt^2 + 2\gamma \cdot dA/dt + \omega^2 A = F(t)$, де γ – коефіцієнт демпфування; ω_0 – власна частота молекул води; A – амплітуда; F(t) – зовнішня сила.

Обговорення результатів дослідження. Отримані розрахункові дані (табл. 1, 2 та рис. 1) дозволяють ідентифікувати внутрішні джерела мінімізації відходів у межах самого технологічного процесу. Згідно з принципом термодинамічної двоєдиності [4], мінімізації підлягає лише та частина відходів, яка утворюється внаслідок рівних термодинамічних можливостей перетворення сировини на товарний продукт і на відхід, тобто потік Jw та відповідні втрати ΔQw, для яких існує термодинамічна сила $Xw \leq 1{,}31 \cdot 10^{-1}$ К$^{-1}$. До внутрішніх джерел мінімізації належать: волога, що видаляється при сушінні (резонансна зміна реологічних властивостей знижує формувальну вологість на 3–5 абс. %); брак сирцю та брак випалу (селективний об'ємний резонансний нагрів вирівнює поля вологості й температури, знижуючи матеріальні втрати до 3–4 %); теплові втрати сушіння та випалу (резонансна взаємодія енергії з молекулами вологи забезпечує λ = 0,965 та ΔQw ≤ 200–260 МДж/т).

Водночас частина відходів не підлягає мінімізації в джерелі за цим принципом: некондиційна глиномаса та пил (природна неоднорідність сировини), а також відходи упаковки - вони утилізуються традиційним поверненням у виробничий цикл. Саме тому нижня межа матеріальних втрат оцінюється не нулем, а величиною 3–4 % від сировини (30–40 кг/т) - сума технологічно неусувних втрат пилу (10–20 кг/т), залишкового бою при транспортуванні (10–15 кг/т) та неусувної частини браку (5–10 кг/т) після вирівнювання полів вологості й температури. Аналогічно, теоретичний мінімум теплових втрат ΔQw ≈ 200 МДж/т (рис. 1, в) визначається неусувною ентальпією водяної пари, що видаляється з фізично мінімальною вологістю формування, та

тепловим випромінюванням садки і відповідає значенню λ = 0,965 на феноменологічній кривій (табл. 2).

Висновки

1. Сучасні технології виробництва цегли відрізняються відносно високим рівнем повернення матеріальних відходів у виробничий цикл (60–90 %), однак максимальним відходом є тепловий, що безповоротно втрачається на етапах сушіння та випалу і становить 1040–1480 МДж/т сировини, або 39–55 % від зовнішньої вхідної енергії E_0.

2. Розрахунок за феноменологічним показником λ рівняння Онсагера (табл. 2, рис. 1) показує, що традиційний тунельний випал (λ = 0,798) перебуває на суттєвій відстані від області теоретично обґрунтованого мінімуму відходів (λ → 1,0), тоді як технологія енергії резонансних частот забезпечує λ = 0,965 при $\Delta S/E_0 \leq 0{,}42 \cdot 10^{-1}$ $К^{-1}$ - максимальне з розглянутих наближення до цього мінімуму.

3. Введення модифікованої енергії резонансних коливань у технологічний процес дозволяє знизити втрати теплової енергії з 1040–1480 до 200–260 МДж/т сировини (у 5–6 разів) за рахунок селективного поглинання енергії компонентами сировини, а також перевести брак сирцю та брак випалу в товарний продукт, знизивши матеріальні втрати до технологічно неусувного рівня 3–4 % від сировини.

Література

1. Kornmann M. Clay Bricks and Rooftiles: Manufacturing and Properties. Paris: Société de l’industrie minérale, 2007. 308 p.

2. Reed J.S. Principles of Ceramics Processing. 2nd ed. New York: Wiley, 1995. 658 p.

3. Дворкін Л.Й. Будівельне матеріалознавство. Рівне: НУВГП, 2016. 448 с.

4. Волошин В.С. Відходи та термодинаміка. Київ-Маріуполь: СПД Самченко, 2024. 80 с.

5. Волошин В.С. Відходи та їх природа. Київ-Маріуполь: СПД Самченко, 2024. 630 с.

6. Voloshyn V.S., Burko V.A. The Principle of Thermodynamic Duality as a Basis for the Creation of Industrial Waste in Technological Processes. Scientific Aspects of Conserving and Restoring Natural Resources : monograph. Riga: Baltija Publishing, 2024. P. 32–53.

7. Onsager L. Reciprocal Relations in Irreversible Processes. I. Phys. Rev. 1931. 37. 405–426.

УДК 620.92:662.767.2:582.26

Бурко В. А., канд. техн. наук, доц.;
Хлєстова О. А., канд. техн. наук, доц.;
Єлістратова Н. Ю.
Приазовський державний технічний університет, м. Дніпро, Україна
Загорскіс А., д-р техн. наук, доц. факультету інженерії оточуючого середовища
Вільнюський технічний університет ім. Гедимінаса, м. Вільнюс, Литва.

ВПЛИВ ПРІСНОВОДНИХ І МОРСЬКИХ МАКРОВОДОРОСТЕЙ НА ВИХІД БІОГАЗУ ПІД ЧАС АНАЕРОБНОГО ЗБРОДЖУВАННЯ З ГНОЄМ ВЕЛИКОЇ РОГАТОЇ ХУДОБИ

Виснаження запасів викопного палива, зростання викидів парникових газів і потреба у декарбонізації економіки спонукають до пошуку відновлюваних і екологічно безпечних джерел енергії. Особливе місце серед них посідає біогаз, який одержують анаеробним зброджуванням органічної сировини. Водна рослинна біомаса, макроводорості та морські трави, належить до перспективної сировини третього покоління: вона не конкурує з продовольчими культурами за земельні ресурси, швидко відновлюється, а її надмірне нагромадження у прибережних акваторіях створює екологічні проблеми. Своєчасне вилучення цієї біомаси одночасно розвантажує екосистему водних об'єктів від надлишку органіки, знижує ризик вторинного забруднення й евтрофікації та постачає цінну сировину для метаногенезу.

Для підвищення виходу біогазу макроводорості доцільно зброджувати спільно (co-digestion) з іншими органічними субстратами, зокрема з гноєм великої рогатої худоби (ГВРХ), який містить необхідні метаногенні бактерії та забезпечує сприятливе співвідношення вуглецю до азоту [1–3].

Ключові слова: Анаеробне зброджування, прісноводні макроводорості, морські макроводорості, гній великої рогатої худоби, анаеробний біореактор, вихід біогазу, концентрації метану, енергетична цінність біогазу.

Анаеробне зброджування морських макроводоростей розглядається у світовій практиці як метод позитивного перетворення енергії, що дає змогу одночасно знижувати вплив евтрофікації прибережних вод та одержувати відновлювану біоенергію. Через високе співвідношення C:N макроводорості змішують із субстратами

з низьким C:N (гній ВРХ), щоб досягти оптимального для метаногенезу діапазону 20:1–30:1. Водночас, вплив прісноводних макроводоростей на утворення біогазу вивчено значно менше, ніж вплив морських видів, а порівняльних досліджень солоноводної та прісноводної сировини за однакових умов бракує. Це зумовлює актуальність експериментального порівняння різних культур макроводоростей як ко-субстратів для анаеробного зброджування з гноєм великої рогатої худоби.

Метою роботи є експериментальна оцінка виходу біогазу, виходу і концентрації метану та енергетичної цінності біогазу за анаеробного зброджування макроводоростей морських та прісноводних макроводоростей у суміші з гноєм великої рогатої худоби, а також порівняння ефективності різних культур макроводоростей як ко-субстратів.

Матеріали і методи. Для дослідження використано макроводорості Азовського моря (Україна) та річки Швянтойї (Литва). З Азовського моря відібрано морські зелені макроводорості Zostera marina (MGMA) та морські бурі макроводорості Phaeophyceae sp. (MBMA); з річки Швянтойї, прісноводні зелені макроводорості Cladophora glomerata (FGMA). Як каталізатор і контрольний субстрат використано гній великої рогатої худоби (ГВРХ, СМ). Макроводорості змішували з ГВРХ у співвідношенні 1:5 за сухою масою (pH 8,5–8,7).

Досліди проводили на періодичних двомодульних анаеробних біореакторах (робочий об'єм модуля 4,8 л) за мезофільних умов: температура 37 ± 1 °C, тривалість 28 діб, перемішування 90 об/хв. Кількість (мл/добу) і склад біогазу (CH_4, CO_2, O_2, H_2S) визначали щодня газоаналізатором GasData GFM 410.

Частку сухої речовини (TS) визначали висушуванням за 100–105 °C, органічне навантаження (VS) - озоленням; елементний склад: на аналізаторі EURO EA, вміст сірки: методом LST EN 15510:2017. Кожне вимірювання повторювали тричі; статистичне опрацювання результатів виконано у Microsoft Excel. Фізико-хімічні характеристики субстратів наведено в табл. 1 і 2.

Таблиця 1 – Частка сухої речовини та органічне навантаження у зразках

Біомаса	**TS, г TS/г**	**VS, г VS/г TS**
СМ	0,28 ± 0,04	0,70 ± 0,05
MBMA	0,86 ± 0,05	0,79 ± 0,04
FGMA	0,53 ± 0,04	0,62 ± 0,06
MGMA	0,86 ± 0,04	0,58 ± 0,04

Енергетичну цінність біогазу *E* (МДж/м^3) обчислювали з теплотворної здатності метану (35,8 МДж/м^3) та його об'ємної концентрації, а енергетичний потенціал біомаси, як добуток питомого виходу біогазу на його енергетичну цінність. Теоретичний вихід біогазу, концентрацію та вихід метану розраховували за стехіометричними співвідношеннями з урахуванням вмісту вуглеводів, білків і жирів у субстраті [4].

Результати та обговорення. Динаміку добового виходу біогазу для чотирьох субстратів наведено на рис. 1. Найбільший разовий добовий вихід (30,0 мл/г VS) зафіксовано на 20-ту добу за зброджування ГВРХ з бурими макроводоростями Азовського моря (MBMA). У середньому найбільшу кількість біогазу одержано за зброджування ГВРХ з прісноводними макроводоростями Cladophora glomerata (FGMA) :17,0 мл/г VS на добу.

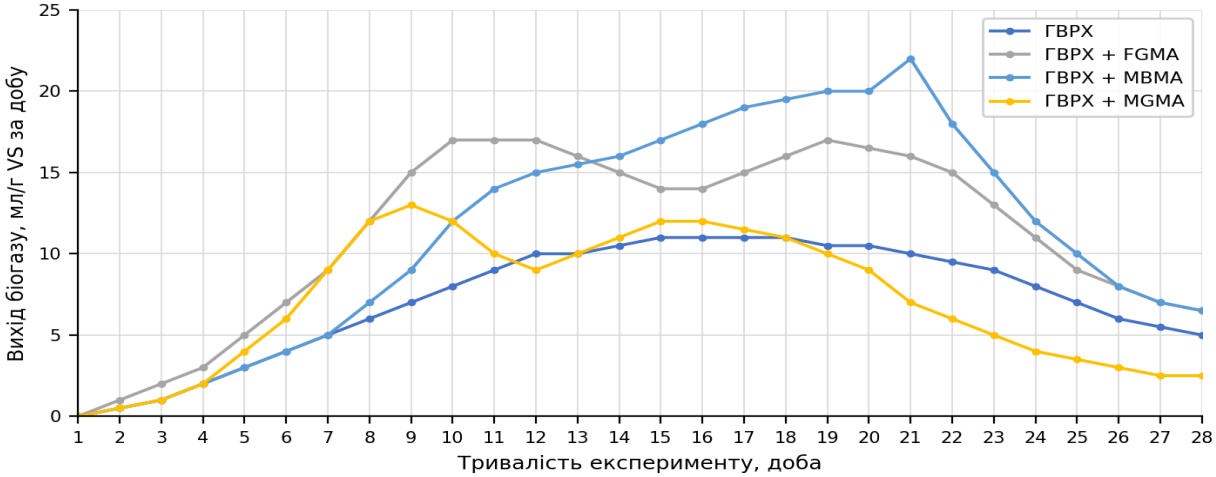


Рисунок 1 – Добовий вихід біогазу за анаеробного зброджування ГВРХ з різними культурами макроводоростей (FGMA, MBMA, MGMA)

Концентрація метану в біогазі (рис. 2) перевищила поріг 50 % після 11-ї доби для всіх субстратів. Найвищу концентрацію метану досягнуто за зброджування FGMA: 64,1 % на 12-ту добу; після 13-ї доби концентрація стабілізувалася в межах 55–62 %.

Таблиця 2 – Елементний склад біомаси

Біомаса	**C, %**	**N, %**	**S, мг/кг**	**O, %**	**C:N**
СМ	31,55	2,41	3,4	51,5	13:1
MBMA	44,75	1,44	25,6	13,4	31:1
FGMA	33,05	1,05	11,9	32,1	31:1
MGMA	49,28	1,48	5,7	41,5	33:1

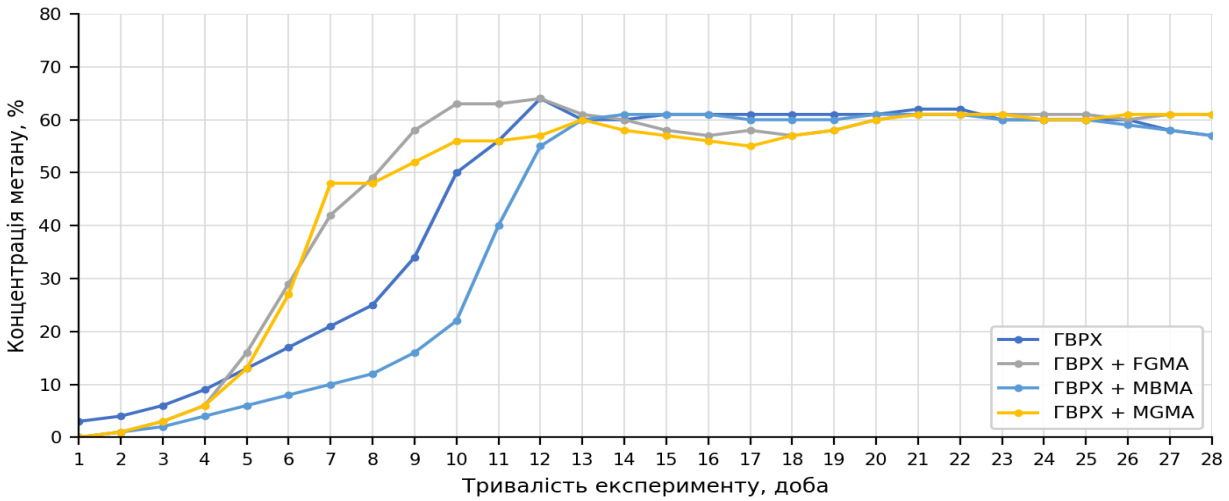


Рисунок 2 – Концентрація метану в біогазі за анаеробного зброджування ГВРХ з різними культурами макроводоростей

Добовий вихід метану (рис. 3) був найвищим за зброджування суміші СМ + FGMA: 18,6 мл CH_4/г VS на 12-ту добу за середнього значення 9,5 мл CH_4/г VS на добу. Найнижчий вихід (5,38 мл CH_4/г VS на добу) отримано для контрольного субстрату лише з ГВРХ.

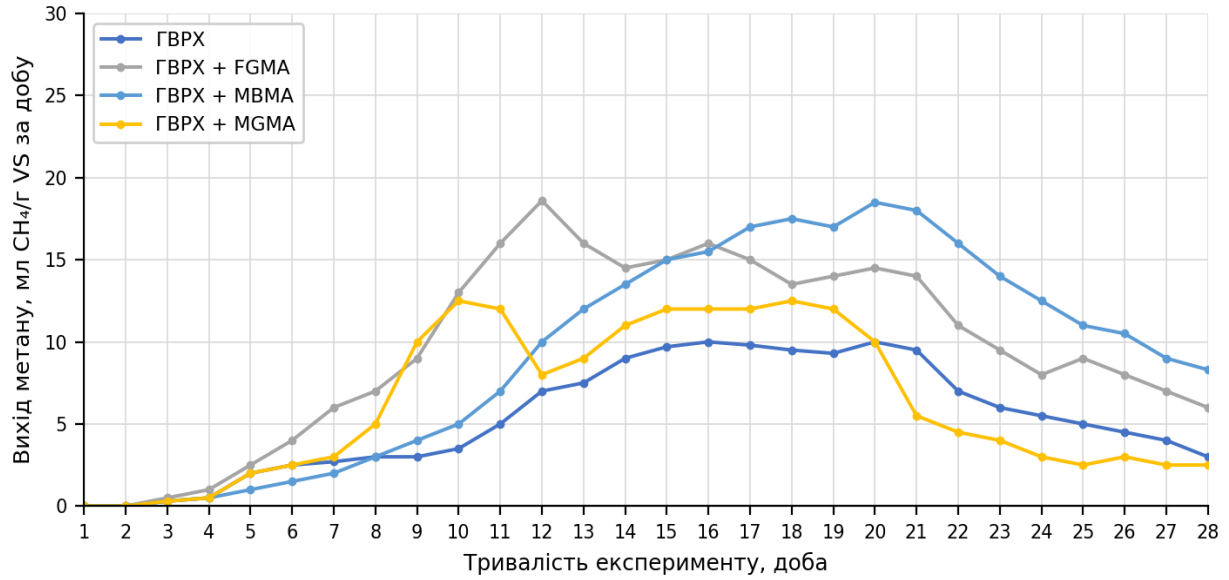


Рисунок 3 – Добовий вихід метану за анаеробного зброджування ГВРХ з різними культурами макроводоростей

Сумарні за 28 діб показники (рис. 4) підтверджують ефективність спільного зброджування. Найвищий сумарний вихід біогазу (458,8 мл/г VS) і метану (256,9 мл CH_4/г VS) одержано для суміші СМ + FGMA, тоді як контрольний субстрат лише з ГВРХ дав найнижчий вихід біогазу (257,9 мл/г VS) і метану (143,3 мл CH_4/г VS). Отже, додавання прісноводних макроводоростей Cladophora glomerata підвищило вихід

біогазу й метану у 1,8 раза. Для суміші СМ + МВМА вихід біогазу становив 397,9 мл/г VS.

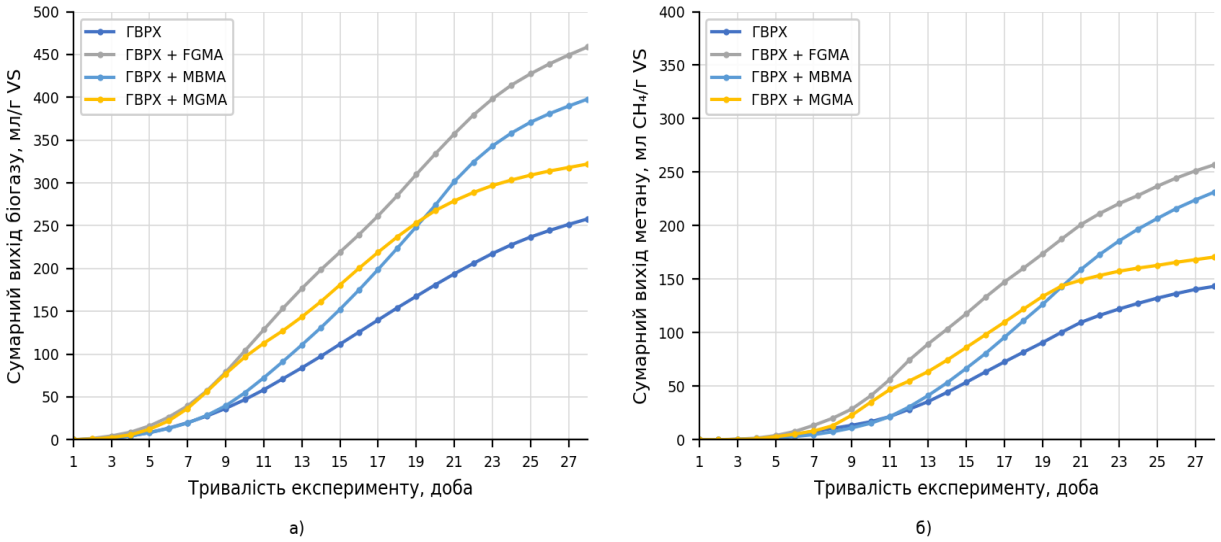


Рисунок 4 – Сумарний вихід біогазу (а) та метану (б) за 28 діб зброджування ГВРХ з різними культурами макроводоростей

Таблиця 3 – Вихід метану за використання різних культур макроводоростей

Вид макроводорості	T, °C	HRT, діб	CH_4, мл/г VS
Cladophora glomerata	37,0	28	256,9
Phaeophyceae sp.	37,0	28	231,4
Zostera marina	37,0	28	170,7

Порівняння культур (табл. 3) показує визначальний вплив виду макроводоростей на вихід метану. Морська трава Zostera marina, попри найвищий вміст органічної речовини (VS до 78 %), дала найнижчий вихід метану (170,7 мл CH_4/г VS) через високий вміст целюлози, характерний для вищих водних рослин. Натомість зелені макрофіти зброджувалися інтенсивніше. Одержані значення узгоджуються з даними [6, 7] щодо сезонного потенціалу макроводоростей Азовського моря.

Важливою якісною характеристикою є вміст сірки. Бурі макроводорості Азовського моря (МВМА) містять до 25,6 мг/кг сірки (табл. 2), унаслідок чого одержаний з них біогаз містить сірководень і потребує очищення перед енергетичним використанням. Це слід враховувати під час проєктування біогазових установок для азовської сировини, оскільки сірководень спричиняє корозію обладнання та знижує якість палива. Енергетична цінність біогазу за анаеробної обробки лише ГВРХ становила 21,90 МДж/м³, що узгоджується з літературними даними (19,50–22,62 МДж/м³). За додавання макроводоростей енергетична цінність зросла до 22,90

МДж/м³, а енергетичний потенціал біомаси досяг 2,41 МДж/кг. За розрахунками, із суміші 1 кг ГВРХ і макроводоростей можна одержати від 1,82 до 2,41 МДж енергії.

Порівняно з викопним паливом енергетичний потенціал біогазу нижчий, проте його виробництво із суміші макроводоростей та гною великої рогатої худоби є екологічно доцільним: воно менше забруднює навколишнє середовище, сприяє утилізації штормових викидів і одночасно зменшує ризик евтрофікації прибережних акваторій. Таким чином, спільне анаеробне зброджування макроводоростей Азовського моря з гноєм ВРХ є перспективним напрямом одержання відновлюваної енергії, особливо в регіонах з інтенсивним нагромадженням водної рослинної біомаси.

Висновки

Експериментально досліджено вплив прісноводних (**Cladophora glomerata**) та морських (**Phaeophyceae** sp. і **Zostera marina**) макроводоростей на процес анаеробного зброджування у суміші з гноєм великої рогатої худоби. Встановлено, що вид макроводоростей істотно впливає на вихід біогазу, концентрацію та вихід метану.

Найвищу ефективність продемонструвала прісноводна макроводорість **Cladophora glomerata**, для якої сумарний вихід біогазу досяг 458,8 мл/г VS, а вихід метану – 256,9 мл CH_4/г VS, що у 1,8 рази перевищує показники контрольного субстрату (гною великої рогатої худоби).

Серед морських макроводоростей бурі водорості (**Phaeophyceae** sp.) забезпечили вищий вихід біогазу (397,9 мл/г VS) і метану (231,4 мл CH_4/г VS), ніж морська трава **Zostera marina**, для якої вихід метану становив 170,7 мл CH_4/г VS.

Встановлено, що використання бурих морських макроводоростей потребує додаткового очищення біогазу через підвищений вміст сірки у біомасі (до 25,6 мг/кг), що сприяє утворенню сірководню. Водночас додавання макроводоростей до гною великої рогатої худоби підвищує енергетичну цінність біогазу до 22,9 МДж/м³, а енергетичний потенціал біомаси – до 2,41 МДж/кг.

Отримані результати свідчать, що спільне анаеробне зброджування гною великої рогатої худоби з прісноводними та морськими макроводоростями є перспективним способом підвищення виходу біогазу та виробництва відновлюваної енергії. За сукупністю досліджених показників найбільш ефективним ко-субстратом виявилася прісноводна макроводорість **Cladophora glomerata**, тоді як використання морських макроводоростей забезпечує додатковий екологічний ефект завдяки утилізації їх надлишкової біомаси у прибережних акваторіях.

Література

1. Montingelli M. E., Tedesco S., Olabi A. G. Biogas production from algal biomass: A review // Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2015. Vol. 43. P. 961–972.

2. Alvydas Zagorskis; Regimantas Dauknys; Mantas Pranskevičius; Olha Khliestova. Research on Biogas Yield from Macroalgae with Inoculants at Different Organic Loading Rates in a Three-Stage Bioreactor. International Journal of Environmental Research and Public Health 2023, 20, 969.

3. Ulukardesler A. H. Anaerobic co-digestion of grass and cow manure: kinetic and GHG calculations // Scientific Reports. 2023. Vol. 13. Art. 6446.

4. Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J. L., Guwy, A. J., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P., & van Lier, J. B. (2009). Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. Water Science and Technology, 59(5), 927–934. https://doi.org/10.2166/wst.2009.040

5. ДСТУ 7670:2014. Сировина та продукти харчування. Пробо підготовка (Мінералізація для використання замість токсичних речовин). – К.: Мінекономрозвитку України, 2015.- С.12.

6. Changes in Microbiota Composition during the Anaerobic Digestion of Macroalgae in a Three-Stage Bioreactor / D. Vasiliauskienė, M. Pranskevičius, R. Dauknys, J. Urbonavičius, J. Lukša, V. Burko, A. Zagorskis // Microorganisms. 2024. Vol. 12, № 1. Art. 109.

7. Assessment of the Seasonal Potential of Macroalgae and Grass in the Sea of Azov for Methanogenesis and Optimization of the Digestate's Carbon/Nitrogen Ratio / V. Burko, A. Zagorskis, N. Elistratova, O. Khliestova, J. Urbonavičius, V. Monin // Sustainability. 2024. Vol. 16, № 3. Art. 1134.

8. Rajakumar S. et al. Biogas and biofertilizer production of marine macroalgae: An effective anaerobic digestion of Ulva sp. // Biocatalysis and Agricultural Biotechnology. 2019. Vol. 17. P. 574–580.

УДК 628.191:504.453:631.147

Бутенко Е. О., канд., техн., наук
ДВНЗ «Приазовський державний технічний університет», м. Дніпро-Маріуполь, Україна

ЗАХИСТ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ВІД ПЕСТИЦИДІВ ЗА ДОПОМОГОЮ СИНТЕТИЧНИХ АНІОННИХ ГЛИН

Сучасне інтенсивне сільське господарство супроводжується масштабним застосуванням пестицидів, що створює серйозну загрозу для якості природних вод внаслідок вимивання активних речовин з ґрунтів. Синтетичні аніонні глини, насамперед шаруваті подвійні гідроксиди (layered double hydroxides, LDH), розглядаються як перспективний інструмент для вирішення цієї проблеми завдяки високій адсорбційній здатності, гнучкості хімічного складу та здатності до інтеркаляції. У статті узагальнено сучасні підходи до використання LDH для створення систем уповільненого вивільнення гербіцидів та сорбційного видалення пестицидів із водного середовища. Розглянуто механізми взаємодії, вплив хімічної модифікації на ефективність сорбції, а також перспективи застосування органо-модифікованих LDH для захоплення неіонних гідрофобних сполук.

Забруднення водних об'єктів залишками пестицидів є однією з найгостріших екологічних проблем сучасного агропромислового комплексу. Пестициди, особливо ті, що мають високу розчинність у воді та низьку здатність до сорбції в ґрунті, здатні мігрувати у ґрунтові води та поверхневі водойми, створюючи ризики для здоров'я людини та екосистем [1]. Традиційні методи очищення — такі як окиснення, мембранна фільтрація чи біодеградація — часто мають обмежену ефективність через високу вартість, недостатню селективність або неповне видалення забруднень .

Сорбційні технології на основі глинистих мінералів пропонують альтернативний підхід, що поєднує економічну доцільність, простоту реалізації та високу ефективність [2]. Особливу увагу привертають синтетичні аніонні глини — шаруваті подвійні гідроксиди (LDH), які завдяки своїй структурі та властивостям суттєво відрізняються від природних катіонообмінних глин (наприклад, монтморилоніту). Метою цієї роботи є систематизація знань про застосування синтетичних аніонних глин для захисту водних об'єктів від пестицидного забруднення, аналіз механізмів дії та оцінка перспектив їх практичного використання.

Шаруваті подвійні гідроксиди, відомі також як аніонні глини або

гідроталькітоподібні сполуки, мають загальну формулу $[M^{2+}_{1-x}M^{3+}_{x}(OH)_2][A^{n-}]_{x/n}\cdot zH_2O$, де M^{2+} та M^{3+} — двовалентні та тривалентні метали, а A^{n-} — міжшарові аніони . Позитивний заряд гідроксидних шарів, зумовлений ізоморфним заміщенням, компенсується аніонами в міжшаровому просторі, що забезпечує високу здатність до аніонного обміну [3-4].

Ключові переваги LDH порівняно з природними глинами:

1. Висока питома поверхня та адсорбційна ємність. Для LDH досягаються значення адсорбційної ємності до 357–476 мг/г для різних пестицидів .

2. Здатність до інтеркаляції. Міжшаровий простір може бути розширений шляхом введення органічних молекул — від простих аніонів до складних біомолекул, що відкриває можливості для створення нанокомпозитів із заданими властивостями .

3. "Ефект пам'яті". Прожарювання LDH при 450–500°C призводить до утворення змішаних оксидів, які при контакті з водним розчином здатні регенерувати шарувату структуру, захоплюючи аніони з розчину [5]. Цей ефект використовується для створення адсорбентів з високою селективністю до аніонних форм пестицидів.

4. Низька токсичність та біосумісність, що робить LDH перспективними для застосування у природоохоронних технологіях .

Взаємодія пестицидів із синтетичними аніонними глинами реалізується через декілька механізмів, вибір яких визначається хімічною природою активної речовини та умовами середовища.

Аніонний обмін та адсорбція кислих пестицидів

Аніонні або кислі пестициди (наприклад, гліфосат, біспірибак) можуть безпосередньо інтеркалюватися в міжшаровий простір LDH, заміщуючи карбонат- або нітрат-аніони . Для гліфосату як природний гідроталькіт, так і продукт його прожарювання демонструють високу сорбційну здатність, що пов'язано з утворенням міцних комплексів між фосфонатними групами гербіциду та гідроксидними поверхнями .

Дослідження сорбції біспірибаку на LDH, прожареному при 500°C, показали, що моношарова ємність сягає 1,3 ммоль/г, що значно перевищує відповідні показники для органокатіонних глин (0,2 ммоль/г) . Відновлення шаруватої структури після регідратації супроводжується включенням молекул гербіциду в міжшаровий простір (базальна відстань збільшується до 2,24 нм), що забезпечує уповільнене вивільнення активної речовини .

Модифікація LDH для сорбції неіонних пестицидів

Природні LDH мають гідрофільну поверхню, що обмежує їхню ефективність щодо неполярних, гідрофобних пестицидів . Для подолання цього обмеження застосовується модифікація міжшарового простору органічними аніонами з довгими вуглеводневими ланцюгами (наприклад, додецилсульфатом, себацинатом), що створює гідрофобне середовище всередині шаруватої структури .

Органо-модифіковані LDH (органоЛДГ) демонструють значно вищу спорідненість до неіонних гербіцидів, таких як алахлор та метолахлор. Адсорбція відбувається переважно за рахунок гідрофобних взаємодій між вуглеводневими ланцюгами модифікатора та молекулами пестициду . Крім того, введення органічних модифікаторів може збільшувати міжшарову відстань, полегшуючи доступ молекул до активних центрів .

Комплекси LDH з ліпосомами та міцелами

Альтернативний підхід до створення сорбційних матеріалів для гідрофобних пестицидів передбачає використання комплексів глин з ліпосомами або міцелами. Дослідження показали, що адсорбція ліпосом фосфатидилхоліну на монтморилоніті призводить до формування підтримуваних планарних бішарів на поверхні глинистих пластин, що супроводжується збільшенням базальної відстані до 7,49 нм . Такий комплекс здатен адсорбувати нейтральний гербіцид алахлор з утворенням формуляції, що містить до 40% активної речовини, та забезпечує 1,6-кратне зменшення швидкості вивільнення порівняно з комерційним препаратом .

Аналогічний підхід, що базується на взаємодії глин з органічними катіонами у формі міцел, дозволяє отримувати наночастинки з великою гідрофобною поверхнею та надлишковим позитивним зарядом, що підвищує ефективність видалення аніонних і гідрофобних органічних молекул із води .

Синтетичні аніонні глини можуть використовуватися для захисту водних об'єктів у двох основних напрямках: як сорбенти для очищення забруднених вод та як носії для систем уповільненого вивільнення пестицидів, що зменшують вимивання активної речовини з ґрунту.

Сорбційне видалення пестицидів з води

Застосування LDH та їхніх композитів як сорбентів для очищення води від пестицидів ґрунтується на високій адсорбційній здатності цих матеріалів. Синтезовані потрійні CuNiLa-LDH та їх модифікації L-цистином або EDTA показали максимальну

адсорбційну ємність до 454,6 мг/г для ліндану та алахлору . Сорбція описується кінетикою псевдодругого порядку та ізотермою Ленгмюра, що свідчить про утворення моношару на поверхні адсорбенту .

Алгінатні композити LDH забезпечують адсорбційну ємність 357–476 мг/г для хлорпірифосу та феназаквіну, демонструючи високі аналітичні показники відновлення (77,76–91,49%) при застосуванні в реальних зразках ґрунту та води . Модифікація LDH біополімерами, такими як алгінат, не лише покращує сорбційні характеристики, але й підвищує механічну стабільність композиту та зменшує агрегацію наночастинок [6].

Системи уповільненого вивільнення

Стратегія створення формуляцій пестицидів з контрольованим вивільненням полягає у включенні активної речовини до структури LDH або утворенні комплексів з органічними модифікаторами, що сповільнює вивільнення та зменшує ризик вимивання.

Польові випробування систем уповільненого вивільнення гербіцидів на основі комплексів глин з органічними катіонами (особливо з довгими алкільними ланцюгами) підтвердили значне зменшення забруднення ґрунтових вод за рахунок зниження вимивання, одночасно з підвищенням гербіцидної активності .

Порівняльне дослідження нанопестицидів на основі біспірибаку показало, що LDH-формуляції та комплекси з органоглиною демонструють різні профілі вивільнення залежно від способу приготування . Найповільніше вивільнення спостерігалося для комплексу LDH-біспірибак (лише 18% протягом перших годин), тоді як технічний продукт вивільнювався практично повністю відразу. Вивчення вимивання в ґрунтових колонках підтвердило, що вибір носія та способу приготування дозволяє варіювати ступінь ризику забруднення водних ресурсів .

Для органо-модифікованих LDH з додецилсульфатом та себацинатом продемонстровано контрольоване вивільнення метолахлору, що суттєво зменшує його вимивання у ґрунтових колонках порівняно з технічним продуктом [7].

Очищення води в динамічних умовах

Дослідження сорбції хромат-іонів на прожареному Zn/Al-гідротальките в динамічних умовах показали, що ефективність очищення суттєво залежить від pH. При підкисленні води до pH 3 видалення Cr(VI) значно підвищується через зменшення конкуруючого впливу OH^- та CO_3^{2-} . Хоча ці дані стосуються неорганічних забруднень, вони ілюструють важливість контролю умов середовища для досягнення

максимальної ефективності сорбційного очищення, що є актуальним і для пестицидів.

Економічна та екологічна доцільність застосування LDH для захисту водних об'єктів значною мірою визначається можливістю регенерації сорбентів. Термічна обробка використаних LDH при 450°C дозволяє видалити адсорбовані забруднення та відновити сорбційні властивості матеріалу завдяки «ефекту пам'яті» . Десорбція хромат-іонів із прожареного Zn/Al-гідротальциту карбонатним розчином досягає високих значень уже через 0,5 години контакту, що свідчить про потенційну можливість ефективної регенерації .

Перспективними напрямками подальших досліджень є:

1. *створення «зелених» методів синтезу* LDH з використанням відходів як прекурсорів та впровадження стратегій циркулярної економіки, включаючи замкнуті цикли регенерації .

2. *дослідження впливу природної органічної речовини та конкуруючих іонів* на ефективність сорбції, оскільки ці фактори можуть суттєво знижувати адсорбційну здатність в реальних умовах.

3. *вивчення довгострокових екологічних наслідків* застосування органо-модифікованих LDH, зокрема ризиків вимивання самих модифікаторів (наприклад, цетилтриметиламонію) у навколишнє середовище .

4. *оцінка ефективності в системах безперервної дії* для моделювання реальних умов очищення води .

Висновки

Синтетичні аніонні глини (шаруваті подвійні гідроксиди) є ефективним та багатофункціональним інструментом для захисту водних об'єктів від забруднення пестицидами. Їхні унікальні властивості — висока адсорбційна ємність, здатність до інтеркаляції, «ефект пам'яті» та можливість хімічної модифікації — дозволяють створювати як ефективні сорбенти для очищення води, так і системи уповільненого вивільнення пестицидів, що зменшують ризик вимивання.

Для аніонних та кислих пестицидів найбільш ефективним є використання немодифікованих або прожарених LDH, що забезпечують хемосорбцію через утворення міцних комплексів та інтеркаляцію. Для неіонних гідрофобних пестицидів необхідна попередня модифікація міжшарового простору органічними аніонами або створення комплексів з ліпосомами чи міцелами, що надають гідрофобних властивостей адсорбційному матеріалу.

Перспективи практичного впровадження технологій на основі LDH пов'язані з

розробкою економічно ефективних методів синтезу та регенерації, а також з поглибленим вивченням поведінки цих матеріалів у реальних екологічних умовах. Враховуючи глобальну проблему забруднення водних ресурсів агрохімікатами, розвиток сорбційних технологій на основі синтетичних аніонних глин є важливим кроком до сталого сільського господарства та охорони довкілля.

Література

1. Undabeytia, T., Shuali, U., Nir, S., Rubin, B. Applications of chemically modified clay minerals and clays to water purification and slow-release formulations of herbicides. Minerals, 2021.
2. Undabeytia, T., Nir, S., Sanchez-Verdejo, T., et al. A clay-vesicle system for water purification from organic pollutants. Water Research, 2008, 42(4-5), pp. 1211-1219.
3. Alginate-modified CuNiLa LDH composite for sustainable pesticide removal from water and soil. International Journal of Biological Macromolecules, 2025.
4. A Comprehensive Review into the Synthesis, Characterization, and Adsorptive Performance of Layer Double Hydroxides (LDHs) in Pesticide Remediation. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2026.
5. Butenko E., Kapustin A. Layered double hydroxides, structures and properties // Építôanyag. Journal of Silicate Based and Composite Materials. -2024/4. - Vol. 76, No. 4. P. 128-132
6. Butenko E. Investigation of the Sorption Properties of Synthetic Layered Double Hydroxides of Variable Composition for the Protection of Water Bodies from Organic and Inorganic Pollutants // 4th International Scientific Conference «Chemical Technology and Engineering» (Ukraine, Lviv, June 26-29th, 2023). – Lviv: Lviv Polytechnic National University, 2023. – P. 242-244.
7. Villa, M. V., Sánchez-Martín, M. J., Sánchez-Camazano, M. Hydrotalcites and organo-hydrotalcites as sorbents for removing pesticides from water. Journal of Environmental Science & Health. Part B, 1999, 34(3), p. 509.

УДК 504.03:349.6

Butenko O. G., Candidate of Technical Sciences
Odessa Polytechnic National University, Odessa, Ukraine
Byzova M. B., Candidate of Public Administration
Department of Ecology and Natural Resources of the Odessa Regional State Administration, Odessa, Ukraine
Protunkevich O. O., Candidate of Biological Sciences
Odessa Polytechnic National University, Odessa, Ukraine

CONTROVERSIAL ISSUES REGARDING THE DEFINITION OF ECOCIDE IN UKRAINIAN AND INTERNATIONAL PRACTICE

Historically, the primary aim of human society's development has been to meet its socio-economic needs. This process places a significant strain on the natural environment through the use (and often depletion) of natural resources and environmental pollution. Human activity is currently the main factor contributing to the negative impact on the biosphere, as the habitat for life on the planet, and ecocide can justifiably be regarded as the extreme manifestation of this impact.

Ukraine is currently in its fifth year of a large-scale Russian invasion. This aggression is having a significant negative impact not only on the political, economic and socio-demographic spheres, but also on the environmental situation. These impacts stem both from armed clashes on and near the line of contact, and from regular air strikes on the industrial, energy and residential infrastructure of large cities and towns. The scale of man-made disasters caused by the hostilities is so great that a certain proportion of them can quite justifiably be classified as war-induced ecocide.

Despite its relevance, the global scientific community has as yet failed to agree on a definitive definition of ecocide and has not included this crime in the Rome Statute of the International Criminal Court. Literally, the word «ecocide» means the destruction of the environment. The term came into use in the 1970s as a reaction to the US military's use of the herbicide «Agent Orange» during the Vietnam War. Arthur Galston, an American scientist from Yale University who was one of the developers of this herbicide, described such actions as «ecocide» during a conference on war and national responsibility held in Washington in 1970 [1]. Following Galston's speech, the idea of adopting this term was supported by other academics and lawyers; in particular, the Swedish Prime Minister Olof Palme used the term 'ecocide' in a speech at the UN Conference on the Human Environment

in Stockholm (1972), describing ecocide as a «crime against nature». However, at that time, the new term did not receive a clear scientific or legal definition and did not come into use in legal practice.

It can be argued that, despite certain efforts by scholars in the fields of law and environmental science, the term «ecocide» has not only failed to be incorporated into international legal instruments but also lacks a consensus-based definition. Without this, it is difficult to develop effective international mechanisms for compensating for damage caused to the environment by aggressive military actions.

Ukraine is one of the few countries in the world whose Criminal Code includes the offence of «ecocide». Article 441 defines it as «the mass destruction of flora or fauna, the poisoning of the atmosphere or water resources, and the commission of other acts that may cause an environmental disaster». Such acts are punishable by imprisonment for a term of between eight and fifteen years [2]. However, there are currently no court rulings in which a conviction or acquittal has been handed down under Article 441 of the Criminal Code of Ukraine that explicitly refer to «ecocide». This state of affairs is linked to the difficulties in classifying criminal offences, specifically the interpretation of the scale of an event (which events are considered large-scale and which are not) and of an environmental disaster (for which there is no legal definition). The formulation of the offence of «ecocide» may face even greater criticism from environmental experts: Article 441 refers to atmospheric air and water resources, but makes no mention of soil; the term «poisoning» has a specific meaning that does not encompass the littering and contamination of natural features, which is most characteristic of war-related ecocide; there is ambiguity regarding actions that create the «potential» to cause an environmental disaster (how can one prove in court that an action could have caused an environmental disaster if no such disaster actually occurred?).

The Rome Statute of the International Criminal Court provides for the prosecution of war crimes against the environment. Ukraine ratified it on 21 August 2024, and it entered into force on 1 January 2025. Article 8, «War Crimes», contains a provision regarding liability for damage caused to the environment: «the intentional commission of an attack in the knowledge that that such an attack will result in incidental loss of life or injury to civilians, or cause damage to civilian objects, or cause widespread, long-term and severe damage to the natural environment, which is manifestly disproportionate to the concrete and directly foreseeable overall military advantage». As with the Criminal Code of Ukraine, this definition is not flawless. Firstly, «the deliberate commission of an attack with the knowledge…» will require prosecutors to prove in court the intent and awareness of the consequences of the act. This will be particularly difficult if the direct perpetrators of the offence are absent from

the court proceedings. Secondly, it is necessary to prove that the damage to the environment is manifestly disproportionate to the expected military advantage. In other words, a distinction must be drawn between excessive and non-excessive damage. How can damage to the environment be compared with military advantage? This may be why the International Criminal Court, despite the vast number of documented crimes against the environment in Ukraine committed by Russian occupying forces – including the blowing up of the Kakhovka hydroelectric power station dam – has not opened a single criminal case. Furthermore, the definition effectively permits the destruction of the natural environment if this confers a significant military advantage.

An independent expert group comprising legal specialists from various countries around the world was set up with the aim of incorporating the concept of «ecocide» into the Rome Statute [3]. This group was organised by Jojo Meta, chair of the «Stop Ecocide» Foundation. In her view, the resulting definition of the term «ecocide» strikes a good balance between what needs to be done in practical terms to protect ecosystems and what will be acceptable to states. In other words, this too is a matter of compromise. However, even such a conformist approach has not, at least for the time being, made it possible to include the crime of ecocide in the Rome Statute.

Based on the group's findings, the following definition was proposed: «ecocide means unlawful or reckless acts committed with the knowledge that there is a significant likelihood that such acts will cause serious, large-scale or long-term damage to the environment». According to the authors' explanation of the definition, «reckless» means thoughtless disregard for harm that would be clearly disproportionate to the expected social and economic benefits; «serious» means harm that involves very serious adverse changes, disturbances or damage to any element of the environment, including a serious impact on human life or on natural, cultural or economic resources; «large-scale» means harm that 1) extends beyond a specific geographical area, 2) crosses national borders, 3) affects an entire ecosystem or species, or a large number of people; «long-term» means damage that is irreversible or cannot be remedied by natural recovery within a reasonable period of time.

It is worth noting that this definition correlates with the Ukrainian Criminal Code; specifically, it refers to «a significant likelihood of causing… harm to the environment», which is a close equivalent of «committing other acts that may lead to an environmental disaster». There is also a clear correlation with the definition in the Rome Statute – both documents refer to the intentional nature (consciousness) of a criminal act against the environment. Furthermore, the authors' own explanation refers to the disproportionate nature of the damage caused in relation to the expected social and economic benefits (the Rome Statute

states the same, but in terms of a «concrete and directly anticipated overall military advantage»). From this definition, it can be understood that the environment may be destroyed if this yields social and economic benefits.

It is therefore clear why legal mechanisms for protecting the natural environment from destruction, including during military operations, are extremely ineffective. Furthermore, it seems appropriate to consider the term «ecocide» separately from legal and scientific (environmental) perspectives. It is evident that the legal definition (as set out in Article 441 of the Criminal Code of Ukraine and by the activists of the «Stop Ecocide» Foundation) clearly fails to satisfy environmental experts – and vice versa. We propose our own version of a scientific (environmental) definition: *ecocide – a significant and long-lasting negative impact on ecosystems through the pollution or contamination of the atmosphere, water or land resources, or through the physical destruction of flora and fauna, leading to the destruction or degradation of these ecosystems, including the loss of their biodiversity and ecosystem services*. This definition may also be applied to war-induced ecocide, which is perhaps the most dangerous form of ecocide overall.

The rationale behind this definition of ecocide is based on the shift from an anthropocentric to an ecocentric paradigm. Traditional definitions (such as Article 441 of the Criminal Code of Ukraine) focus on «poisoning the atmosphere» or «destruction of flora», treating them as separate resources. From the perspective of modern ecology (the systems approach), it is impossible to separate water from soil or animals from their habitat. An ecosystem is a functional unit. The disruption of the interconnections within it, in our view, constitutes a more serious offence than the mechanical destruction of individual biological specimens, as it leads to systemic collapse.

The inclusion of the term «ecosystem services» makes it possible to provide a more comprehensive economic justification for the damage caused (if an ecosystem degrades, it ceases to provide these services, leading to economic losses for society). This serves as a bridge between ecology and the economics of natural resource use.

Certain legal categories (such as «military superiority» and the like) are subjective and evaluative. By contrast, «ecosystem degradation» and «loss of biodiversity» are objective scientific indicators that can be measured using field research, remote sensing and laboratory analyses. Although the proposed definition is presented as an environmental one, this approach in the legal definition makes the elements of the offence more evidentiary.

Since ecosystems have a certain threshold of resilience, short-term impacts on them can be offset by self-recovery. However, only those impacts that exceed this threshold and render natural recovery impossible within a reasonable period of time (in accordance with

the principles of restorative ecology) should be considered ecocide.

Thus, ecocide – particularly that caused by war – represents, in terms of its danger and the extent of damage to ecosystems, the most extreme manifestation of negative human impact on the environment. The author's definition of ecocide transforms this phenomenon from a crime against state property into a crime against the biosphere as a life-support system. This lays the groundwork for the development of methods for assessing damages, which would be based not on fixed rates but on the cost of restoring the ecosystem balance.

References

1. Galston, A. W. (1970). Speech at the Conference on War and National Responsibility (Washington, February 25–27, 1970). In: Independent Expert Panel for the Legal Definition of Ecocide. Commentary and Core Text. 2021. URL: (accessed: 03.04.2026). URL: https://www.obsant.eu/wpcontent/uploads/2021/06/ecocide_definition_Law_commentary_core_text_ExpertPanel.pdf (дата звернення: 31.03.2026).
2. Кримінальний кодекс України: Закон України від 5 квіт. 2001 р. № 2341-III. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2341-14#Text (дата звернення: 31.03.2026).
3. June 2021: historic moment as Independent Expert Panel launches definition of ecocide. *Stop Ecocide International*. URL: https://www.stopecocide.earth/legal-definition (дата звернення: 19.08.2026).

УДК 502/504

Васенко О. Г., канд. біол. наук, доц.;
Лук'янова О. О., наук. співр.;
Черба О. В., наук. співр.;
Ієвлєва О. Ю., наук. співр.;
Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

АНАЛІЗ ВПЛИВУ РОСІЙСЬКОЇ ВІЙСЬКОВОЇ АГРЕСІЇ НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ УКРАЇНИ У 2025 РОЦІ

Протягом 2026 р. науковцями Науково-дослідної установи «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем» виконується НДР з підготовки Національної доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2025 р.

Аналіз матеріалів показав, що війна залишається основним чинником погіршення стану навколишнього середовища країні.

Фахівці Державної екологічної інспекції України (Держекоінспекція), керуючись відповідними методиками розрахунку збитків, заподіяних довкіллю збройною агресією російської федерації, обчислили суму збитків за 2025 р., яка склала 3 трлн 8 млрд 465 млн 156 тис. грн. Ці збитки включають (рис. 1):

– забруднення ґрунтів паливно-мастильними матеріалами, іншими нафтопродуктами та засмічення земельних ресурсів внаслідок ракетно-бомбових уражень;
– забруднення атмосферного повітря продуктами горіння;
– забруднення, засмічення вод та самовільне користування водними ресурсами;
– збитки, завдані територіям та об'єктам природно-заповідного фонду (ПЗФ).

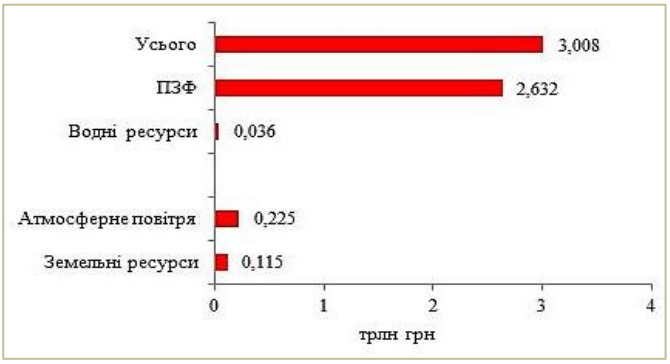


Рисунок 1 – Сума збитків, заподіяних навколишньому середовищу України за 2025 р.

За весь період збройної агресії розраховано збитків на загальну суму 6 трлн 159 млрд 685 млн 832 тис. грн, що у два рази перевищує суму, обчислену на кінець 2024 р. (рис. 2).

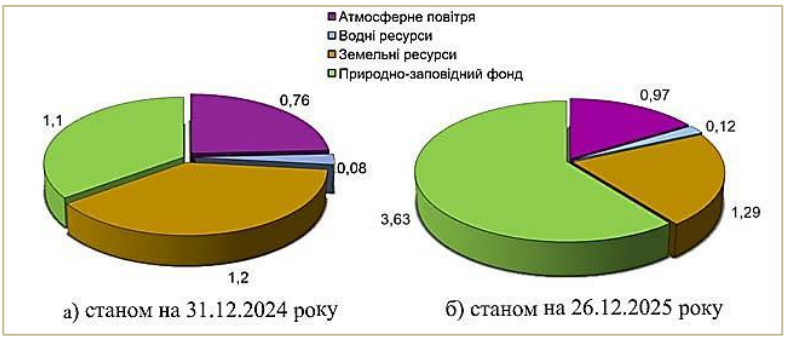


Рисунок 2 – Сума збитків, завданих компонентам навколишнього середовища, трлн грн

У контексті територіальних меж областей розраховані Держекоінспекцією загальні збитки розподілилися наступним чином (рис. 3).

До найбільш потужних факторів забруднення водного середовища у 2025 р. можна віднести пошкодження або руйнування очисних споруд, водопровідних і каналізаційних мереж, насосних станцій, свердловин, гідротехнічних споруд; форсоване або аварійне скидання вод із водосховищ, руйнування дамб, затоплення територій, зміна водного балансу поверхневих водних об’єктів; втрата контролю над процесами очищення води на окупованих територіях; недостатньо ефективна робота очисних споруд через відсутність постачання необхідних реагентів; вторинне забруднення водних об’єктів через посилення ерозії донних відкладень після забруднення водних об’єктів нафтопродуктами, хімікатами та важкими металами внаслідок руйнувань екологічно небезпечних промислових об’єктів; забруднення поверхневих та морських вод внаслідок знищення об’єктів критичної інфраструктури, а саме, енергетичних об’єктів України; порушення природного гідрологічного режиму внаслідок потужних вибухів, припинення робіт з експлуатації дренажних споруд.

До основних наслідків негативного впливу бойових дій на ґрунти можна віднести: руйнування верхнього родючого шару внаслідок вибухів боєприпасів, будівництва фортифікаційних споруд, складів та інших споруд; механічне пошкодження технікою, що пересувається поза дорогами; забруднення нафтопродуктами внаслідок аварійних проливів, обстрілів підприємств газо- і нафтовидобувної галузі, складів паливо-мастильних матеріалів; скорочення земель, в тому числі, орних за рахунок площ, що є замінованими або потенційно забрудненими вибухонебезпечними предметами.

Загальна інформація про збитки завдані довкіллю внаслідок збройної агресії РФ станом на 31.12.2025 (за період з 24.02.2022 по 31.12.2025)

	Найменування територіального/міжрегіонального органу Держекоінспекції		Загальна сума збитків за забруднення грунтів та засмічення земель, тис. грн	Загальна сума збитків за забруднення атмосферного повітря, тис. грн	Загальна сума збитків за забруднення, засмічення водних об'єктів та морських вод, самовільне користування водними ресурсами, тис. грн	Загальна сума збитків завдані територіям та об'єктам ПЗФ, тис. грн
1	2		9	28	45	71
1	Вінницька		7 285 031,724	84 366,462	0,000	0,000
2	Волинська		1 299 991,721	69 815,069		
3	Донецька		40 513 175,867	151 262 211,598	1 717 906,092	2 489 266 944,155
4	Закарпатська		738 095,539	2 531,327		
5	Луганська		328 296 029,937	440 406 977,013	4 529 370,547	0,000
6	Львівська		35 891 162,670	13 989,334	195 449,451	0,000
7	Сумська		6 987 518,647	1 385 281,437	10 283 727,981	0,000
8	Тернопільська		10 621 633,321	33 137 454,036	65 736,758	
9	Харківська		522 641 208,757	3 944 980,709	7 315 661,014	0,000
10	Хмельницька		1 426 388,896	55 040,579	0,000	995,665
11	Чернігівська		20 330 724,137	6 472 803,707	5 271 621,685	0,000
12	Поліський округ	Житомирська область	8 586 974,639	15 282 777,907		0,000
		Рівненська область	1 823 968,033	564 974,609		92 414,955
13	Столичний округ	м. Київ	3 561 556,065	84 762 627,592		0,000
		Київська область	2 921 111,556	46 932 941,911		385 126,910
14	Центральний округ	Полтавська область	6 155 996,892	5 865 439,366		
		Черкаська область	145 747 566,031	202 904,329		
15	Карпатський округ	Івано-Франківська область	3 704 095,436	33 325,794	0,000	
		Чернівецька область	92 091,930	1 097,332	0,000	
16	Придніпровський округ	Дніпропетровська область	6 250 871,788	538 960,363	86 824,047	0,000
		Кіровоградська область	18 035 436,711	312 107,516	349 168,320	0,000
17	Південний округ	Запорізька область	24 375 129,692	21 793 335,666	3 732,907	1 535 012,469
		Херсонська область	16 273 417,265	146 202 976,100	1 299 099,551	961 220 395,634
18	Південно-Західний округ	Миколаївська область	51 092 459,452	22 865 699,223	42 057 198,986	297 959 233,630
		Одеська області	40 463 587,932	1 416 015,201	22 474 982,127	0,000
19	Центральний апарат				24 849 370,000	
	ВСЬОГО		1 305 115 224,639	983 610 634,181	120 499 849,467	3 750 460 123,419

Загальна сума збитків по земельним, водним ресурсам, морським водам, атмосферному повітрю та об'єктів ПЗФ, тис.грн	6 159 685 831,706

Рисунок 3 – Збитки, завдані довкіллю з початку збройної агресії російської федерації, в територіальних межах областей (станом на 31.12.2025 р.)

До основних джерел забруднення атмосферного повітря, пов'язаними із впливом війни, можна віднести: вибухи боєприпасів, пожежі, згоряння військової техніки, споруд,

складів паливно-мастильних матеріалів; аварійні ситуації на військових складах і логістичних базах;знищення об’єктів цивільної та військової інфраструктури; експлуатація транспортної та спеціальної техніки, що працює на дизельному та бензиновому паливі; ремонтно-відновлювальні роботи з використанням обладнання, функціонування якого приводить до утворення забруднюючих речовин, зокрема, зварювальні, ливарні та інші, пов’язані з обробленням металів виробництва, роботи з перекачування великих об’ємів паливно-мастильних матеріалів, з будівництва фортифікаційних споруд

Найбільше перевищення концентрацій газоподібних та твердих забруднюючих речовин у атмосферному повітрі сталося у районах інтенсивних бойових дій, поблизу складів боєприпасів, полігонів та місць ведення вогню. У ряді випадків було зафіксовано шкідливий вплив продуктів вибухів на особовий склад та цивільне населення через тимчасове погіршення якості атмосферного повітря.

Аналіз матеріалів, що були надані для підготовки Національної доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні за 2025 р., показав, що з кожним роком продовження військових дій на території України, зростають суми розміру збитків, завданих навколишньому середовищу. Особливого значення набуває фіксація, оцінюванню втрат, завданих війною, та розробки планів подальшого відновлення навколишнього середовища.

Повне оцінювання збитків, завданих земельним ресурсам внаслідок війни, можливе лише після того, як Україна отримає доступ до всіх своїх територій і зможе провести належне обстеження, зокрема, у сфері гуманітарного розмінування. Істотне посилення деградації земельних ресурсів, їх руйнація, хімічне забруднення, масштабне замінування ставлять під загрозу використання пошкоджених земель і вимагають розроблення цілісної програми рекультивації з урахуванням міжнародного досвіду відновлення постконфліктних територій, розмінування територій та знешкодження боєприпасів. Ліквідація наслідків, нанесеної екологічної шкоди земельним ресурсам, потребує проведення багаторічних природовідновлювальних робіт, до яких потрібно залучати всі відповідальні суб’єкти господарювання, а також міжнародних партнерів для надання фінансової допомоги.

Міжнародні партнери підтримують ініціативи України щодо документування екологічних втрат ПЗФ унаслідок агресії російської федерації. Зокрема, триває процес картографування пошкоджених територій, збору доказової бази та оцінювання втрат біорізноманіття.

У межах взаємодії з міжнародними партнерами тривають ініціативи зі створення системи оцінювання втрат водних екосистем, включаючи оцінювання впливу на

джерела питного водопостачання.

Подальше відновлення заповідних територій вимагатиме тривалих і скоординованих зусиль за участю державних органів, науковців та громадських екологічних організацій та допомоги міжнародних партнерів.-

Література

1. Оновлена щотижнева інфографіка про збитки, завдані довкіллю внаслідок збройної агресії рф станом на 26.12.2025. Державна екологічна інспекція України. URL: https://dei.gov.ua/post/3421

2. Підготовка Національної доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2024 році: звіт про НДР. № держреєстрації 0125U001245. 2025. Х. УКРНДІЕП, Міндовкілля. 1030 с.

УДК 628.16: 620.17.3

Венгер Л. О.,[1,2], канд. техн. наук, доц.;

Бєлоконь К. В.[2], канд. техн. наук, доц.;

Бачурина У. М.[2]**;**

Воробйов А. В.[2]**,** здобувачі першого (бакалаврського) рівня вищої освіти першого року навчання за спеціальністю G2 «Технології захисту навколишнього середовища»

[1]*Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів, Україна;*
[2]*Запорізький національний університет, м. Запоріжжя, Україна*

ТЕХНОЛОГІЧНА МОДЕРНІЗАЦІЯ МЕТАЛУРГІЙНОГО ВИРОБНИЦТВА ЯК ЧИННИК ПІДВИЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

Розглянуто основні напрями технологічної модернізації металургійного виробництва як важливого чинника підвищення екологічної та техногенної безпеки. Проаналізовано перспективи використання електродугових печей, технологій прямого відновлення заліза, вторинних енергетичних ресурсів, сучасних газоочисних систем, замкнутих водооборотних циклів, утилізації металургійних відходів і цифрового екологічного моніторингу. Визначено взаємозв'язок технологічного оновлення підприємств зі зниженням ресурсоспоживання, викидів і техногенних ризиків.

Металургійна промисловість належить до найбільш ресурсо- та енергоємних секторів промисловості, що зумовлює значне навантаження на атмосферне повітря, водні ресурси та земельні екосистеми. Основними екологічними проблемами є викиди парникових газів, пилу, оксидів азоту та сірки, утворення значних обсягів шлаків і пилу, а також високе споживання енергії та води [1].

За даними World Steel Association, у 2024 р. середня інтенсивність викидів CO_2 для світового виробництва сталі становила близько 1,92 т CO_2 на 1 т сирої сталі, тоді як для маршруту BF–BOF цей показник становив 2,34 т CO_2/т, а для Scrap–EAF – лише 0,69 т CO_2/т [1]. Це свідчить про значний потенціал екологічного ефекту від технологічного переходу до менш вуглецеємних виробничих процесів.

Одним із ключових напрямів модернізації є зміна технологічної структури виробництва сталі. Використання електродугових печей із металобрухтом дає змогу суттєво зменшити енергоємність та викиди парникових газів. Перспективним напрямом також є пряме відновлення заліза з використанням природного газу та водню. Для України розвиток таких технологій є особливо актуальним у контексті

післявоєнного відновлення та необхідності інтеграції металургійного виробництва до європейського низьковуглецевого простору [2; 3].

Важливе значення має впровадження найкращих доступних технологій і методів управління (НДТМ). Закон України «Про інтегроване запобігання та контроль промислового забруднення» передбачає застосування інтегрованого підходу до запобігання промисловому забрудненню та визначає НДТМ як основу для встановлення сучасних екологічних вимог до промислових підприємств [4].

Основні напрями технологічної модернізації та очікуваний екологічний ефект наведено в табл. 1.

Не менш важливим напрямом є підвищення енергоефективності. Металургійні підприємства утворюють значні обсяги вторинних енергетичних ресурсів: доменний та конвертерний гази, тепло відхідних газів, охолоджувальної води та нагрітих технологічних матеріалів. Їх повторне використання дає змогу зменшити споживання первинного палива та відповідні викиди.

Суттєвий екологічний ефект забезпечує модернізація газоочисного обладнання. За даними World Steel Association, середня інтенсивність викидів пилу у 2024 р. становила 0,32 кг/т сирої сталі, SO_x – 0,64 кг/т, NO_x – 0,66 кг/т [1]. Подальше впровадження високоефективних систем очищення та автоматизованого контролю дає змогу підтримувати стабільні параметри роботи очисного обладнання.

Таблиця 1 – Основні напрями технологічної модернізації металургійного виробництва

Напрям модернізації	Технологічне рішення	Екологічний ефект	Вплив на безпеку
Виробництво сталі	Електродугові печі, DRI/H_2	Зменшення викидів CO_2	Зниження технологічних ризиків
Газоочищення	Сучасні рукавні та електрофільтри	Зменшення пилу та газових викидів	Покращення умов праці
Енергозбереження	Утилізація вторинних енергоресурсів	Зменшення споживання палива	Зниження енергетичних ризиків
Водокористування	Замкнуті водооборотні системи	Зменшення забору свіжої води	Зменшення ризику аварійних скидів
Відходи	Перероблення шлаків, пилу, металовмісних відходів	Скорочення обсягів відходів	Зменшення ризиків накопичення
Цифровізація	Автоматизований екологічний моніторинг	Оперативний контроль викидів	Раннє виявлення небезпечних ситуацій

Окремим напрямом є раціональне використання водних ресурсів. Замкнуті та напівзамкнуті системи водопостачання дозволяють суттєво скоротити забір свіжої води та мінімізувати утворення забруднених стічних вод. Важливою складовою модернізації також є повторне використання металургійних шлаків, пилу та інших побічних продуктів як вторинної сировини.

Узагальнений взаємозв'язок між технологічною модернізацією та екологічною безпекою представлено на рис. 1.



Рисунок 1 – Взаємозв'язок технологічної модернізації та підвищення екологічної і техногенної безпеки

Ефективність модернізації доцільно оцінювати за системою технологічних та екологічних показників (табл. 2).

Таблиця 2 – Основні показники оцінювання ефективності технологічної модернізації

Показник	До модернізації	Після модернізації	Очікуваний результат
Питомі викиди CO_2	Високі	Нижчі	Декарбонізація
Енергоспоживання	Високе	Знижене	Енергозбереження
Забір свіжої води	Значний	Зменшений	Раціональне водокористування
Обсяги відходів	Значні	Зменшені	Зростання частки вторинного використання
Викиди пилу	Високі	Знижені	Покращення якості повітря
Техногенні ризики	Підвищені	Контрольовані	Підвищення безпеки

Для української металургії технологічна модернізація має не лише екологічне, а

й стратегічне значення. Вона повинна поєднувати декарбонізацію, ресурсоефективність, цифровізацію виробничого контролю та підвищення надійності промислової інфраструктури. Дослідження перспектив трансформації гірничо-металургійного комплексу України підтверджують необхідність технологічного оновлення підприємств з урахуванням сучасних екологічних та економічних вимог [5]. Для післявоєнної відбудови особливо важливим є створення нових виробничих потужностей на основі низьковуглецевих технологій та інтеграція їх у сучасні європейські ланцюги постачання [6].

Технологічна модернізація є одним із найбільш дієвих інструментів підвищення екологічної та техногенної безпеки металургійного виробництва. Найбільший потенціал мають перехід до електродугових технологій і прямого відновлення заліза, використання вторинних енергетичних ресурсів, модернізація газоочисних систем, замкнуте водокористування, перероблення металургійних відходів та цифровий екологічний моніторинг.

Для України технологічне оновлення металургійної галузі доцільно розглядати як складову післявоєнної реконструкції, що дозволить одночасно підвищити конкурентоспроможність підприємств, скоротити негативний вплив на довкілля та знизити техногенні ризики.

Література

1. World Steel Association. Sustainability Indicators 2025. Brussels: World Steel Association, 2025. URL: https://worldsteel.org/wider-sustainability/sustainability-indicators/

2. Matuhno O., Stanytsina V., Artemchuk V. Direct iron reduction technology prospects for metallurgical decarbonization. System Research in Energy. 2024. No. 4(80). P. 156–171. DOI: 10.15407/srenergy2024.04.156.

3. International Energy Agency. Breakthrough Agenda Report 2024: Steel. Paris: IEA, 2024. URL: https://www.iea.org/reports/breakthrough-agenda-report-2024/steel

4. Про інтегроване запобігання та контроль промислового забруднення : Закон України від 16.07.2024 № 3855-IX. Відомості Верховної Ради України.

5. Kyzym M. O., Khaustova V. Y., Kotliarov Y. I., Shulha I. V. Analyzing the Directions of Transformation of the Mining and Metallurgical Complex of Ukraine. Business Inform. 2024. No. 6. P. 217–225. DOI: 10.32983/2222-4459-2024-6-217-225.

6. Devlin A., Mykhnenko V., Zagoruichyk A., Salmon N., Soldak M. Techno-economic optimisation of steel supply chains in the clean energy transition: A case study of post-war Ukraine. Journal of Cleaner Production. 2024. Vol. 466. Article 142675. DOI: 10.1016/j.jclepro.2024.142675.

УДК 628.16: 620.17.3

Венгер Л. О.,[1,2], канд. техн. наук, доц.;

Бєлоконь К. В.[2], канд. техн. наук, доц.;

Карпій С. Є.[2]**,** здобувач третього (PhD) рівня вищої освіти четвертого року навчання за спеціальністю Е2 «Екологія»;

Риженко В. В.[2]**,** здобувач першого (бакалаврського) рівня вищої освіти першого року навчання за спеціальністю G2 «Технології захисту навколишнього середовища»

[1]*Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів, Україна;*

[2]*Запорізький національний університет, м. Запоріжжя, Україна*

КОМПЛЕКСНА ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ПРОМИСЛОВИХ ТЕРИТОРІЙ, ПОСТРАЖДАЛИХ ВІД ВОЄННИХ ДІЙ

Воєнні дії на території України спричинили масштабне пошкодження промислової інфраструктури, об’єктів енергетики, металургійних підприємств, складів, транспортних комунікацій та систем водопостачання і водовідведення. Руйнування промислових об’єктів супроводжується утворенням комплексного забруднення атмосферного повітря, ґрунтів і водних ресурсів токсичними речовинами, важкими металами, нафтопродуктами, продуктами горіння та промисловими відходами. У роботі запропоновано комплексний підхід до оцінювання екологічної небезпеки постраждалих промислових територій із використанням показників забруднення компонентів довкілля, масштабу техногенного впливу, потенційної міграції забруднювальних речовин та рівня техногенного ризику. Обґрунтовано доцільність поєднання наземних досліджень, дистанційного зондування Землі, геоінформаційних технологій та лабораторного контролю.

Війна в Україні сформувала новий масштабний комплекс екологічних загроз, пов’язаних не лише з безпосереднім руйнуванням природних екосистем, а й із пошкодженням промислової інфраструктури. Особливої актуальності ця проблема набуває для промислових регіонів, де концентрація металургійних, енергетичних, хімічних та машинобудівних підприємств поєднується з високим рівнем техногенного навантаження.

За даними Програми ООН з навколишнього середовища (UNEP), унаслідок війни в Україні виникла багатовимірна екологічна криза, яка включає забруднення повітря, поверхневих і підземних вод, ґрунтів, накопичення небезпечних відходів та пошкодження промислової інфраструктури [1]. Серед потенційних джерел

забруднення зазначаються пошкоджені промислові підприємства, склади небезпечних речовин, нафтобази, об’єкти енергетики, очисні споруди та зруйнована військова техніка [1].

Для металургійних підприємств ризики мають особливе значення, оскільки технологічні процеси пов’язані з використанням значних обсягів сировини, палива, води та енергії, а також із накопиченням шлаків, пилу, шламів та інших промислових відходів. У разі пошкодження технологічного обладнання або інженерних комунікацій частина забруднювальних речовин може безпосередньо потрапляти у довкілля.

Таким чином, оцінювання екологічної небезпеки промислових територій, постраждалих від воєнних дій, повинно здійснюватися не за окремими показниками, а на основі комплексного аналізу стану основних компонентів довкілля та потенційних шляхів поширення забруднення.

Воєнне ураження промислового об’єкту може одночасно формувати декілька типів екологічної небезпеки. До основних джерел належать:

- руйнування технологічного обладнання та промислових будівель;
- пошкодження резервуарів із паливно-мастильними матеріалами;
- пожежі та вибухи;
- руйнування систем газоочищення;
- пошкодження промислових водопроводів і каналізаційних систем;
- порушення роботи очисних споруд;
- утворення значних обсягів будівельних та промислових відходів;
- потрапляння у довкілля металів, нафтопродуктів, поліциклічних ароматичних вуглеводнів та інших токсичних речовин.(табл. 1)

Для металургійних підприємств додатковим фактором небезпеки є можливе розсіювання металовмісного пилу, шлаків та інших матеріалів, що містять залізо, марганець, цинк, мідь, свинець, кадмій, хром та нікель.

UNEP наголошує, що пошкодження промислових об’єктів і складів може призводити до вивільнення небезпечних речовин, а забруднення від зруйнованої інфраструктури та військових відходів створює довгострокові ризики для довкілля [1; 2].

Таблиця 1 – Основні джерела та наслідки екологічного забруднення промислових територій в умовах війни

Джерело небезпеки	Потенційні забруднювачі	Основний компонент довкілля
Руйнування металургійного обладнання	важкі метали, пил, шлаки, технологічні матеріали	ґрунт, повітря
Пошкодження паливних резервуарів	нафтопродукти, вуглеводні	ґрунт, поверхневі та підземні води
Пожежі на промислових об'єктах	CO, NO_x, SO_2, сажа, ПАВ	атмосферне повітря
Руйнування очисних споруд	завислі речовини, органічні сполуки, метали	поверхневі води
Пошкодження складів хімічних речовин	токсичні та корозійно-активні речовини	повітря, ґрунт, вода
Утворення уламків і промислових відходів	метали, мінеральні компоненти, азбест	ґрунт, повітря
Знищення військової техніки	паливо, мастила, метали, продукти горіння	ґрунт, вода

Комплексна оцінка повинна передбачати послідовне визначення джерел забруднення, встановлення складу забруднювальних речовин, оцінювання масштабів їх поширення та визначення рівня потенційної небезпеки (рис.1).

Для підвищення оперативності моніторингу доцільно застосовувати безпілотні літальні апарати та супутникові дані. Дистанційне зондування дає змогу виявляти зміни земного покриву, осередки пожеж, порушення рослинності, місця накопичення відходів та зміни водних об'єктів.

Зокрема, сучасні дослідження демонструють можливість використання супутникових даних для просторового виявлення зон хімічного забруднення ґрунтів у Харківській області, пов'язаного з військовою діяльністю [6, 7]. Поєднання дистанційного зондування з польовою верифікацією дозволяє формувати карти екологічного ризику та визначати території, які потребують першочергового обстеження.

За результатами комплексної оцінки повинна формуватися програма відновлення території. Вона може включати декілька послідовних етапів.

Перший етап – локалізація. Необхідно припинити поширення забруднення, ізолювати джерела, забезпечити безпечне поводження з небезпечними речовинами та промисловими відходами.

Другий етап – детальне обстеження. Виконується просторове уточнення меж

забруднення, відбір проб ґрунту і води, визначення складу забруднювачів.

Третій етап – очищення та санація. Залежно від характеру забруднення можуть застосовуватися видалення забрудненого шару ґрунту, сорбційні технології, фіторемедіація, біоремедіація, очищення стічних вод та інші технології.



Рисунок 1 – Схема комплексної оцінки екологічної небезпеки промислової території, постраждалої від воєнних дій

Четвертий етап – рекультивація. Після усунення основного джерела забруднення здійснюється відновлення ґрунтового покриву, рослинності та функціонального використання території.

П’ятий етап – довгостроковий моніторинг. Навіть після завершення рекультивації необхідно контролювати міграцію забруднювачів, оскільки важкі метали та стійкі органічні сполуки можуть переміщуватися між компонентами довкілля.

Особливо важливим є застосування принципу «відновлення через екологічну модернізацію». Під час реконструкції металургійних підприємств доцільно одночасно впроваджувати сучасні системи газоочищення, замкнуті системи водопостачання, автоматизований екологічний контроль, технології повторного використання промислових відходів та енергоефективне обладнання.

Комплексна оцінка екологічної небезпеки промислових територій, постраждалих від воєнних дій, повинна базуватися на одночасному аналізі стану атмосферного повітря, ґрунтів, поверхневих і підземних вод, промислових відходів та техногенних об’єктів.

Воєнне пошкодження промислового підприємства може спричиняти формування декількох взаємопов’язаних джерел забруднення, тому використання лише одного показника або окремого компонента довкілля не забезпечує об’єктивної оцінки екологічної небезпеки.

Перспективним є поєднання лабораторних досліджень, дистанційного зондування Землі, безпілотних літальних апаратів та геоінформаційних технологій. Такий підхід дозволяє оперативно визначати осередки забруднення, встановлювати просторові закономірності поширення забруднювальних речовин та формувати карти екологічного ризику.

Особливої уваги потребують важкі метали та стійкі органічні забруднювачі, які можуть тривалий час зберігатися у ґрунтах і поширюватися за ланцюгом «ґрунт-вода-рослинність-тварини-людина».

Для промислових територій України доцільно запроваджувати чотирирівневу систему оцінювання екологічної небезпеки та використовувати її для визначення пріоритетності заходів із локалізації, очищення, санації та рекультивації.

Отже, комплексний екологічний моніторинг постраждалих промислових територій є необхідною передумовою безпечного відновлення промисловості України. Поєднання природоохоронних технологій, цифрового моніторингу та принципів екологічно орієнтованої реконструкції дозволить не лише ліквідувати наслідки воєнного впливу, а й знизити накопичені техногенні ризики та сформувати більш стійку

модель розвитку промислових регіонів.

Література

1. United Nations Environment Programme. The Environmental Impact of the Conflict in Ukraine: A Preliminary Review. Nairobi: UNEP, 2022.

2. United Nations Environment Programme. Environmental Impact of the Conflict in Ukraine: A Preliminary Review. Geneva: UNEP, 2022.

3. United Nations Environment Programme. Rapid Environmental Assessment of Kakhovka Dam Breach, Ukraine, 2023. Nairobi: UNEP, 2023.

4. United Nations in Ukraine. Post Disaster Needs Assessment report of the Kakhovka Dam Disaster. Kyiv, 2023.

5. Bohaienko V., Baliuk S., Plisko I. et al. Assessment of Vertical Distribution of Heavy Metals in Agricultural Soils Affected by Military Actions in Eastern Ukraine. Soil and Sediment Contamination: An International Journal. 2026. DOI: 10.1080/15320383.2026.2645258.

6. Assessment of soil cover chemical pollution using satellite data: A case study of Kharkiv region, Ukraine. Science of the Total Environment. 2025. Vol. 995. Article 180105. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2025.180105.

7. Devlin A., Mykhnenko V., Zagoruichyk A., Salmon N., Soldak M. Techno-economic optimisation of steel supply chains in the clean energy transition: A case study of post-war Ukraine. Journal of Cleaner Production. 2024. Vol. 466. Article 142675. DOI: 10.1016/j.jclepro.2024.142675.

УДК 628.16: 620.17.3

Венгер Л. О.,[1,2], канд. техн. наук, доц.;

Бєлоконь К. В.[2], канд. техн. наук, доц.;

Коваль В. В.[2], здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти першого року навчання за спеціальністю G2 «Технології захисту навколишнього середовища»;

Маханько Р. О.[2], здобувач першого (бакалаврського) рівня вищої освіти першого року навчання за спеціальністю G2 «Технології захисту навколишнього середовища»

[1]Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів, Україна;
[2]Запорізький національний університет, м. Запоріжжя, Україна

СУЧАСНІ ПРИРОДООХОРОННІ СПОРУДИ ДЛЯ ЗНИЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО НАВАНТАЖЕННЯ МЕТАЛУРГІЙНИХ ПІДПРИЄМСТВ

Металургійне виробництво належить до найбільш ресурсо- та енергоємних галузей промисловості й характеризується значним впливом на компоненти довкілля. Основними екологічними аспектами діяльності металургійних підприємств є утворення пилогазових викидів, промислових стічних вод, великої кількості твердих відходів, а також значне споживання природних ресурсів. Особливої актуальності проблема набуває в умовах фізичного зношення промислового обладнання, необхідності технологічної модернізації та відновлення виробничої інфраструктури.

Основними забруднювальними речовинами, що утворюються під час металургійних процесів, є пил, оксиди азоту, оксиди сірки, оксид вуглецю, сполуки важких металів, леткі органічні сполуки та інші компоненти. Їх склад і концентрація залежать від виду сировини, технології виробництва, типу агрегатів та ефективності систем очищення.

Значна частина екологічного навантаження може бути зменшена шляхом застосування сучасних природоохоронних споруд та модернізації вже існуючих систем очищення. При цьому природоохоронні споруди доцільно розглядати не як окремі установки, а як складову комплексної системи екологічної та техногенної безпеки підприємства.

Метою роботи є аналіз сучасних природоохоронних споруд, які можуть застосовуватися на металургійних підприємствах для зменшення негативного впливу на атмосферне повітря, водні ресурси та ґрунтовий покрив, а також визначення перспективних напрямів їх модернізації.

Металургійне підприємство характеризується наявністю декількох основних

потоків забруднення: газопилових викидів, стічних вод та твердих промислових відходів. Тому система природоохоронних споруд повинна забезпечувати комплексне очищення та, за можливості, повернення уловлених компонентів у виробничий цикл.

Одним із найважливіших напрямів є очищення газових викидів. Значні обсяги пилогазових викидів утворюються під час підготовки та перероблення сировини, агломерації, виплавлення чавуну і сталі, розливання металу, прокатування та допоміжних операцій.

Для зменшення викидів пилу застосовують циклони, батарейні циклони, рукавні фільтри, електрофільтри та апарати мокрого очищення газів. Вибір конкретного типу обладнання залежить від характеристик газового потоку, температури, вологості, дисперсності пилу та необхідного ступеня очищення.

Циклонні апарати характеризуються відносною простотою конструкції та експлуатації й можуть використовуватися як перша ступінь очищення. Їх доцільно застосовувати для уловлювання крупнодисперсних частинок. Водночас для високоефективного очищення газів від дрібнодисперсного пилу необхідне використання більш сучасних апаратів.

Одним із ефективних рішень є застосування рукавних фільтрів. Принцип їх роботи ґрунтується на проходженні газопилового потоку крізь фільтрувальну тканину, на поверхні якої затримуються тверді частинки. Сучасні системи автоматичного очищення фільтрувальних рукавів забезпечують стабільність роботи установки та підтримання необхідної ефективності очищення.

Електрофільтри використовують електростатичне осадження частинок під дією електричного поля. Такі споруди можуть забезпечувати високу ефективність видалення пилу з великих обсягів газу. Особливо важливим є їх застосування на установках, де необхідно очищати значні газові потоки.

Для очищення газів від розчинних компонентів та частини газоподібних забруднювачів застосовують мокрі газоочисні апарати. До них належать скрубери, зрошувані апарати та інші конструкції, у яких забруднювачі переходять із газової фази в рідину. Недоліком таких систем є утворення забруднених стічних вод, що потребують подальшого очищення.

У зв'язку з цим перспективним є використання комбінованих систем, у яких різні способи очищення поєднуються в одну технологічну схему.

Основні сучасні природоохоронні споруди наведено в табл. 1.

Таблиця 1 – Основні сучасні природоохоронні споруди металургійних підприємств

Напрям захисту	Природоохоронна споруда	Основні забруднювачі	Особливості застосування
Очищення газів	Циклони	Крупнодисперсний пил	Доцільні як попередня ступінь очищення
Очищення газів	Рукавні фільтри	Дрібнодисперсний пил	Висока ефективність пиловловлювання
Очищення газів	Електрофільтри	Пил, аерозолі	Ефективні для великих обсягів газу
Очищення газів	Скрубери	Пил, газоподібні домішки	Одночасне очищення газу та поглинання окремих компонентів
Очищення стічних вод	Відстійники	Завислі речовини	Механічне очищення
Очищення стічних вод	Флотатори	Нафтопродукти, завислі речовини	Фізико-хімічне очищення
Очищення стічних вод	Фільтри	Завислі речовини, домішки	Доочищення води
Очищення стічних вод	Мембранні установки	Розчинені домішки	Глибоке очищення та повторне використання води
Поводження з відходами	Установки перероблення	Шлаки, пил, шлами	Отримання вторинної сировини
Захист територій	Гідроізоляційні споруди	Фільтраційні витоки	Запобігання забрудненню ґрунтів і підземних вод

Окремим напрямом екологічної безпеки металургійних підприємств є очищення промислових стічних вод. Вода використовується для охолодження агрегатів, очищення газів, гідротранспортування матеріалів та інших технологічних операцій. У результаті формуються стічні води, які можуть містити завислі речовини, нафтопродукти, солі, сполуки металів та інші забруднювачі.

Традиційна схема очищення передбачає послідовне застосування механічних, фізико-хімічних і, за необхідності, інших методів очищення. На першому етапі використовують решітки, пісковловлювачі та відстійники. Вони забезпечують видалення крупних та завислих домішок.

Для вилучення нафтопродуктів і тонкодисперсних домішок можуть застосовуватися флотатори. У процесі флотації забруднювальні компоненти концентруються у поверхневому шарі та видаляються з води.

Перспективним напрямом є використання мембранних технологій. Мембранні установки дозволяють здійснювати глибоке очищення води та створюють передумови для її повторного використання. Це особливо важливо для металургійних підприємств, оскільки зменшення споживання свіжої води є одним із ключових напрямів екологічної

модернізації.

Важливе значення має перехід від прямоточного до оборотного та замкнутого водопостачання. У такій системі очищена вода повертається у виробничий цикл, що зменшує обсяги забору природної води та кількість стічних вод.

Загальна структура комплексної системи природоохоронних споруд металургійного підприємства може бути представлена на рисунку 1.



Рисунок 1 – Комплексна система природоохоронних споруд металургійного підприємства

Ефективність природоохоронних споруд значною мірою залежить не лише від конструктивних характеристик обладнання, а й від правильності його експлуатації. Навіть сучасна установка не забезпечить необхідного результату за умови порушення режиму роботи, несвоєчасної заміни фільтрувальних елементів або недостатнього контролю параметрів технологічного процесу.

Тому важливим напрямом модернізації є цифровізація природоохоронних

споруд. Використання датчиків концентрації пилу, температури, тиску, витрати газу та інших параметрів дозволяє здійснювати безперервний контроль роботи очисного обладнання.

Автоматизований моніторинг дає змогу своєчасно виявляти відхилення від нормативних або технологічних значень. Наприклад, підвищення перепаду тиску на рукавному фільтрі може свідчити про необхідність очищення або заміни фільтрувального матеріалу. Аналогічно контроль витрати та температури газу дозволяє запобігати роботі обладнання в несприятливих режимах.

Перспективним є поєднання природоохоронних споруд із системами автоматизованого управління та цифрового моніторингу. Це дозволяє перейти від періодичного контролю до постійного оцінювання ефективності роботи очисних систем.

Особливої уваги потребує питання утворення та поводження з твердими відходами. До основних відходів металургійного виробництва належать шлаки, пил, шлами, відпрацьовані вогнетриви та інші матеріали. Їх накопичення може створювати додаткове навантаження на земельні ресурси та формувати вторинні джерела забруднення.

Одним із найбільш перспективних підходів є не захоронення, а залучення відходів до повторного використання. Металургійні шлаки можуть розглядатися як вторинна мінеральна сировина для будівельної галузі, дорожнього будівництва та інших сфер. Уловлений пил після відповідного очищення та контролю складу також може повертатися у виробничий цикл або спрямовуватися на вилучення цінних компонентів.

Таким чином, сучасні природоохоронні споруди повинні виконувати не лише функцію очищення забруднених потоків, а й забезпечувати ресурсозбереження. Такий підхід відповідає принципам циркулярної економіки, за якої відходи одного технологічного процесу максимально використовуються як ресурс для іншого.

Важливим є також забезпечення техногенної безпеки. Природоохоронні споруди повинні бути спроєктовані з урахуванням можливих аварійних режимів, відмов обладнання та перебоїв енергопостачання. Особливе значення це має для великих металургійних підприємств, де аварійні викиди або порушення роботи систем очищення можуть призводити до значного локального забруднення довкілля.

Для підвищення надійності доцільно передбачати резервне обладнання, автоматичне перемикання технологічних ліній, системи аварійного контролю та можливість оперативного відключення окремих ділянок. Поєднання екологічної та

техногенної безпеки дозволяє розглядати природоохоронні споруди як частину єдиної системи управління ризиками підприємства.

Узагальнюючи наведені підходи, можна визначити основні критерії ефективної сучасної природоохоронної споруди: висока ефективність очищення, надійність, енергоефективність, можливість автоматизованого контролю, мінімальне утворення вторинних відходів, можливість утилізації уловлених компонентів та інтеграція у виробничий цикл.

Саме комплексний підхід дозволяє досягти більшого екологічного ефекту порівняно з використанням окремих очисних установок. Наприклад, встановлення сучасного газоочисного обладнання одночасно з герметизацією джерел виділення забруднювачів, автоматизованим контролем та оптимізацією технологічного процесу забезпечує значно кращий результат, ніж модернізація лише кінцевої стадії очищення.

Металургійне виробництво характеризується значним антропогенним навантаженням на атмосферне повітря, водні ресурси та земельні ресурси. Зменшення цього впливу потребує комплексної модернізації природоохоронної інфраструктури підприємств.

Сучасні рукавні фільтри, електрофільтри, скрубери, системи механічного та фізико-хімічного очищення стічних вод, мембранні установки, споруди оборотного водопостачання та комплекси перероблення металургійних відходів створюють можливості для суттєвого зниження екологічного навантаження.

Перспективним напрямом є інтеграція природоохоронних споруд із цифровими системами моніторингу та автоматизованого управління. Це забезпечує постійний контроль ефективності очищення, своєчасне виявлення відхилень та підвищення надійності природоохоронного обладнання.

Особливого значення набуває перехід від локального очищення окремих потоків до комплексної системи екологічної безпеки, яка охоплює запобігання утворенню забруднювачів, їх уловлювання, очищення, повторне використання ресурсів та контроль залишкового впливу на довкілля.

Отже, модернізація природоохоронних споруд є одним із ключових напрямів підвищення екологічної та техногенної безпеки металургійних підприємств. Поєднання сучасних технологій очищення, ресурсозбереження, цифрового моніторингу та принципів циркулярної економіки створює основу для формування більш екологічно безпечного та технологічно ефективного металургійного виробництва.

Література

1. World Steel Association. Sustainability Indicators 2024. Brussels: World Steel Association, 2024.
2. International Energy Agency. Iron and Steel Technology Roadmap. Paris: IEA, 2020.
3. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища».
4. Закон України «Про управління відходами».

УДК 628.16: 620.17.3

Венгер Л. О.[1,2], канд. техн. наук, доц.;

Бєлоконь К. В.[2], канд. техн. наук, доц.;

Попович С. П.[1], здобувач третього (PhD) рівня вищої освіти;

Жаворонков М. А.[2], здобувач третього (PhD) рівня вищої освіти третього року навчання за спеціальністю Е2 «Екологія»

[1]Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів, Україна;
[2]Запорізький національний університет, м. Запоріжжя, Україна

ЦИФРОВІЗАЦІЯ ПРИРОДООХОРОННИХ СПОРУД ЯК ІНСТРУМЕНТ ПІДВИЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

Металургійні підприємства належать до найбільш екологічно навантажених промислових об’єктів, оскільки характеризуються значними викидами забруднювальних речовин в атмосферне повітря, утворенням промислових стічних вод, відходів, пилогазових потоків та значним споживанням енергетичних і водних ресурсів. Сучасним напрямом підвищення ефективності природоохоронних споруд є їх цифровізація, що передбачає використання автоматизованих систем контролю, датчиків, промислового Інтернету речей, цифрових двійників, геоінформаційних систем та технологій прогнозної аналітики. Поєднання фізичних природоохоронних споруд із цифровими системами моніторингу та управління дає змогу перейти від періодичного контролю до безперервного оцінювання їх ефективності та оперативного реагування на перевищення нормативних показників.

Металургійна промисловість є одним із ключових секторів економіки, водночас її виробничі процеси формують значне техногенне навантаження на атмосферне повітря, водні ресурси, ґрунти та прилеглі території. Основними екологічними проблемами є утворення пилу та газоподібних забруднювальних речовин, зокрема оксидів азоту, сірки та вуглецю, утворення забруднених стічних вод, шламів, шлаків і пилу газоочисних установок.

Європейський підхід до екологічної модернізації металургії ґрунтується на застосуванні найкращих доступних технологій та методів управління (НДТМ). Відповідний BREF для виробництва чавуну та сталі передбачає комплексне вирішення питань скорочення викидів, ефективного використання енергії та сировини, мінімізації відходів і вдосконалення систем екологічного менеджменту [1].

Для України питання цифровізації природоохоронної інфраструктури набуває

особливого значення у зв’язку з переходом до інтегрованого підходу до запобігання та контролю промислового забруднення. Закон України № 3855-IX передбачає впровадження інтегрованого підходу та НДТМ для забезпечення високого рівня захисту довкілля [2].

Традиційна природоохоронна система металургійного підприємства передбачає використання газоочисних установок, систем очищення стічних вод, споруд поводження з відходами, пиловловлювачів, фільтрів, скруберів, відстійників та інших технічних засобів.

Проте навіть ефективна природоохоронна споруда потребує постійного контролю її технічного стану та фактичної ефективності очищення. Саме тому цифровізація повинна розглядатися не як заміна природоохоронних споруд, а як додатковий інструмент їх інтелектуального контролю та управління**.**

Система цифрового контролю може включати датчики температури, тиску, витрати газу і води, концентрації пилу та газоподібних забруднювальних речовин, автоматичні аналізатори складу стічних вод, системи відеоконтролю та програмні комплекси оброблення даних (рис. 1).



Рисунок 1 – Структура цифровізованої системи природоохоронних споруд металургійного підприємства

Особливе значення має перехід від фіксації вже наявного забруднення до прогнозування несправностей. Наприклад, поступове збільшення перепаду тиску на рукавному фільтрі може свідчити про його забруднення або необхідність технічного обслуговування. Цифрова система здатна виявити таку тенденцію ще до істотного зниження ефективності очищення.

Сучасні вимоги до промислового екологічного контролю орієнтуються на вимірювання параметрів, необхідних для оперативного управління технологічними процесами. У BREF для виробництва чавуну та сталі зазначено доцільність використання сучасних комп'ютеризованих систем для контролю технологічних параметрів та оптимізації процесів у режимі онлайн [1].

Для металургійних підприємств доцільно застосовувати комплекс цифрових технологій (табл.1), кожна з яких виконує окрему функцію в системі екологічного контролю.

Таблиця 1 – Цифрові технології контролю природоохоронних споруд

Цифрова технологія	**Об'єкт контролю**	**Основна функція**	**Екологічний ефект**
IoT-датчики	Викиди, стічні води, обладнання	Безперервний збір даних	Раннє виявлення перевищень
SCADA-система	Газоочисні та водоочисні споруди	Оперативний контроль	Підвищення стабільності очищення
Автоматичні газоаналізатори	Димові гази	Визначення концентрацій забруднювачів	Контроль викидів у реальному часі
Цифровий двійник	Технологічні та очисні процеси	Моделювання роботи споруди	Прогнозування відмов
GIS	Територія підприємства	Просторовий аналіз	Виявлення зон екологічного ризику
Штучний інтелект	Масиви екологічних даних	Виявлення закономірностей	Прогнозування забруднення
Хмарні технології	Екологічна інформація	Зберігання та обмін даними	Централізований контроль
Автоматизовані системи оповіщення	Аварійні ситуації	Формування попереджень	Скорочення часу реагування

Важливою складовою цифровізації є створення єдиного інформаційного середовища, у якому дані від різних природоохоронних споруд об'єднуються в одну систему. Це дозволяє оцінювати не лише окремий фільтр або очисну споруду, а екологічну ефективність підприємства в цілому.

Сучасні дослідження цифрової трансформації промислових секторів також

наголошують на необхідності інтеграції моніторингових даних, енергетичних показників і цифрових технологій для підвищення ресурсоефективності та екологічних характеристик виробництва [3].

Однією з основних переваг цифровізації є можливість автоматичного розрахунку ефективності роботи природоохоронного обладнання.

Для газоочисної установки ефективність очищення може визначатися за формулою:

$$\eta = \frac{C_{\text{вх}} - C_{\text{іих}}}{C_{\text{вх}}} 100\%$$

де: η – ефективність очищення, %;$C_{вх}$ – концентрація забруднювальної речовини до очищення, мг/м³;$C_{вих}$ – концентрація забруднювальної речовини після очищення, мг/м³.

Якщо система автоматично отримує значення ($C_{вх}$) та ($C_{вих}$), ефективність роботи споруди може розраховуватися без участі оператора. При зниженні ефективності нижче встановленого рівня формується автоматичне попередження.

Аналогічний принцип може використовуватися для очисних споруд стічних вод. Цифровий моніторинг може охоплювати температуру, pH, електропровідність, завислі речовини, хімічне та біохімічне споживання кисню, концентрації нафтопродуктів і металів. Порівняльна характеристика традиційного та цифрового екологічного моніторингу наведена в таблиці 2.

Таблиця 2 – Порівняння традиційного та цифрового екологічного контролю

Показник	**Традиційний підхід**	**Цифровізований підхід**
Періодичність контролю	Періодична	Безперервна або близька до реального часу
Оброблення даних	Переважно вручну	Автоматизоване
Виявлення аварій	Після виникнення проблеми	Попередження про тенденцію до відмови
Контроль ефективності	Розрахунок за результатами вимірювань	Автоматичний розрахунок
Зберігання інформації	Журнали, локальні бази	Єдина цифрова база
Просторовий аналіз	Обмежений	GIS-моніторинг
Прогнозування	Практично відсутнє	Аналітичні та AI-моделі
Реагування	Оперативне після виявлення	Автоматичне попередження та сценарії реагування

Таким чином, цифровізація змінює сам принцип функціонування природоохоронної інфраструктури: від «очищення та періодичної перевірки» до «очищення – безперервного моніторингу – прогнозування – автоматичного коригування».

Впровадження цифрових технологій дозволяє підвищити не лише екологічну, а й економічну ефективність природоохоронних споруд. Постійний контроль параметрів обладнання сприяє оптимізації витрат води, енергії, реагентів і стисненого повітря, а прогнозування технічних несправностей дозволяє зменшити кількість аварійних зупинок.

Для металургійного підприємства можна виділити такі основні результати:

- зменшення ризику наднормативних викидів;
- підвищення стабільності роботи газоочисних установок;
- скорочення споживання води та реагентів;
- оптимізація енергоспоживання;
- зменшення аварійності природоохоронного обладнання;
- підвищення оперативності екологічного контролю;
- формування цифрового архіву екологічних даних;
- підвищення прозорості екологічної інформації;
- забезпечення інформаційної основи для впровадження НДТМ.

Особливо перспективним є поєднання цифрового моніторингу з GIS. У такому випадку дані про викиди, якість атмосферного повітря, стан водних ресурсів та розміщення джерел забруднення можуть бути представлені на цифровій карті підприємства та прилеглої території.

Цифровізація природоохоронних споруд є перспективним напрямом підвищення екологічної безпеки металургійних підприємств. Її основною перевагою є перехід від періодичного контролю результатів очищення до безперервного моніторингу, автоматичного аналізу та прогнозування стану природоохоронного обладнання.

Найбільш ефективним є комплексне поєднання природоохоронних споруд із системами IoT, SCADA, автоматизованими газоаналізаторами, цифровими двійниками, GIS та технологіями інтелектуального аналізу даних. Такий підхід забезпечує своєчасне виявлення відхилень, оптимізацію режимів роботи обладнання та зниження ризику аварійних викидів.

Для українських металургійних підприємств цифровізація природоохоронної

інфраструктури має особливе значення в умовах переходу до інтегрованого екологічного дозволу та впровадження НДТМ. Вона може стати одним із практичних інструментів адаптації промисловості до сучасних європейських вимог екологічної безпеки та підвищення ресурсоефективності.

Література

1. Best available techniques (BAT) reference document for iron and steel production. European Commission, Joint Research Centre. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2013. DOI: 10.2791/97469.

2 Про інтегроване запобігання та контроль промислового забруднення : Закон України від 16.07.2024 № 3855-IX. База даних «Законодавство України».

3 Zaman Q. U., Zhao Y., Zaman S., Batool K., Nasir R. Reviewing energy efficiency and environmental consciousness in the minerals industry amidst digital transition: a comprehensive review. Resources Policy. 2024. Vol. 91. Article 104851. DOI: 10.1016/j.resourpol.2024.104851.

4 Деякі питання реалізації статті 13 Закону України «Про інтегроване запобігання та контроль промислового забруднення» : постанова Кабінету Міністрів України від 05.02.2026 № 128. База даних «Законодавство України».

5 Aries E., Retsoulis I., Gonzalez Cuenca J. et al. INCITE frontloading report for the Best Available Technique Reference document for iron and steel production. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2026. DOI: 10.2760/0251420.

6 Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council of 24 November 2010 on industrial emissions (integrated pollution prevention and control). Official Journal of the European Union.

УДК 502.51:504.064.2:004.94

Волошин В. С., д-р. техн. наук, проф.;

Азархов О. Ю., д-р. мед. наук, проф.

Приазовський державний технічний університет, м. Дніпро, Україна

ЦИФРОВА МОДЕЛЬ МЕЖОВОЇ ВЗАЄМОДІЇ В СИСТЕМІ «БІОСФЕРА-НООСФЕРА» ДЛЯ ПІДТРИМКИ ПРИЙНЯТТЯ РІШЕНЬ У БІОМЕДИЧНІЙ ІНЖЕНЕРІЇ

Поява штучних джерел енергії, непорівняних з енергією будь-яких біологічних істот, створення штучних технологій і машин, енергетично і функціонально змінила все що створила Природа. Проникнення до мінерально-енергетичних ресурсів планети і наступна за цим науково-технічна революція, створили основу для появи феномена Вернадського – поняття ноосфери. Ми визнаємо час існування біосфери у 3,8 млрд років, а існування ноосфери – 200 тис. років (але за версією В.І. Вернадського – 100 років). Її подальший розвиток був пов’язаний із появою глобального інформаційного простору, технологій цифровізації навколишнього світу, теорії та технологій втручання в ДНК, первинним штучним інтелектом, автоматизованим управлінням суттєво змінили саму парадигму ноосфери, сформувавши новий інформаційний простір, що функціонує паралельно з природними інформаційними потоками біосфери, створивши важелі для відмінного від поступово еволюційного шляху розвитку екосистеми «біосфера-ноосфера». Існуючі математичні моделі взаємодії людини та біосфери, що достатньо повно описують матеріально-енергетичні процеси, майже не враховують інформаційні механізми організації та керування такими екосистемами. Це створює об'єктивну необхідність розроблення інформаційно-термодинамічної теорії біосфери, формулювання принципу інформаційної достатності функціонування екосистем, побудови математичного апарату їх інформаційно-енергетичної взаємодії та в кінцевому рахунку, створення нової міждисциплінарної галузі — глобальної інформаційної екології.

Методика дослідження. Основні положення та умовні допущення, що лягли в методологію дослідження екосистеми на базі взаємодіючих – біосфери та ноосфери включають таку логічну лінію від початкового опису системи до кінцевого результату.

1. Стан Землі задається простором параметрів, які містять матеріальну, енергетичну та інформаційні компоненти сукупної системи.

2. У біосферному режимі стан системи визначається матерією (M), енергією

(E), та природною інформацією (I_B), що притаманна до біологічного світу.

3. У ноосферному режимі до простору станів додається незалежна координата антропогенної інформації (I_A), що пов'язана зі змістовною діяльністю людини на протязі її існування, як мислячої когнітивної істоти.

4. Еволюція Землі описується системою диференціальних рівнянь, що визначає зміну всіх координат простору станів біосистеми у часі $[M(t), E(t), I_B(t)]$.

5. Матеріальна компонента (M_B) суцільної біосистеми змінюється внаслідок фізичних, хімічних, біологічних та антропогенних процесів.

6. Енергетична компонента (E_B) визначається балансом між зовнішнім надходженням енергії та її дисипацією.

7. Природна інформація (I_B) формується процесами еволюції, самоорганізації та біогеохімічних циклів.

8. Антропогенна інформація (I_A) генерується сукупною діяльністю людської цивілізації, наукою, технологіями та системами управління.

9. Повна інформація системи (I) є сумою природної та антропогенної інформації.

10. Інтегральна інформація характеризує загальний рівень інформаційної організації всієї системи Землі, включаючи стан інформації про неорганічний та органічний світи.

11. Нормована інформація (i) визначає ступінь наближення системи до максимально можливої інформаційної організації за наявного енергетичного режиму.

12. Інформаційна ентропія (S_I) кількісно характеризує ступінь невпорядкованості інформаційної структури сукупної системи.

13. Термодинамічна ентропія $(S_т)$ описує швидкість необоротного розсіювання енергії, що пов'язана зі активністю біологічних систем всіх видів.

14. Швидкість інформаційної самоорганізації (P_I) характеризує інтенсивність формування впорядкованих структур сукупних біологічних систем.

15. Конкуренція між дисипацією та самоорганізацією визначає поточний напрям еволюції системи.

16. Критерій структуризації (χ) кількісно порівнює швидкість інформаційної самоорганізації зі швидкістю енергетичного розсіювання. Досягнення критичного значення цього критерію означає наближення системи до точки біфуркації.

17. При значеннях критерію нижче критичного домінує природна еволюція біосфери.

18. У критичній точці система стає нестійкою і може перейти до нового режиму

еволюційного розвитку.

19. Після перевищення критичного значення визначальним фактором еволюції стає антропогенна інформаційна організація, що відповідає ноосферному режиму.

20. Термодинамічний потенціал системи характеризує її енергетичний стан під час еволюції.

21. Ноосфера залишається стійкою лише тоді, коли приріст інформаційної організації компенсує ентропійні втрати екосистеми.

22. Стаціонарний стан досягається, коли всі координати простору станів перестають змінюватися з часом. Стійкість цього стану підтверджується тим, що після малих збурень система повертається до нього.

Таким чином, методологія має приводити до припущення, що ноосфера є новим стійким термодинамічним станом Землі — атрактором її глобальної еволюції, який виникає після проходження критичного фазового переходу. А кінцевим результатом математичної моделі, що відображає нові відношення у системі «біосфера-ноосфера» може стати не просто критерій переходу, а доведення існування стійкого ноосферного стану як нового атрактора динамічної системи Землі. Математична модель повинна послідовно приводити до єдиного фінального твердження, яке обумовлює сучасний стан системи:

$$\lim_{t\to\infty} X(t) = N^*$$

де $N^* = (M^*, E^*, I_B^*, I_A^*)$ показує на стійкий термодинамічний стан Землі (ноосфера).

Нас буде цікавити інформаційна складова на межі взаємодії двох складових системи на межі їх існування і на протязі періоду часу, який обіймає як доноосферний, так і ноосферний часи, включаючи подальшу часову перспективу.

Безумовним механізмом таких трансформація є фазовий перехід від біосфери до ноосфери, під час якого змінюється не склад системи, а механізм її самоорганізації. Керівним параметром переходу приймемо умовний критерій структуризації $\chi = \frac{\alpha P_I}{P_E}$, де P_I – швидкість генерації інфоромаційної впорядкованості, P_E – швидкість енергетичного розсіювання, α – коефіцієнт ефективності перетворення енергії в інформаційну організацію

Перехід має визначатися критичною точкою: $\chi = \chi_c \approx 1$, тобто потужність процесів інформаційної самоорганізації повинна компенсувати потужність енергетичної дисипації. У такому вигляді критичний параметр не вводиться емпірично, а логічно випливає з побудованої моделі, що значно посилює її математичну

завершеність.

При $\chi < \chi_c$ домінує енергетичне розсіювання, а інформаційна організація формується переважно природними процесами. Цей режим відповідає біосфері.

При $\chi = \chi_c$ система досягає критичного стану, в якому швидкість формування інформаційної організації стає рівною швидкості енергетичного розсіювання. Це є точкою біфуркації, де можливі два альтернативні сценарії подальшої еволюції: деградація структури або перехід до нового режиму самоорганізації.

При $\chi = \chi_c$ інформаційні процеси починають визначати характер матеріальних та енергетичних потоків. Система переходить у стан ноосфери — режим, у якому накопичення знань, технологій і керування стають визначальними чинниками її подальшої еволюції.

Як припущення, поведінку сукупних біологічних систем будемо оцінювати тільки по їх зовнішнім виглядам суперколективних взаємодій, опускаючи безліч взаємовідношень між індивідами на користь перших.

Вказані залежності лежать в основі математичної моделі у фізичному сенсі взаємодій між умовної біосферою і умовної ноосферою і викладені на рис. 1 у вигляді відповідного алгоритму. Саме ця послідовність формул та співвідношень утворює завершений алгоритм математичної моделі: від визначення простору станів і рівнянь еволюції через критерій фазового переходу та умову стабілізації до фінального результату — існування ноосферного термодинамічного стану Землі як асимптотично стійкого атрактора динамічної системи.

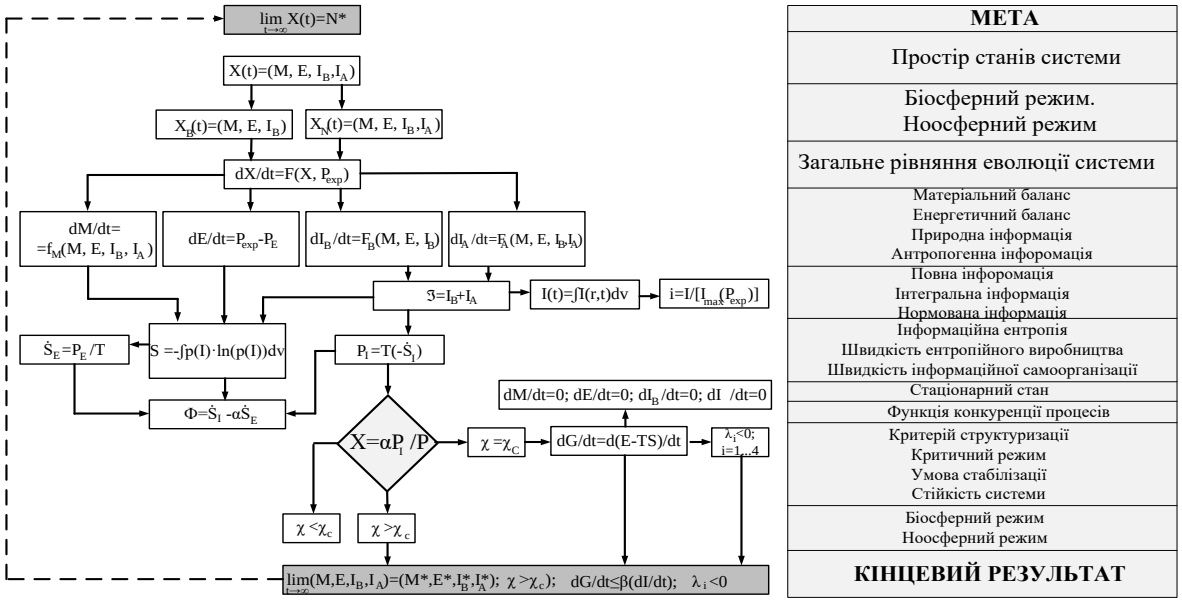


Рисунок 1 – Алгоритм моделі межових взаємодій в системі «біосфера-ноосфера»

Для математичної моделі, як стандартний підхід у теорії динамічних систем, приймаємо т — безрозмірний внутрішній (не астрономічний) час еволюції системи, який параметризує траєкторію переходу від біосферного до ноосферного режиму і він не є геологічним часом. Така модель описує перехід між режимами, а не реконструює повну геологічну історію Землі. Тому, часовий масштаб обираємо $1\tau = 10^6$ років. Інтервал розрахунку: $0 \leq 1 \cdot \tau \leq 10$, тобто умовно 0−10 млн років

Початково задані та експериментально визначені вхідні параметри для моделі представлені в таблиці 1

Таблиця 1 – Параметри моделі, що викладені для роботи алгоритму (див. рис. 1) в послідовності використання.

Назва параметру та джерело доступу	Позначення параметру	Одиниця виміру	Чисельні значення для аналізу
Загальна маса біосфери Землі (жива біомаса)	M_0	кг	$5{,}5 \cdot 10^{14}$ кг С(≈ 550 Гт С); еквівалент повної сирої біомаси $\approx 1{,}1 \cdot 10^{15}$ кг
Внутрішня теплова енергія клі-матичної системи Землі (анома-лія відносно доіндустр. рівня)	E_0	Дж	$(6{,}0 - 7{,}5) \cdot 10^{23}$
Потужність сонячного випромінювання, що перехоплюється Землею	P_{ext}	Вт	$1{,}74 \cdot 10^{17}$
Потужність енергетичної дисипації (вихідне теплове випромінювання Землі)	P_E	Вт	$(1{,}20 - 1{,}22) \cdot 10^{17}$
Середня ефективна термоди-намічна температура Землі	T	K	255 (ефективна); 288 (середня поверхнева)
Просторова густина інформаційної організації	$I(r,t)$	$\text{біт} \cdot \text{м}^{-3}$	$10^6 - 10^{12}$ (експертний діапазон для масштабів біосфери)
Накопичена антропогенна інформація цивілізації	I_{A0}	Біт	$10^{22} - 10^{24}$
Інтегральна природна інформація біосфери	I_{B0}	Біт	$10^{24} - 10^{26}$
Швидкість генерації природної інформації	F_N	$\text{біт} \cdot \text{с}^{-1}$	$10^{13} - 10^{15}$
Швидкість генерації антропогенної інформації	F_A	$\text{біт} \cdot \text{с}^{-1}$	$10^{14} - 10^{16}$
Коефіцієнт ефективності перетворення енергії в інформаційну організацію	α	безрозмірний	0.5–1.5 (рекомендовано 1.0)
Коефіцієнт структурної	β	$\text{біт} \cdot \text{Дж}^{-1}$	$10^8 - 10^{10}$

компенсації ентропійного росту			
Критичне значення параметра структуризації	χ_c	безрозмірний	1.0 (допустимий діапазон 0.95–1.05)

Експертно та експериментально обрані коефіцієнти для розрахунків

Назва параметру	Означення	Одиниці виміру	Кіль-кість	Назва параметру	Означення	Одиниці виміру	Кіль-кість
швидкість біологічного відновлення	r_M	$с^{-1}$	$1 \cdot 10^{-10}$	природна самоорганізація	r_B	$с^{-1}$	$5 \cdot 10^{-11}$
межа матеріальної ємності	K_M	кг	$2 \cdot 10^{15}$	інформаційна ємність біосфери	K_B	Біт	$5 \cdot 10^{26}$
природні втрати	μ_M	$с^{-1}$	$3 \cdot 10^{-11}$	антропогенний тиск	δ	1(біт· с)	$2 \cdot 10^{-27}$
підтримка природною інформацією	γ_B	кг/(біт· с)	$1 \cdot 10^{-10}$	швидкість росту цивілізаційної інформації	r_A	$с^{-1}$	$2 \cdot 10^{-9}$
антропоген-ний вплив	γ_A	кг/(біт· с)	$2{,}5 \cdot 10^{-10}$	межа інформа-ційного простору	K_A	біт	$1 \cdot 10^{27}$
енергетична втрата	η	$с^{-1}$	$1 \cdot 10^{-12}$	перетворення природної інформації	k	$с^{-1}$	$1 \cdot 10^{-11}$
інформаційно-енергетичний зв'язок	ε	Дж/(біт· с)	$5 \cdot 10^{-7}$				

Результати дослідження.

Загальна інформаційна траєкторія екосистеми «біосфера-ноосфера» на межі їх взаємодіїі з періодом часу $\tau = \pm 5$ млн років, згідно обраній моделі, що має досліджуватися в роботі, представлена у таблиці 2.

Нормована інформація визначається як $i = \frac{I_B + I_A}{I_{max}}$. Прийнято: $I_{max} = 10^{27}$ біт

Важливим показником переходу між природною та антропогенною інформаціями є показник $R_A = I_A / I_B$

За результатами інтегрування аналіз отриманих траєкторій (рис. 2, а) показує на матеріальну компоненту $M(t)$, яка зростає від $1{,}1 \cdot 10^{15}$ до $1{,}98 \cdot 10^{15}$ кг і наближається до насичення. Причина у логістичній складовій $M(1 - \frac{M}{K_M})$, яка починає компенсувати приріст. А енергетична компонента $E(t)$, яка теж має тенденцію до зростання від $6{,}5 \cdot 10^{23}$ до $6{,}92 \cdot 10^{23}$ Дж після т≈+3, здатна переходити у стан

насичення ($\frac{dE}{dt} \to 0$) тобто формується енергетична рівновага.

Таблиця 2 – Загальна траєкторія екосистеми «біосфера-ноосфера» на межі взаємодії.

$\boldsymbol{\tau}$, млн років	$\boldsymbol{M}$, кг	$\boldsymbol{E}$, Дж	$\boldsymbol{I_B}$, біт	$\boldsymbol{I_A}$, біт	$\boldsymbol{i}$
-5	$1{,}1 \cdot 10^{15}$	$6{,}5 \cdot 10^{23}$	$1{,}0 \cdot 10^{25}$	$1{,}0 \cdot 10^{23}$	0.010
-4	$1{,}18 \cdot 10^{15}$	$6{,}58 \cdot 10^{23}$	$1{,}07 \cdot 10^{25}$	$1{,}35 \cdot 10^{23}$	0.011
-3	$1{,}29 \cdot 10^{15}$	$6{,}66 \cdot 10^{23}$	$1{,}15 \cdot 10^{25}$	$1{,}90 \cdot 10^{23}$	0.012
-2	$1{,}41 \cdot 10^{15}$	$6{,}74 \cdot 10^{23}$	$1{,}25 \cdot 10^{25}$	$2{,}85 \cdot 10^{23}$	0.013
-1	$1{,}55 \cdot 10^{15}$	$6{,}81 \cdot 10^{23}$	$1{,}37 \cdot 10^{25}$	$4{,}55 \cdot 10^{23}$	0.014
0	$1{,}67 \cdot 10^{15}$	$6{,}86 \cdot 10^{23}$	$1{,}51 \cdot 10^{25}$	$7{,}60 \cdot 10^{23}$	0.016
1	$1{,}78 \cdot 10^{15}$	$6{,}89 \cdot 10^{23}$	$1{,}67 \cdot 10^{25}$	$1{,}20 \cdot 10^{23}$	0.018
2	$1{,}86 \cdot 10^{15}$	$6{,}91 \cdot 10^{23}$	$1{,}83 \cdot 10^{25}$	$1{,}85 \cdot 10^{23}$	0.020
3	$1{,}92 \cdot 10^{15}$	$6{,}92 \cdot 10^{23}$	$1{,}96 \cdot 10^{25}$	$2{,}06 \cdot 10^{23}$	0.022
4	$1{,}96 \cdot. 10^{15}$	$6{,}92 \cdot 10^{23}$	$2{,}05 \cdot 10^{25}$	$3{,}25 \cdot 10^{23}$	0.024
5	$1{,}98 \cdot 10^{15}$	$6{,}92 \cdot 10^{23}$	$2{,}10 \cdot 10^{25}$	$3{,}80 \cdot 10^{23}$	0.025

Природна інформація (рис. 2, б) I_B на цьому часовому відрізку зростає від $1{,}0 \cdot 10^{15}$ до $2{,}1 \cdot 10^{15}$ біт, але швидкість росту зменшується у відповідності з переходом до насиченої біосферної організації. І на противагу їй, антропогенна інформація I_A зростає майже на 3700% за модельний період, створюючи дійсно новий канал, який здатний впливати на еволюцію.

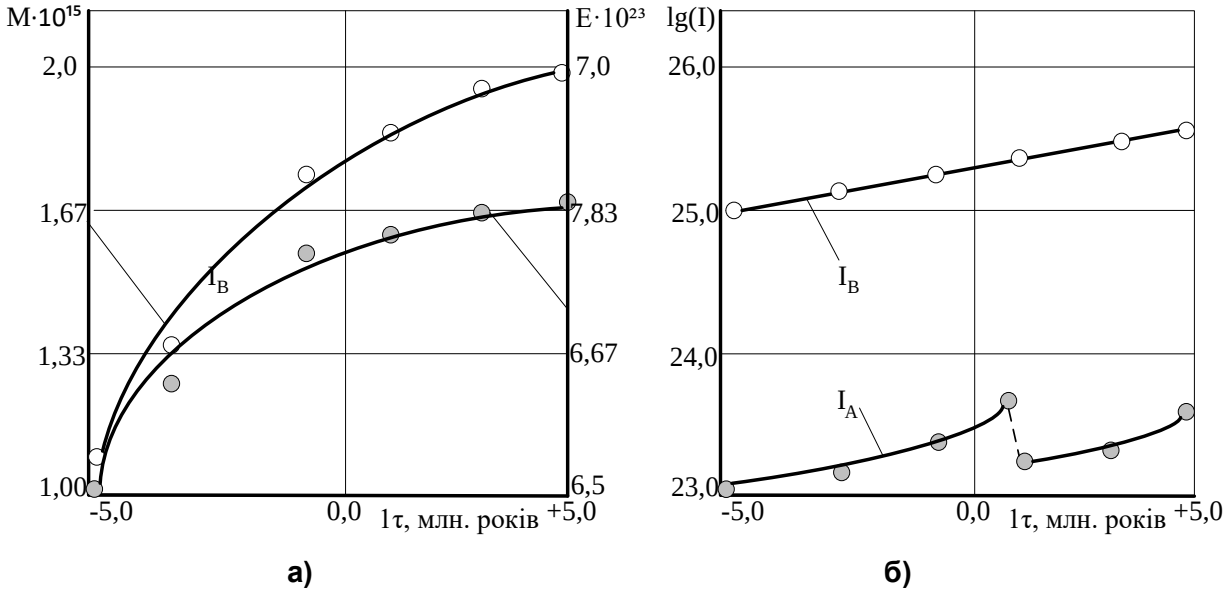


Рисунок 2 – Траєкторія матеріально-енергетичного стану системи (а) та зміна домінуючої інформаційної компоненти (б) в динамічному часі

Таким чином, чисельне інтегрування заданої системи показує, що усі чотири координати залишаються обмеженими і система не переходить до розпаду. Отримана траєкторія має ознаки наближення до стаціонарного стану $X(t) \to N^*$, що заданий, але припущення про атрактор потребує доказу.

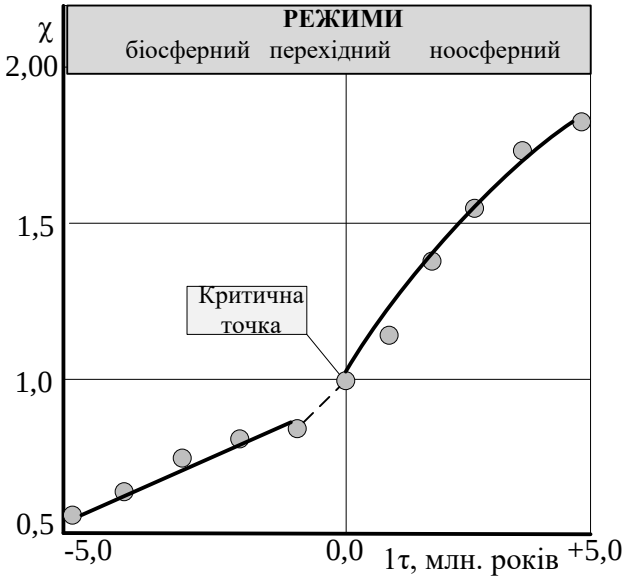


Рисунок 3 – Динаміка критерію структуризації на межі перехідного періоду

Аналіз інформаційної ентропійної потужності здійснюємо за умови $P_I = T(-\dot{S}_I)$, а зростання інформаційної організації за рахунок антропогенної інформації $\dot{I} = \frac{d(\boldsymbol{I_B}+\boldsymbol{I_A})}{dt}$. Для чисельної оцінки прийнято зв'язок: $P_I = k_I T \dot{I}$, де $k_I = 10^{-7}$ — коефіцієнт приведення інформаційного потоку до енергетичного еквівалента.

Умовою переходу від стану біосфери до стійкого ноосферного стану ми обрали $\chi = \chi_c = 1$. У моделі обрано умовний період у 5 млн років докритичного режиму і прогнозованих 5 млн років після критичного режиму (рис. 3).

У біосферному режимі за аналітичний період 0,0÷ (−5,0) млн попередніх років (χ<1) існували процеси природної самоорганізації, на підставі природних джерел інформації ($I_B \gg I_A$) з перевагою у енергетичній дисипації.

Перехідний або критичний режим, коли χ≈1 у аналітичному часі т≈0 виконується $P_I = 1{,}22 \cdot 10^{17} \approx P_E = 1{,}21 \cdot 10^{17}$ Вт. Система поступово переходить у область нестійкості.

Перехід до ноосферного режиму, коли χ>1 у аналітичний період після т>0 виконується $P_I > P_E$, вже на підставі антропологічних джерел інформації так, що $I_B \sim I_A$, а частка I_A зростає у 0,133/0,033=4 рази. Швидкість формування інформаційної організації перевищує швидкість енергетичної дисипації. Перехід характеризується не збільшенням лише природної інформації, а зміною структури простору координатних станів $(M, E, I_B) \rightarrow (M, E, I_B, I_A)$. У межах цієї моделі виникає новий режим динаміки, в якому антропологічна інформація I_A стає додатковою керуючою координатою.

Для підтвердження існування асимптотично стійкого стану системи на межі існування необхідно показати, що існує точка $N^* = (M^*, E^*, I_B^*, I_A^*)$ для якої послідовно $\frac{dM}{dt} = 0, \frac{dE}{dt} = 0, \frac{dI_B}{dt} = 0, \frac{dI_A}{dt} = 0$, та після малих збурень система повертається до цього стану.

Чисельно знайдений стаціонарний стан при t→∞ дає наступні координати атрактора (табл. 3)

Таблиця 3 – Параметри умовно стаціонарного режиму системи «біосфера-ноосфера» на межі перетину.

Координатний параметр	**Початковий Стан**	**Стаціонарний стан, N^***	**Відносна Зміна**
M	$1{,}1 \cdot 10^{15}$	$2{,}02 \cdot 10^{15}$	+84%
E	$6{,}5 \cdot 10^{23}$	$6{,}93 \cdot 10^{23}$	+6,6%
I_B	$1{,}0 \cdot 10^{25}$	$2{,}12 \cdot 10^{25}$	+112%
I_A	$1{,}0 \cdot 10^{23}$	$4{,}05 \cdot 10^{23}$	+3950%

Отже, можливий атрактор має координати $N^* = (2{,}02 \cdot 10^{15};\ 6{,}93 \cdot 10^{23};\ 2{,}12 \cdot 10^{25};\ 4{,}05 \cdot 10^{23})$. Стаціонарність такого атрактора перевіряється швидкістю зміни координат сукупної системи у точці перетину N^* (табл. 4)

Таблиця 4 – Швидкості зміни координат у околицях точки N^* (Отримано: $\frac{dX}{dt} \to 0$)

Похідна	Значення похідної	Координата	Відносна швидкість зміни
dM/dt	$2{,}1 \cdot 10^{-5}$ кг/с	M	$1{,}0 \cdot 10^{-20}$
dE/dt	$3{,}4 \cdot 10^{4}$ Дж/с	E	$4{,}9 \cdot 10^{-20}$
dI_B/dt	$1{,}2 \cdot 10^{11}$ біт/с	I_B	$5{,}7 \cdot 10^{-15}$
dI_A/dt	$0{,}9 \cdot 10^{10}$ біт/с	I_A	$2{,}2 \cdot 10^{-15}$

Перевірка умови стійкості зводиться до виконання $\lambda_i < 0$, що має бути дійсним для всіх i (рис. 4)

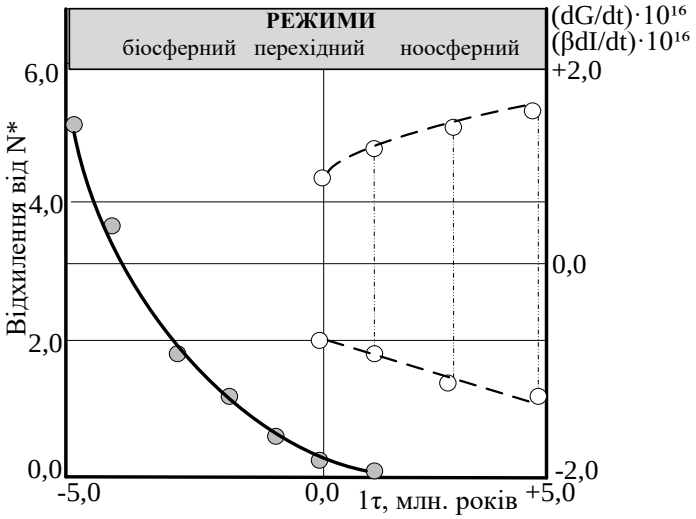


Рисунок 4 – Відхилення системи від умовного збурення при впливі антропогенної інформації I_A

За умовою зведеного умовного збурення у 5%, тобто $I_A \to 1{,}05 I_A$ відхилення від збурення за весь час τ (див. рис. 4) показав, що система повертається до N^*

Перевірка термодинамічної умови стабілізації системи за умовним значенням $\beta = 10^9$ біт/Дж (тут стандартно *G=E−TS*) показує, що для всіх параметрів виконується $\frac{dG}{dt} \ll \beta \frac{dI}{dt}$ (див. рис. 4)

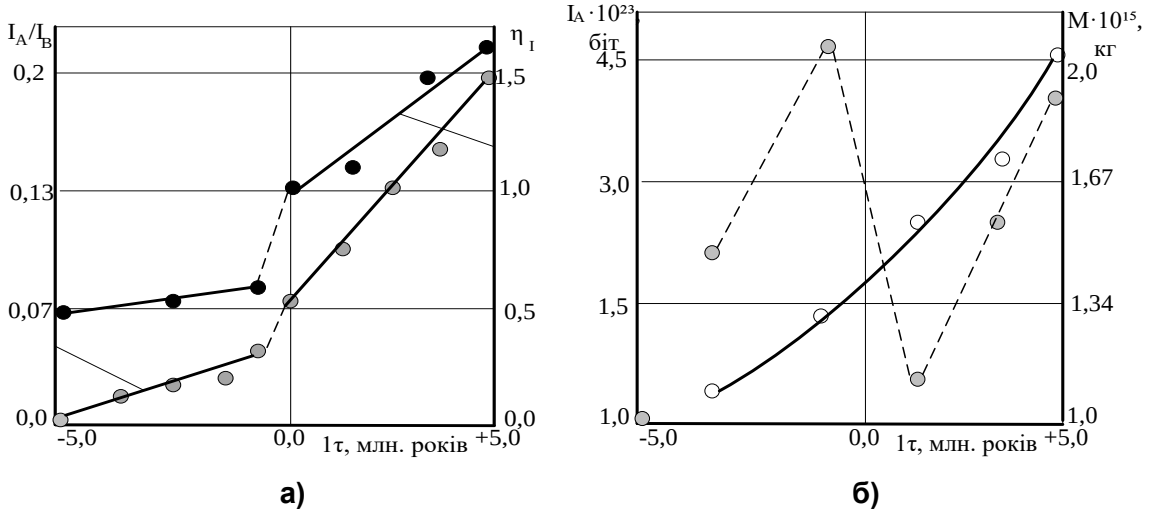
Таким чином, для прийнятої системи рівнянь отримано:

$$\lim_{t \to \infty} (M, E, I_B, I_A) = (M^*, E^*, I_B^*, I_A^*)$$

де: $N^* = (2{,}02 \cdot 10^{15};\ 2{,}02 \cdot 10^{15};\ 6{,}93 \cdot 10^{23};\ 2{,}12 \cdot 10^{25};\ 4{,}05 \cdot 10^{23})$ за виконанням умов: $\chi > \chi_c$; $\frac{dG}{dt} \le \beta \frac{dI}{dt}$; $\lambda_i < 0$, чим показано існування стаціонарного стану N^*, з локальною асимптотичною стійкістю системи, яка надає можливості до повернення системи після малих збурень і домінування інформаційної самоорганізації після проходження критичного значення χ_c. Отже, у межах прийнятої моделі підтверджується прогноз, що ноосферний режим є асимптотично стійким атрактором

системи «біосфера-ноосфера».

Для оцінки динаміки співвідношення природної та антропогенної інформації введемо $R_A = I_A / I_B$. Цей параметр показує, яку частку інформаційної організації системи становить антропогенна компонента (рис. 5). За модельним розрахунком R_A збільшується у 19,1 рази.



а) **б)**

Рисунок 5 – Динаміка співвідношення природної та антропогенної інформації (а), яка обумовлена інформаційно-енергетичною трансформацією, і пов'язані з нею взаємовідношення I_A та М (б) на межі системи «біосфера-ноосфера» в умовах антропогенної інформаційної інтервенції.

Для аналізу впливу глобального інформаційного простору на енергетичну ефективність, як рівноправну координату системи, введемо коефіцієнт $\eta_I = P_I / P_E$, який показує, яка частина енергетичного потоку бере участь у створенні інформаційної структури (рис. 5, а). Після $\eta_I > 1$ інформаційна організація системи стає домінуючим процесом. Це збігається з умовою χ>1.

Це пов'язано із впливом I_A на матеріальну компоненту що пов'язане з рівнянням $\frac{dM}{dt} = \cdots - \gamma_A I_A$, згідно якому збільшення I_A, змінює матеріальний баланс (рис. 5, б).

Біфуркаційний аналіз наведемо у відповідності до керуючого параметру χ. Зміна режиму в межах $\chi < 1$ це область природної еволюції. Стан, коли $\chi = 1$ відповідає критичній точці. А стан із χ>1 відповідає рівню інформаційно керованої самоорганізації (табл. 5).

Далі йде, що I_A не просто збільшує загальну кількість інформації. У моделі створюється новий динамічний канал: $(M, E, I_B) \rightarrow (M, E, I_B, I_A)$. При χ<1 зміни системи визначаються природною інформацією I_B, при χ>1 виникає інший режим: $\frac{dI_A}{dt} > \frac{dI_B}{dt}$ і антропогенна інформація стає фактором зміни системної поведінки.

Таблиця 5 – Стан біфуркаційних змін на межі системи «біосфера-ноосфера» в умовах антропогенної інформаційної інтервенції.

Параметр χ	Стан системи «біосфера-ноосфера»	Домінуюча координата	Фазові значення
0,5	Біосфера	I_B	0,01
0,8	Предкритичний стан	I_B	0,031
1,0	Біфуркація	$I_B + I_A$	0,051
1,2	Ноосферний керуючий режим	I_A	0,072
1,7	Стійкий ноосферний стан	I_A	0,191

Отриманий фінальний стаціонарний стан, як

$$\lim_{t\to\infty} X(t) = N^* = (M^*, E^*, I_B^*, I_A^*)$$

з координатами ноосферного атрактора $N^* = (2{,}02 \cdot 10^{15};\ 6{,}93 \cdot 10^{23};\ 2{,}12 \cdot 10^{25};\ 4{,}05 \cdot 10^{23})$ повинен відповідати трьом умовам існування ноосферного режиму, а саме.

−критерій структуризації у вигляді $\chi = \frac{\alpha P_I}{P_E}$. Для нього фінальний результат: $P_I = 2{,}05 \cdot 10^{17}$ Вт; $P_{\mathrm{E}} = 1{,}21 \cdot 10^{17}$ Вт; $\alpha = 1{,}0$; $\chi = 1{,}69$; $\chi_{\mathrm{c}} = 1{,}0$ Перевірка: $\boldsymbol{\chi > \chi_{\mathrm{c}}}$, тобто: 1.69>1,0 виконується. Система знаходиться не у біосферному режимі (χ<1), а у режимі $\boldsymbol{\chi > \chi_{\mathrm{c}}}$, що відповідає інформаційно керованій самоорганізації.

— умови термодинамічної стабілізації, яка означена в моделі, як $\frac{dG}{dt} \le \beta \frac{dI}{dt}$ де: *G=E−TS* теж виконано (див. рис. 4). Це показує, що приріст інформаційної організації компенсує ентропійне розсіювання у біологічній системі ΔI>ΔS у межах прийнятого інформаційно-термодинамічного опису.

— динамічна стійкість визначається матрицею Якобі із похибкою $\lambda_1, \lambda_2, \lambda_3, \lambda_4 < 0$

Таким чином, глобальний інформаційний простір у моделі діє як підсилювач самоорганізації, як специфічний канал перерозподілу енергії і фактор зміни матеріальних потоків. Це дало можливість розглядати ноосферу не лише як кількісне накопичення інформації, а як якісно новий режим організації глобальної динамічної системи. А чисельний аналіз прийнятої моделі показав можливість формування стабільного ноосферного стану як нового режиму динамічної рівноваги Землі. Отримані результати підтверджують, що для прийнятої моделі ноосферний стан може розглядатися як асимптотично стійкий атрактор глобальної еволюції екосистеми планети.

УДК 628.4:504.062:536.75

Волошин В. С., д-р. техн. наук, проф.;

Бурко В. А., канд. техн. наук, доц.

Приазовський державний технічний університет, м. Дніпро, Україна

ІНФОРМАЦІЙНО-ТЕРМОДИНАМІЧНІ ЗАКОНОМІРНОСТІ УТВОРЕННЯ ТА МІНІМІЗАЦІЇ ПРОМИСЛОВИХ ВІДХОДІВ У ТЕХНОЛОГІЧНИХ ПРОЦЕСАХ

У будь-якому технологічному процесі існують як товарна продукція, так і неминучій відхід. Ці дві взаємопов'язані складові співвідносяться один до одного згідно принципу термодинамічної двоєдиності [1]. Цей принцип у технологічних процесах існує не тільки як об'єктивний механізм утворення відходів, але й позиціонується, як метод мінімізації промислових відходів у джерелі їх виникнення – самому технологічному процесі. Особливості таких взаємодій всередині технологічного процесу впливають на розподіли його матеріальних ресурсів, впливи якості енергії на кінцеві процеси утворення товарної продукції та відходів, у залежності від специфіки самого технологічного процесу, та його енергетичної змісту [2]. Найчастіше виникнення відходів пояснюється переважно через необоротність термодинамічних процесів, втрати ексергії та деградацію якості енергії, виключаючи саме інформаційну причину явища. Інформація використовується лише опосередковано (через оптимізацію або керування), але не вводиться як фундаментальна змінна термодинамічної моделі, що визначає розподіл сировини між продукцією та відходами, і суттєво впливає окремо на результати щодо отримання запрограмованої готової продукції і на відходи, як неминучу сторону цієї системи.

Беручи до уваги різноманіття технологічних процесів, приймемо поняття Узагальненого Технологічного Процесу (УТП), спрямованого на одержання продукції та утворення відходів, у вигляді об'єкта управління типу «чорна скринька» (рис. 1). На вході такої моделі знаходяться матеріальні потоки сировини (M_{in}), енергії (E_{in}), та інформації (I_{in}), а на виході — готова продукція (M_{prod}), відходи (M_{waste}), енергетичні втрати (E_{loss}) та вихідна інформація (I_{out}). Модель враховує не лише матеріально-енергетичні, а й інформаційні потоки, що характеризують механізми реалізації технологічного процесу та його термодинамічні закономірності.

Вхідна інформація включає дані про склад і властивості сировини, фізичні,

хімічні та механічні закономірності її перетворення, а також характеристики енергії, що забезпечує процес. Вихідна інформація описує параметри продукції, відходів, ефективність використання енергії, її баланс, втрати та інші характеристики функціонування системи.

$$S=\{M_{in},\ E_{in},\ I_{in}\}\rightarrow\{M_{prod},M_{waste},\ E_{out},\ I_{out}\}$$

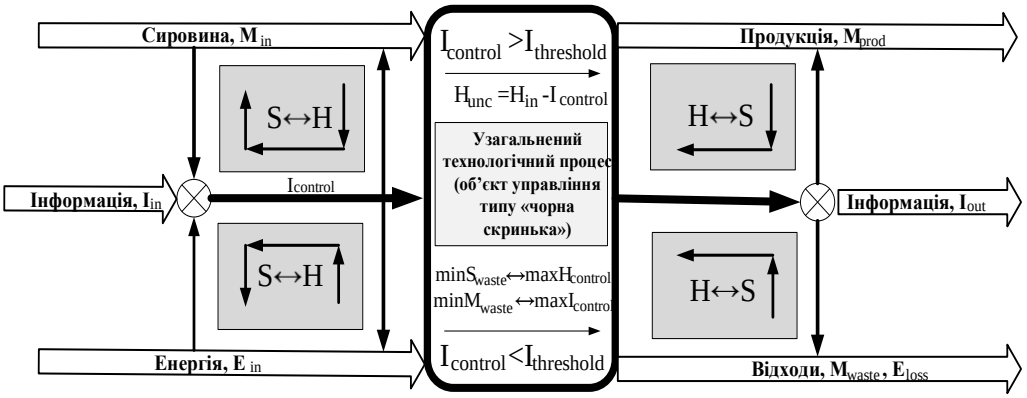


Рисунок 1 – Модель узагальненого технологічного процесу (УТП) в системі управління типу «чорна скринька».

Методика дослідження. Термодинамічна формалізація технологічної системи має вигляд

$$\mathcal{S}=\{M_{in},E_{in},I_{in}\}\rightarrow\{M_{prod},M_{waste}E_{loss},I_{out}\} \quad (1)$$

Ентропійний опис базується на порівнянні термодинамічної ентропії Больцмана $S=k_B ln\Omega$ (Дж/К) та інформаційної ентропії Шенона $H=-\sum p_i log_2 p_i$ (біт). Їхній зв'язок можна подати як $S{\sim}9{,}5699\cdot10^{-24}\cdot H$, що дозволяє трактувати інформацію як негентропійний фактор, який зменшує невизначеність і підвищує впорядкованість системи.

Принцип термодинамічної двоєдиності пояснює утворення відходів як наслідок різної впорядкованості структурних компонентів сировини та їх відповідності використаній енергії [1]. При цьому

$$M_{in}=M^*+M^w \quad (2)$$

де M^* - частина сировини, що за нерівноважних умов переходить у продукцію, а M^w-частина, яка за рівноважних або слабко нерівноважних умов перетворюється на відходи.

Це рівняння відображає не лише баланс маси, а й розподіл керованості процесу: область M^* характеризується високою інформаційною керованістю, тоді як M^w відповідає зоні втрати контролю.

Якщо умовою керованого перетворення компонента сировини є $I_{control}\geq$

$I_{threshold}$ то при $I_{control} < I_{threshold}$ він переходить у категорію відходів. Тут $I_{control}$ – керуюча інформація, $I_{threshold}$ – порогове значення інформації для прийняття рішення.

Інтегральний баланс ентропії системи описується рівнянням

$$\Delta S_{total} = \Delta S_{prod} + \Delta S_{waste} + \Delta S_{env} \geq 0 \quad (3)$$

що означає: впорядкування продукції супроводжується компенсаційним зростанням ентропії відходів і навколишнього середовища.

Інформаційний баланс можна записати як

$$H_{in}(M_{in}, E_{in}, I_{in},) + H_{control} = H_{out} = H(M_{prod}) + H(M_{waste}) + \\ + H(E_{loss}). \quad (4)$$

Тут $H_{control}$ характеризує керуючу інформацію технологічного процесу. $H(E_{loss})$ – втрати інформації за її енергетичним змістом. Це рівняння показує, що інформація не зникає, а перерозподіляється між продукцією, відходами та енергетичними втратами. Продукція містить реалізовану інформацію технологічного процесу, тоді як відходи відображають її невикористану або втратну частину.

Таким чином, відходи можна розглядати не лише як енергетичну, а й як інформаційну проблему. Неповна інформація про сировину або невідповідність між її властивостями та використаною енергією призводять до зростання ентропії відхідної частини системи.

Звідси випливає емпіричне твердження про інформаційну достатність технологічного процесу: *сумарна маса відходів у технологічному процесі обернено пропорційна керуючій інформації у цьому ж процесі*

$$M_{waste} \propto I_{control}^{-1} \quad (5)$$

Його можна обґрунтувати через інформаційну ентропію невизначеності

$$H_{unc} = H_{in} - I_{control}.$$

Тут $H_{in} -$ інформаційна ентропія на вході в систему (біт). Чим меншою є керуюча інформація, тим більшою стає невизначеність процесу, тим вищою є генерована термодинамічна ентропія і, відповідно, більша маса відходів $M_{waste} \sim S_{gen}$.

Звідси отримуємо інформаційно-термодинамічний принцип мінімізації відходів

$$min(S_{waste}) \Leftrightarrow max(I_{control}) \quad (6)$$

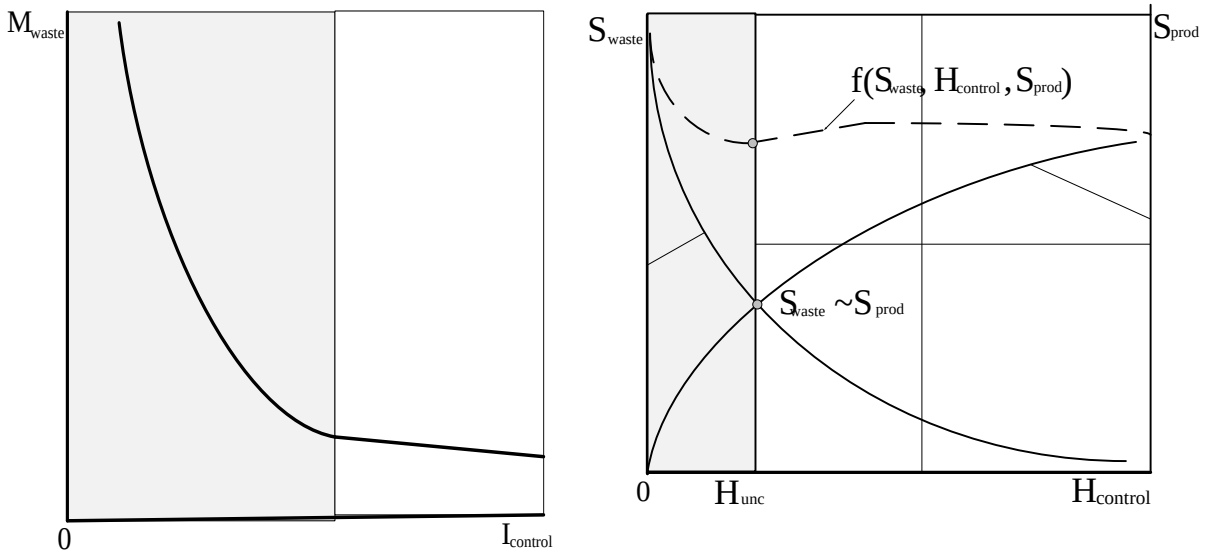


Рисунок 2 – Розрахункові залежності маси відходів (а) та ентропійного розподілу (б) між продукцією і відходами у відповідності до інформаційного наповнення технологічного процесу.

Він передбачає максимально повну ідентифікацію сировини ($H_{unc} \to 0$), узгодження характеристик енергії з її компонентним складом ($E_i \sim M_i$) та локальне керування процесами взаємодії.

Наведені розрахункові приклади (рис. 2) демонструють вплив інформаційної складової на утворення відходів.

Графік (рис. 2, а) показує на нелінійне зменшення відходів зі зростанням інформаційної забезпеченості: найбільший ефект спостерігається на початковому етапі, після чого настає зона насичення. Графік (рис. 2, б) демонструє перерозподіл ентропії між продукцією та відходами. Підвищення рівня керованості зменшує ентропійні втрати й підвищує ефективність технологічного процесу. Наприклад, чотириразове збільшення керуючої інформації забезпечує більш ніж дворазове скорочення маси відходів, що свідчить про нелінійний характер цього ефекту.

Звідси випливає твердження:

«Мінімум відходів досягається при максимальному узгодженні інформації між енергією та структурою компонентів сировини», або

$$minM_{waste} \Leftrightarrow \max\left(I_{control,}\, \varepsilon_{match}, s_{struct}\right) \qquad (7)$$

Тут ε_{match} характеризує відповідність енергії властивостям сировини, а s_{struct}-ступінь її структурної впорядкованості.

У процесі функціонування технологічної системи інформація трансформується разом із матеріальними потоками $I_{prod} = f(M, E)$, тоді як $I_{out} = I_{prod} + I_{waste}$. Отже,

інформація не лише проходить через систему, а й змінює свій ступінь структурованості залежно від ефективності процесу.

На цій основі можна сформулювати принцип: «Відходи — це фізичне відображення інформаційної невизначеності системи». Його фундаментальні співвідношення мають вигляд

$$M_{waste} = f(S_{gen}, H_{uncertainty}, \epsilon_{mismatch}) \quad (8)$$

$$M_{prod} = \varphi(I_{control}, E_{struct}) \quad (9)$$

Тут S_{gen} - згенерована термодинамічна ентропія, $H_{uncertainty}$ - інформаційна невизначеність системи, $\epsilon_{mismatch}$ - міра невідповідності між очікуваним і фактичним інформаційними станами.

Відповідно до інформаційно-термодинамічного принципу структурності: «технологічна система ефективно перетворює лише ту частину сировини, для якої забезпечено достатню інформаційну та енергетичну узгодженість». У такому випадку відходи виступають індикатором інформаційної неефективності процесу.

Отже, стратегія мінімізації відходів повинна базуватися на повній структуризації та ідентифікації сировини, адаптації кількості й якості енергії до властивостей її компонентів і максимальному інформаційному узгодженні всіх елементів технологічного процесу, що повністю відповідає принципу термодинамічної двоєдиності [1].

Як приклад запропонуємо розрахункову модель для процесів киснево-конвертерної виплавки сталі (BOF).

Основна ідея моделі полягає в тому, що інформаційна складова технологічного процесу визначає точність подачі кисню, момент завершення продувки та склад шлаку. Саме тому втрати Fe можна розглядати як функцію інформації, якою володіє система керування або оператор.

Замість абстрактної інформаційної ентропії (біт) введемо практичний показник інформаційної забезпеченості процесу $I_{control} = \sigma_{process}^{-1}$, де ($\sigma_{process}$) - середня похибка керування технологічними параметрами (температурою, хімічним складом, тривалістю продувки). Висока якість інформації відповідає малій похибці керування, тоді як її недостатність призводить до зростання $\sigma_{process}$.

Емпіричне рівняння втрат металу для BOF-процесу має вигляд

$$Fe_{loss} = Fe_{loss}^{min} + \alpha \cdot \sigma_{process}, \quad (10)$$

де Fe_{loss}^{min}≈5% від маси— технологічний мінімум, $\alpha \approx 2{,}5$.

Оскільки $\sigma_{process} = I_{control}^{-1}$ одержуємо $Fe_{loss} = 5 + \frac{2{,}5}{I_{control}}$

Вихід готової продукції визначається співвідношенням $M_{prod} = M_{in} \cdot (1 - \frac{Fe_{loss}}{100})$, а маса відходів $M_{waste} = M_{in} - M_{prod}$

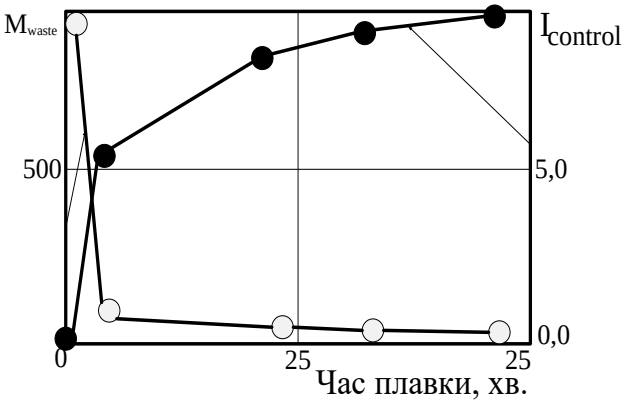


Рисунок 3 – Вплив інформаційної складової на втрати металу у киснево-конвертерному виробництві

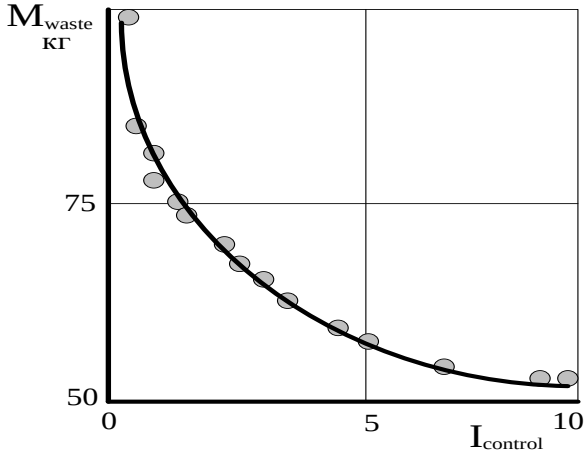


Рисунок 4 – Розрахункова динаміка накопиченні залізовмісних відходів певного виду в часі Тут $I_{max} = 10$, $\alpha = 0{,}8$.

Для розрахунків приймаємо $M_{in} = 1000$ кг. Залежність $M_{waste} = f(I_{control})$ (рис. 3) демонструє різке зменшення втрат металу зі зростанням інформаційної складової з подальшим виходом на режим насичення. Під інформаційною складовою технологічного процесу будемо розуміти сукупність рівня on-line контролю хімічного складу металу, автоматизації процесу, оптимізації режимів плавки та інших інформаційно насичених засобів керування.

Отримані результати свідчать, що металеві втрати є наслідком недостатньої інформації про стан процесу. Збільшення інформаційної забезпеченості значно зменшує втрати на початковому етапі, однак після досягнення певного рівня її подальше зростання практично не впливає на результат. Таким чином, підтверджується залежність $\min(M_{waste}) \Leftrightarrow \max(I_{control}, \epsilon_{match})$, де ϵ_{match} -

термодинамічна відповідність між енергією та сировиною.

Згідно з рис. 4, при початковому стані ((t=0), $(\mathrm{I}_{control} = 0)$ модель відповідає повністю некерованому процесу, для якого характерні максимальні втрати металу внаслідок надлишкового окиснення, нестабільного температурного режиму та відсутності контролю. Уже при $\mathrm{I}_{control} = 5{,}5$ розрахункові втрати зменшуються приблизно у 18 разів, що відповідає переходу системи до ефективного режиму керування. Подальше підвищення рівня інформаційного забезпечення дає лише незначне зниження втрат, оскільки процес починає визначатися термодинамічними та кінетичними обмеженнями.

Фізично це означає, що на ранніх стадіях плавки підвищення інформованості: за рахунок точнішого вимірювання температури, on-line аналізу складу металу, прецизійної подачі кисню та використання термодинамічних моделей різко зменшує шлакоутворення і втрати металу. Це знижує $\sigma_{process}$, підвищує рівень $\mathrm{I}_{control}$, та мінімізує вміст FeO у шлаку. На завершальних стадіях процес уже визначається рівновагою реакцій (Fe ↔ FeO), та їхньою кінетикою, тому додаткова інформація практично не може змінити вихід системи.

Тому, у киснево-конвертерному виробництві *відходи доцільно розглядати не лише як побічний продукт технології, а і як фізичний прояв недостатньої інформації про стан процесу.* Інформаційна складова виступає фактором переходу системи від хаотичного до керованого стану, забезпечуючи наближення технологічного процесу до його фізично досяжного оптимуму, тоді як подальше зниження втрат обмежується фундаментальними законами термодинаміки та хімічної кінетики.

Таким чином, принцип термодинамічної двоєдиності має глибоку інформаційну природу, згідно з якою технологічний процес є інформаційно керованою термодинамічною системою, де відходи виникають як наслідок інформаційної та енергетичної неузгодженості відносно компонентної структури сировини. Інформацію в технологічному процесі слід розглядати як один з базових ресурсів, який визначає ефективність двоєдиного процесу утворення товарної продукції та відходу, визначаючи на кінцеву структуру результату. Відходи виступають своєрідним індикатором неефективності інформації в системі.

Як висновок можна стверджувати, що перспективна інтеграція інформаційно-термодинамічного підходу із сучасними цифровими системами моніторингу, автоматичного керування та технологіями штучного інтелекту можуть складати основу для формалізованого прогнозування і мінімізації утворення промислових відходів.

Література

1.Волошин В. С. Відходи та їх природа. Київ ; Маріуполь : ФОП Самченко, 2024. 630 с.

2.Voloshyn V. S., Burko V. A. The Principle of Thermodynamic Duality as a Basis for Creation of Industrial Waste in Technological Processes // *Scientific Aspects of Conserving and Restoring Natural Resources under the Modern Development of Society*: Scientific Monograph. Riga : Baltija Publishing, 2024. P. 32–53.

УДК 66.01:536.75:628.4

Волошин В. С., д-р техн. наук, проф.;

Бурко В. А., канд. техн. наук, доц.

Приазовський державний технічний університет, м. Дніпро, Україна

ПАРАМЕТРИЧНИЙ КРИТЕРІЙ ПРИДАТНОСТІ ТЕПЛОМАСООБМІННИХ ТЕХНОЛОГІЙ ДО МІНІМІЗАЦІЇ ВІДХОДІВ У ДЖЕРЕЛІ ЇХ УТВОРЕННЯ

Постановка задачі. Мінімізація відходів у джерелі їх утворення – на противагу подальшому збиранню, переробленню та захороненню – потребує цілеспрямованого введення в технологічний процес додаткової енергії Ew або модифікації базової енергії E_0^w належної якості [1, 8]. Такі заходи є капіталомісткими, а їхній результат наперед не гарантований: не кожен технологічний процес структурно здатний перетворити відходоутворюючий матеріальний потік Jw на товарну продукцію. Відтак практичною є задача попереднього відбору (скринінгу) технологій – визначення, для яких з них взагалі має сенс інженерне опрацювання схем мінімізації відходів усередині процесу, а для яких доцільно одразу орієнтуватися на традиційні методи поводження з відходами. Теоретичні засади такого відбору закладено в аналізі узгодженості феноменологічних коефіцієнтів рівняння Онзагера [2, 3], проте у формі, придатній для прикладного застосування, критерій відбору досі не сформульовано.

Мета роботи. Сформулювати параметричний критерій придатності тепломасообмінних технологічних процесів до мінімізації відходів у джерелі їх утворення, апробувати його на вибірці промислових технологій і окреслити межі застосовності критерію.

Теоретичне підґрунтя. Зміна ентропії відходоутворювальної системи на межі термодинамічної рівноваги описується модифікованим рівнянням Л. Онзагера $\Delta S = (J_0X_0 + JwXw)/E_0$, де J_0 і Jw – матеріальні потоки, що відповідають за товарну продукцію та за відхід; X_0 і Xw – відповідні термодинамічні сили; E_0 – базова енергія, введена в процес [1, 4]. Для узгодження цих потоків між собою за умови введення нової термодинамічної сили X_0^w уводиться коефіцієнт $\lambda = X_0/(X_0 + X_0^w)$, що зводиться до вигляду $\lambda = 1/(1 + \lambda J)$, де $\lambda J = Jw/(J_0 - 2Jw)$. Повний вивід феноменологічної нерівності, аналіз граничних станів ($\lambda \to 0$; $\lambda \to 1{,}0$) та фізичний зміст коефіцієнта λ викладено авторами окремо [3]; у цій роботі вони використовуються як готовий інструмент.

Ключовим для прикладної задачі є те, що узгодженість пари коефіцієнтів (L_0w, λ) не є універсальною властивістю незворотних систем, а реалізується лише в

обмеженій параметричній області. Це й дає підставу трактувати належність технології до цієї області як критерій її придатності.

Формулювання критерію. Технологічний процес вважається придатним до мінімізації відходів у джерелі їх утворення, якщо одночасно виконуються три умови:

1) структурна умова $J_0 > 2Jw$, за якої гранично допустима нова термодинамічна сила визначається як $X_0^w \le \lambda J \cdot X_0$ (за $J_0 < 2Jw$ знак нерівності змінюється на протилежний, і задача узгодження втрачає прикладний зміст);

2) параметрична умова $0{,}55 < \lambda < 1{,}0$ разом із $0{,}75 < L_0w < 2{,}2$ с/(кг·К) – область «А» узгодження коефіцієнтів;

3) ентропійна умова $0{,}55 \le \Delta S \le 1{,}0$ кДж/(кг·К), за якої залежність $\lambda = \varphi(L_0w)$ активно реагує на зміну ентропії системи.

Поза цією областю (умовно область «В»: $0 < \lambda < 0{,}55$; $2{,}2 < L_0w < 2{,}85$ с/(кг·К)) коефіцієнти є розузгодженими, а спроби подолати механізми відходоутворення шляхом введення додаткової енергії – неспроможними: система не реагує на Ew зміною властивостей потоку Jw до стану сильної нерівноважності.

Апробація критерію. Критерій застосовано до вибірки з десяти промислових технологій тепломасоперенесення, що суттєво відрізняються параметричним рядом термодинамічного стану (табл. 1). Вихідні дані систематизовано на основі статистичної звітності підприємств і довідкових даних щодо енергетичних балансів відповідних технологій [9, 10].

Таблиця 1 – Результати скринінгу тепломасообмінних технологій за критерієм придатності до мінімізації відходів у джерелі

№	Технологічний процес	T, K	E_0, кДж/кг	A_0, кДж/кг	w, кг/кг	Область
I	Сушіння харчових продуктів	300–375	220	75	0,02	B
II	Окиснення металів за високих температур	673 / 873	180 / 280	40 / 120	0,05	B
III	Термооброблення деревини	523	840	160	0,07	A
IV	Плавлення скла	1650	4500	480	0,07	A
V	Піроліз органічних речовин (біомаси)	550	3800	155	0,16	A
VI	Конвективне сушіння деревини	363	550	145	0,23	A
VII	Хімічне осадження з розчинів (метали)	350	290	35	0,27	B
VIII	Легування металів (азотування)	1023	1350	175	0,28	A
IX	Коксування вугілля	1100	3500	530	0,41	B
X	Виробництво цементу (клінкер)	1450	3200	500	0,52	A

Із десяти розглянутих технологій шість (№ III, IV, V, VI, VIII, X) належать до області «A» і є придатними до визначення теоретично обґрунтованого мінімуму відходоутворення та до інженерного опрацювання схем його досягнення. Решта чотири (№ I, II, VII, IX) потрапляють до області «B»: для них введення додаткової енергії не забезпечує узгодження потоків, і раціональнішим є традиційний шлях поводження з утвореними відходами.

Показово, що розподіл за областями не корелює прямо ані з абсолютним рівнем питомого відходоутворення w, ані з енергоємністю процесу E_0. Так, сушіння харчових продуктів (№ I) з найнижчим w = 0,02 кг/кг потрапляє до області «B», тоді як виробництво цементного клінкеру (№ X) із w = 0,52 кг/кг – до області «A». Це підтверджує, що придатність до мінімізації відходів у джерелі визначається не масштабом відходоутворення, а внутрішньою структурою термодинамічних зв'язків процесу.

Приклад розрахунку. Процес IV – плавлення скла: w = 0,07 кг/кг; T = 1650 К; A_0 = 480 кДж/кг. Звідси J_0 = 0,93; Jw = 0,07 кг/кг; оскільки $J_0 > 2Jw$, структурна умова виконується: $\lambda J = Jw/(J_0 - 2Jw) = 0{,}089$, а $\lambda = 1/(1 + \lambda J) = 0{,}92$. Термодинамічна сила $X_0 = A_0/T = 0{,}29$ кДж/(кг·К), гранично допустима нова сила $X_0^w \le \lambda J \cdot X_0 = 0{,}026$ кДж/(кг·К). Емпіричне значення L_0w = 1,86 с/(кг·К) разом із $\lambda = 0{,}92$ потрапляє в область «A» – усі три умови критерію виконано.

Теоретично обґрунтований мінімум відходоутворення оцінюється як частка потоку, не охоплена узгодженням: $w_{min} = w(1 - \lambda) = 0{,}07 \cdot (1 - 0{,}92) \approx 0{,}006$ кг/кг. Отже, узгоджене введення додаткової енергії Ew (чи модифікованої E_0^w) потенційно скорочує питоме відходоутворення приблизно на порядок – з 0,07 до 0,006 кг/кг, визначаючи не лише сам мінімум, а й спосіб його досягнення в межах технологічного процесу.

Зіставлення з традиційним підходом. Практична вага критерію стає очевидною при зіставленні двох стратегій поводження з відходами. Традиційна стратегія «на кінці труби» починається з уже утвореного відходу і оперує його збиранням, сортуванням, переробленням чи знешкодженням; її ефективність обмежена ступенем повернення матеріалу у виробничий цикл і майже не поширюється на енергетичні втрати, які для більшості високотемпературних технологій є домінуючим видом відходу. Стратегія мінімізації в джерелі, навпаки, змінює саму структуру потоків усередині процесу, проте застосовна лише за умови термодинамічної узгодженості. Запропонований критерій дає змогу розділити ці дві стратегії ще на стадії проєктування: для технологій області «A» доцільно інвестувати

в опрацювання схем введення додаткової енергії, для технологій області «В» – у системи вловлювання, рекуперації та перероблення вже утворених відходів.

Екологічний ефект. Для процесів області «А» різниця між фактичним w та розрахунковим wmin визначає верхню межу потенційного скорочення матеріальних відходів у джерелі. Для розглянутої вибірки ця різниця становить від 0,064 кг/кг (плавлення скла) до величин, порівнянних із питомим відходоутворенням цементного виробництва, що за галузевих обсягів випуску відповідає значним абсолютним показникам. Водночас скорочення відходоутворення в джерелі супроводжується зменшенням питомих витрат базової енергії E_0 на одиницю товарної продукції, а отже – і відповідних непрямих викидів, що є суттєвим у контексті посилення європейського вуглецевого регулювання для експортоорієнтованих галузей.

Межі застосовності критерію. Запропонований критерій є необхідною, але не достатньою умовою. По-перше, він оцінює термодинамічну можливість, а не економічну доцільність: вартість додаткової енергії потрібної якості може перевищити вигоду від скорочення відходів, що потребує окремого техніко-економічного обґрунтування. По-друге, коефіцієнт L_0w визначається емпірично за даними конкретного виробництва, тому перенесення табличних значень на іншу установку тієї самої галузі потребує перевірки. По-третє, критерій сформульовано для процесів, у яких домінують явища тепло- і масоперенесення; для процесів з визначальним внеском хімічної кінетики чи фазових перетворень межі областей «А» і «В» потребують окремого уточнення. По-четверте, значення wmin є нижньою термодинамічною межею, недосяжною повністю через технологічно неусувні втрати (пил, транспортні втрати, неусувна частка браку).

Висновки

1. Сформульовано параметричний критерій придатності тепломасообмінних технологій до мінімізації відходів у джерелі їх утворення, що поєднує структурну умову співвідношення матеріальних потоків ($J_0 > 2Jw$), параметричну умову належності пари (L_0w, λ) до області узгодження та ентропійну умову $0{,}55 \le \Delta S \le 1{,}0$ кДж/(кг·К).

2. Апробація критерію на вибірці з десяти промислових технологій показала, що шість із них (термооброблення деревини, плавлення скла, піроліз біомаси, конвективне сушіння деревини, азотування, виробництво цементного клінкеру) є придатними до мінімізації відходів усередині технологічного процесу, а чотири – ні.

3. Встановлено, що придатність технології до мінімізації відходів у джерелі не визначається ані рівнем питомого відходоутворення, ані енергоємністю процесу, а

зумовлена структурою термодинамічних зв'язків між продукційним і відходоутворюючим матеріальними потоками.

4. Практична цінність критерію полягає у можливості попереднього відбору технологій на стадії проєктування маловідходних виробництв, до виконання капіталомістких інженерних розробок. Перспективою подальших досліджень є валідація критерію на реальних виробничих даних та розроблення відповідної інженерної методики.

Література

1. Волошин В. С. Відходи та термодинаміка. Київ-Маріуполь: СПД Самченко, 2024. 80 с.

2. Волошин В. С., Бурко В. А. Умови подолання принципу термодинамічної двоєдиності. Вісник ПДТУ. Технічні науки. 2026. Вип. 53, т. 2.

3. Волошин В. С., Бурко В. А. Уточнення феноменологічних коефіцієнтів рівняння Онзагера в задачах мінімізації відходів технологічних процесів. Вісник ПДТУ. Технічні науки. 2026.

4. Onsager L. Reciprocal Relations in Irreversible Processes. I. Phys. Rev. 1931. 37. 405–426.

5. Kondepudi D., Prigogine I. Introduction to Modern Thermodynamics. Wiley, 2014. 471 p.

6. Arango-Restrepo A., Rubi J. M. Thermodynamic Insights into Symmetry Breaking: Exploring Energy Dissipation across Diverse Scales. Entropy. 2024. Vol. 26, No. 3. Art. 231.

7. Alston H., Cocconi C., Bertrand Th. Irreversibility across a Nonreciprocal PT-Symmetry-Breaking Phase Transition. Phys. Rev. Lett. 2023. 131.

8. Волошин В. С., Бурко В. А. Оцінка якості додаткової енергії для мінімізації відходів у технологічних процесах. Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: XXI Міжнар. наук.-практ. конф. Харків: УКРНДІЕП, 2025.

9. Волошин В. С., Єлістратова Н. Ю., Бурко В. А. Особливості мінімізації відходів у виробництві хліба. Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: XXI Міжнар. наук.-практ. конф. Харків: УКРНДІЕП, 2025.

10. Волошин В. С., Бурко В. А. Підвищення екологічної ефективності харчових технологій за допомогою резонансних впливів. Вісник ХНАДУ. 2025. № 110.

УДК 574:001.891

Волошин В. С., д-р техн. наук, проф.
ДВНЗ Приазовський державний технічний університет, м. Дніпро, Україна
Данилова Т. Г., канд. техн. наук, доц.
ДП «Галузевий центр цифровізації та кібербезпеки», м. Київ, Україна

ІНФОРМАЦІЙНІ МЕХАНІЗМИ АДАПТИВНОСТІ ЕКОСИСТЕМ: ВЗАЄМОЗВ'ЯЗОК КОЛЕКТИВНОЇ КООРДИНАЦІЇ ТА ІНДИВІДУАЛЬНОЇ АВТОНОМІЇ

В якості екосистеми, що досліджується, розглядаємо умовну біологічну популяцію в оточенні її інформаційного супроводу, завдяки якому поведінка популяції взаємодіє з навколишнім середовищем шляхом створення зворотного інформаційного зв'язку (ЗІЗ). Розглянемо соціально-біонічну модель поведінки популяції та окремої її особини через структуру мережі інформаційних взаємодій між особинами (рис. 1).

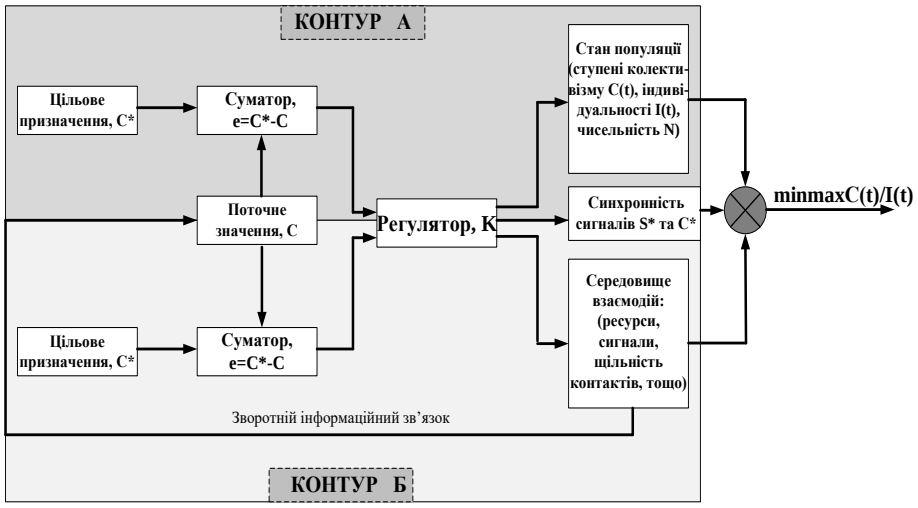


Рисунок 1 – Типова схема соціально-біонічної моделі взаємодій всередині біологічної екосистеми з урахуванням зворотного інформаційного зв'язку.

На це в моделі показує коефіцієнт колективності, як відношення поточної кількості активних зв'язків між особинами $L(t)$ до максимально можливої кількості зв'язків для даної популяції L_{max} у часовому вимірі t

$$C(t) = L(t)/L_{max}, \qquad (1)$$

Фактичний коефіцієнт колективності вимірюється за станом мережі в діапазоні $0{,}0 < C(t) < 1{,}0$. Якщо дві особини регулярно взаємодіють, це вважається за один повний зв'язок.

Для визначення альтернативного коефіцієнту індивідуалізації особини запропонуємо інший умовний параметр (I) такий, що його діапазон також обирається в межах *0,0 ≤ I ≤ 1,0*, де *I = 0* означає, що особина практично не здатна діяти автономно, а значення *I = 1,0* показує, що особина здатна приймати складні незалежні рішення та може діяти всупереч груповій поведінці. Показник *I* може оцінюватися через такі властивості, як автономність прийняття рішень (A), поведінкову варіабельність (*V*), здатність до навчання (*L*), рівень соціальної незалежності та когнітивної складності (*Q*)

$$I = \frac{A+V+L+Q}{4}. \qquad (2)$$

Для біологічних систем важливим є механізми поведінкової синхронізації, як основа для прояви колективних дій, оскільки колонія мурах, зграя птахів, косяк риб або людська спільнота можуть мати однакову кількість зв'язків, але принципово різний рівень синхронізації поведінки. Тому третім базовим параметром вважаємо коефіцієнт синхронізації $S(t)$ ($S = 0$ −повна неузгодженість дій, $S = 1$ − повна синхронізація). У цілому, для популяції з N особин

$$S(t) = \frac{1}{N(N-1)} \sum_{i \neq j} \cos(\varphi_i - \varphi_j), \qquad (3)$$

де φ −фаза поведінкового стану, відповідно i −ї та j −ї особин.

На підставі досвіду досліджень лабораторії *Ofer Feineman* Інституту Вайцмана, для визначення показника зворотного інформаційного зв'язку (*ЗІЗ*) пропонується умовний коефіцієнт (F_S), що має синхронізовану комплексну залежність:

$$F_S = C \cdot R \cdot D \cdot S. \qquad (4)$$

Він може оцінюватися як ефективність *ЗІЗ* з урахуванням синхронізації через кількість синхронізованих каналів комунікації ($S = 0{,}0 - 1{,}0$), швидкість синхронізованої передачі сигналу ($R = 0{,}0 - 1{,}0$), індивідуальну адресність повідомлень (D=0,0-1,0), складність змісту повідомлень ($C - 0{,}0 - 1{,}0$).

Наприклад, складність повідомлення (C) оцінюється кількістю різних типів сигналів: для мурах це приблизно 25-50 феромонних сигналів, для людини - десятки тисяч слів, граматика, абстракції. Тому у мурах умовно *C ≈ 3,3–4,0*, а для людини приймаємо *C ≈ 0,9-1,0*. Швидкість відповіді (*R*), це час між сигналом і реакцією. Наприклад, для мурахі швидкість зворотного зв’язку складає секунди або хвилини, а для людини — частки секунди. Адресність повідомлення (D) показує рівень спрямованості повідомлення до конкретної особини.

Якщо в популяції N особин і кожна може взаємодіяти з будь-якою іншою, то $L_{max} = \frac{N(N-1)}{2}$. У схемі зворотного інформаційного зв’язку, що показана на рис.1: C^* −

задане цільове значення колективності, наприклад, $\mathrm{C}^* = 0{,}7$ означає, що бажано мати 70% від максимально можливої кількості зв'язків. Помилка управління для популяції в моделі визначається, як

$$e(t) = \mathrm{C}^* - C(t). \qquad (5)$$

Якщо $e(t) > 0$, це означає недостатність колективності для популяції, а $e(t) < 0$ означає надто велику колективність. Позначимо коефіцієнт посилення для регулятора співвідношення $e(t)/C(t)$ як K. Він визначає, наскільки міцно система реагує на помилку. Показник керуючого впливу від *K* в моделі означимо як $u(t)$. Це може бути збільшення кількості загального інформаційного ресурсу, посилення інформаційного обміну або радіусу комунікації, введення кооперативних стимулів. Таке управління безпосередньо впливає на кількість інформаційних зв'язків. Тоді у загальному вигляді рівняння

$$\frac{dL}{dt} = \gamma u - \delta L \qquad (6)$$

визначимо, як швидкість зміни кількості зв'язків, де γ – ефективність керуючого впливу, δ – швидкість руйнування зв'язків, u – керуючий сигнал.

Замикання зворотного зв'язку формує регулятор K і керуючий сигнал для впливу синхронізації на зворотній інформаційний зв'язок показує на співвідношення базового рівня синхронізації і колективності (S^* і C^*) з поточними їх рівнями. Запишемо $u = K(\mathrm{C}^* - C) + K_S(S^* - S)$, де K_S – коефіцієнт посилення синхронізації. Тоді (6) перетворюється у

$$\frac{dL}{dt} = \gamma[K\left(\mathrm{C}^* - \frac{L}{L_{max}}\right) + K_S(S^* - S)] - \delta L \qquad (7)$$

і відображає повне рівняння для замкнутої екосистеми з синхронізованим негативним зворотнім інформаційним зв'язком, як вплив на зовнішнє середовище. Тут γ – здатність популяції реагувати на стимули (велике γ – зв′язки виникають швидко, малі значення γ –популяція інертна). δ – характеризує забування і розпад взаємодій (велике значення δ – це зв'язки нестабільні, обмаль δ – взаємодії довогострокові). *K*- характеризує міцність управління. Якщо *K* занадто велике, можливі коливання в системі управління (рис. 2, поз 1), якщо *K* – помірне, система плавно виходить на результат (рис. 2, поз 2).

Максимальна адаптивність в популяції (рис.3) виникає не при максимальному колективізмі чи індивідуалізмі, а поблизу їхнього балансу за наявності високої синхронізації та якісного зворотного інформаційного зв'язку. Саме цей висновок розширює вихідну соціально-біонічну модель до наступної первинної гіпотези щодо взаємодії індивідуального та колективного в поведінці як єдиної особини, так і в

поведінці групи таких же особистостей, з урахуванням специфіки зворотного інформаційного зв'язку між особинами, чи групами. Тут коректною може стати така формула: «*Індивідуалізація визначається не величиною загального зворотного інформаційного зв'язку, а часткою індивідуально адресованого ЗІЗ*».

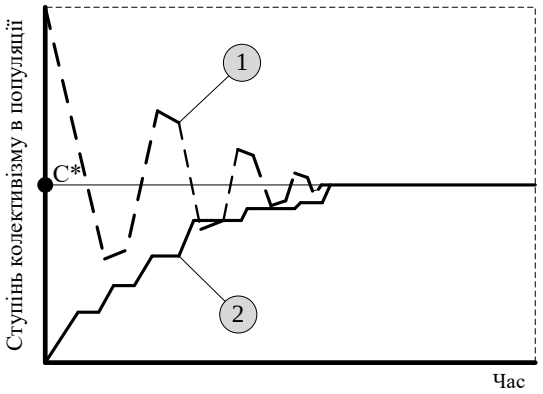


Рисунок 2 – Динаміка впливу ступеня колективізму за міцністю усвідомленого із ЗІЗ у та неусвідомленого управління

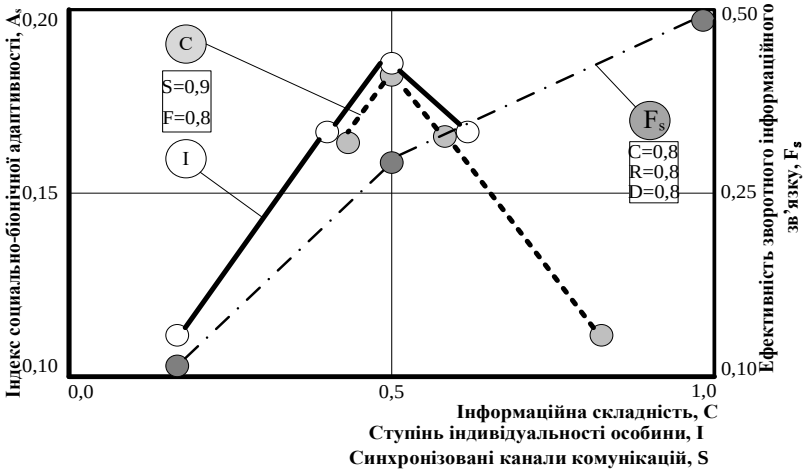


Рисунок 3 – Узагальнений індекс соціально- біонічної адаптивності популяції.екосистеми

Таким чином, високий *ЗІЗ* може існувати як у мурашнику, так і в людському суспільстві. Різниця полягає у характері його розподілу. У мурах *ЗІЗ* переважно колективний, а у людей *ЗІЗ* переважно індивідуальний та відокремлений.

Початково позначимо: *P* - частка персоналізованого *ЗІЗ*. Тоді можна показати, що коефіцієнт індивідуалізації може виникати і через механізми *ЗІЗ*

$$I = k \cdot P \cdot F \qquad (8)$$

де: *k* – нормувальний показник.

Для порівняльного аналізу запропонуємо евристичну спрощену формальну модель поведінки, яка отримана емпіричним шляхом

$$I = 10^{1-\alpha} \cdot P \cdot (F)^{\alpha} \qquad (9)$$

де вже *F* – відображає загальний рівень *ЗІЗ*, а *P* - частка індивідуалізованої комунікації при ньому, показник $\alpha \approx 1{,}0 - 1{,}5$ прийнятий таким чином, щоб підкреслити сильніший вплив соціальної складності за лінійної залежності.

Ми звернемося до так званого мурашиного парадоксу. Саме тут міститься найбільш цікава частина концепції, що викладається в роботі.

Мурахі в межах колонії (або навіть у суперорганізму) мають низьку індивідуалізацію, високу колективну ефективність. Навпаки, люди забезпечені високим рівнем індивідуалізації та індивідуальної ефективності.

Дослідження лабораторії *Ofer Feinerman* Інституту Вайцмана показали, що за умов обмеженої комунікації (≈ 50 сигналів) великі групи мурах можуть ефективніше вирішувати окремі задачі колективної навігації, ніж людські групи аналогічного масштабу зі значно ширшими комунікаційними можливостями. Проте, окремі люди перевершують окремих мурах на індивідуальному рівні.

Це підтверджує, що еволюція створила два різних шляхи досягнення адаптивності: через колективний «інтелект» (на прикладі мурах) і через індивідуальний інтелект (на прикладі людської спільноти). Тому об’єктивність твердження, що «Еволюційна історія живих систем може бути описана як безперервний пошук балансу між колективною координацією та індивідуальною автономією» не підлягає сумніву. Але ж рівень цього балансу визначається структурою інформаційних потоків у будь якій біологічній популяції та характером зворотного інформаційного зв'язку між її складовими, заради впливу на зовнішнє середовище.

Для визначення міста та ролі *ЗІЗ* у моделях розвитку біологічних популяціях розглянемо деякі експериментальні результати, що наведені в науковій літературі, які стосуються предмету нашого дослідження (табл. 1). Дані цих досліджень здатні ілюструвати не тільки головну мету цих експериментів, але й надати деякі побічні результати, щодо співвідношення колективного та індивідуального в інформаційних контактах найбільш відомих популяцій.

За експериментом [1], автори показали, що колективне «поле зору» групи збільшується з числом учасників і навіть логарифмічне збільшення радіуса колективного зондування дає різке прискорення проходження лабіринту (високий *F* - інтенсивний обмін інформацією, при дуже низькому *P* - майже відсутня адресність сигналів пояснюється низькою індивідуалізацією всередині колонії).

Таблиця 1 – Вихідні дані щодо деяких поведінкових експериментів, згідно літературних джерел

Назва експерименту і адреса публікації	Початкові дані для експерименту
«Навігаційний лабіринт» [1]	Штучний лабіринт із випадково розміщених перешкод площею. 70 × 50 см; випадково розташовані кубічні перешкоди; мурахи виду: Paratrechina longicornis транспортували вантаж до гнізда. Вимірювані параметри швидкість знаходження маршруту, ефективність навігації, кількість помилкових маневрів, вплив комунікації між особинами, залежність успіху від складності середовища. Основні результати: час проходження лабіринту; щільність перешкод; довжину маршруту; ефективність навігації.
«Лідер без авторитету» [2]	Модель: мала частина зі 100 особин знає правильний напрямок, але більшість особин не «поінформована». Поінформовані особини знали правильний напрямок, решта не знали напрямку і просто підтримували згуртованість групи. У групі ніхто не знає, хто саме володіє інформацією, тому немає явного авторитету. Вовки, примати, люди
«Конфлікт сигналів» [3]	Модель: рибам пропонували альтернативні напрями руху. У групі були особини з інформацією та особини без інформації. Вивчався механізм кворуму. Риба одночасно отримувала: власну інформацію про напрямок; соціальний сигнал від косяка. Сигнал А: «пливи сюди», сигнал Б: «група рухається туди». Вимір: наскільки часто виникає нестандартна поведінка. Саме це буде одним із індикаторів індивідуалізації.
«Примати і люди — конфлікт соціального та особистого сигналів» [4]	Умови експерименту: людина бачить правильну відповідь. Група людей демонструє неправильну відповідь. Отже, сигнал А: власне сприйняття; сигнал Б: соціальний консенсус.
«Конфлікт сигналів + колективне рішення» [5]	Умови експерименту: кожній рибі демонстрували різну якість інформації. Вивчалося: чи буде рішення групи відповідати середньому значенню індивідуальних оцінок.

За експериментом [2] встановлено, що 5–10 % поінформованих особин здатні цільовим образом переорієнтувати 90–95 % неінформованих. Це показує, що високий

інформаційний потік сам по собі не гарантує конформізм. Важливою стає структура передачі інформації, зокрема, механізми *ЗІЗ*.

За експериментом [3] автори виявили деякі порогові значення між F та I. Для наших оцінок це означає, що між індивідуальним та соціальним сигналами існує нелінійна точка переключення, що можна інтерпретувати як перехід між низьким та високим *I*.

Розглянемо систему «примати–люди» [4]. Формальний результат експерименту показує, що приблизно третина рішень була конформною, ще дві третини залишалися незалежними. Саме це можна умовно трактувати як емпіричний вимір визнаного показника індивідуалізації *I* для людської системи.

У експерименті типу «Конфлікт сигналів + колективне рішення» [5] автори встановили, що точність колективного рішення зростала з розміром групи. Для великих груп консенсусне рішення було суттєво точнішим за рішення окремої особини, або обмежених груп. Особливо важливо, що група не просто голосувала більшістю. Виникав процес суцільної інтеграції інформації між особинами, але без ЗІЗ.

Таким чином, вже існуючі окремі експерименти показують на результати, які не суперечать запропонованій гіпотезі, де вирішальним фактором для колективності/індивідуальності може бути не абсолютний обсяг інформаційного обміну, а ступінь його персоналізації. Саме таких даних сьогодні бракує в єдиному міжвидовому дослідженні. Інтегральний результат цих та інших досліджень, що ілюструють це, показано в таблиці 2.

Таблиця 2 – Опосередковані результати експериментів які описані в роботах [6-10] і стосуються проблеми ЗІЗ.

Система	**Загальний інформаційний обмін *F***	**Рівень персоналізації, *P***	**Рівень автономності, *I***
Мурахи	Високий	Дуже низький	Низька
косякові риби	Середній	Низький	Середня
вовки/примати	Високий	Середній	Висока
Люди	Дуже високий	Дуже високий	Дуже висока

Зростання чисельності мурах в 100 разів підвищує функціональність майже у 1000 разів (рис. 4). Саме тому, великі мурашині колонії здатні будувати дороги, вирощувати грибні ферми, підтримувати складний поділ праці. При такому ж зростанні чисельності риб у косяку їх колективний інтелект підвищується у 150 разів, його вистачає для уникнення хижаків, синхронних рухів, пошуку їжі, але без накопичення знань. У приматів, за

рахунок появи соціального навчання і передачі знань між поколіннями рівень індивідуалізму вищій – зростання більш ніж 250 разів, при зростанні чисельності зграї у 1000 разів. З урахуванням здатності до накопичення знань попередніх поколінь, інтелект окремої людини майже не змінюється у короткому історичному часі, але змінюється мережа. Навіть опосередкований вимір інтелекту людини (див. рис. 4) показує на добрий проксі для колективної когнітивної продуктивності, навіть незважаючи на певну невизначеність індивідуалізму в межах малих груп ($\alpha \approx 1{,}15$). Але зі збільшенням населення у 1000 разів це дає розрахункове майже 4000-кратне зростання колективної інтелектуальної потужності.

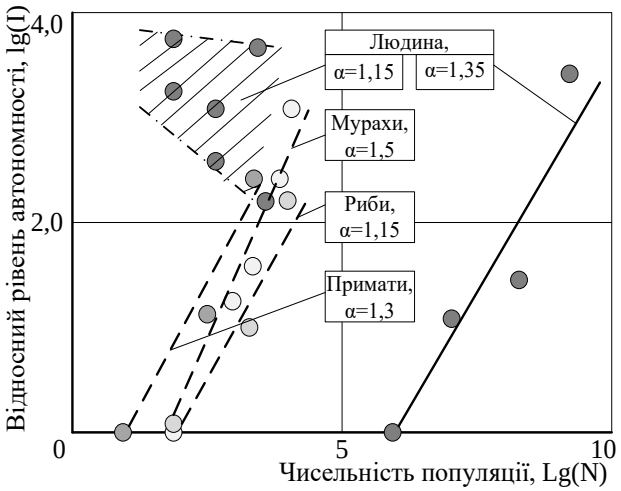


Рисунок 4 – Динаміка зміни рівнів індивідуальності для певних популяцій в процесі їх взаємодії зі зовнішнім середовищем.

Але ж це тільки концептуальна модель: для різних видів особин значення *I* визначатиметься у ширших діапазонах і по-різному (успішність полювання, швидкість пошуку їжі, інновації, обсяг знань тощо). Найбільш перспективна форма гіпотези, що надається, і яка відповідає експериментальному підтвердженню, має вигляд:

«*Із зростанням частки персоналізованого зворотного інформаційного зв'язку в популяції зростає поведінкова автономність (індивідуалізація) окремих особин, але водночас зменшується швидкість формування єдиного колективного рішення*».

Прийнята гіпотеза, як робоча теоретична основа, дозволяє зробити нетривіальний висновок: *проблема людського суспільства полягає не в надлишку індивідуалізму чи колективізму як таких, а в неоптимальній структурі інформаційних потоків між людьми в колективі*.

У межах запропонованої гіпотези звернемося до соціально-біонічної моделі адаптивного суспільства (див. рис. 1). Основні результати, що показує така модель, зведемо до поведінкової соціально-біонічної інтерпретації (таблиця 4). Центральний

узагальнений принцип такої моделі сформулюємо так: «в *оптимальному стані суспільство не придушує індивідуальність, а мінімізує витрати на її координацію через ефективні системи зворотного інформаційного зв'язку*».

Таблиця 4 – Основні положення поведінкової соціально-біонічної інтерпретації для деяких популяцій.

Принцип суперорганізму мурах	**Соціально-біонічна інтерпретація для людини**	**Очікуваний ефект**
Сигнал важливіший за відправника	Оцінюється зміст інформації, а не статус людини	Зниження культу авторитетів
Колективне рішення виникає з локальних взаємодій	Більшість рішень приймається на нижчому рівні організації	Зменшення бюрократії
Відсутність єдиного центру управління	Поліцентричне управління суспільством	Підвищення стійкості системи
Постійний зворотний зв'язок	Безперервний моніторинг наслідків рішень	Швидка корекція помилок
Феромонне підсилення успішних маршрутів	Автоматичне масштабування успішних практик	Прискорення інновацій
Зникнення неефективних маршрутів	Автоматичне припинення неефективних програм	Економія ресурсів
Простота локальних правил	Прості та зрозумілі суспільні процедури	Зниження транзакційних витрат
Розподілене виявлення проблем	Кожен громадянин є джерелом інформації	Підвищення адаптивності
Паралельний пошук рішень	Заохочення багатьох альтернатив одночасно	Підвищення інноваційності
Гнучкий розподіл функцій	Тимчасові ролі замість жорстких статусів	Зростання соціальної мобільності

Важливіший механізм у запропонованій гіпотезі базується на принципі двоконтурного інформаційного обміну, коли, наприклад, людське суспільство в біонічній моделі повинно мати два незалежні інформаційні контури (див. рис. 1).

Контур А - колективна координація, де інформація максимально деперсоналізована без механізмів *ЗІЗ*. Наприклад будь які штучні мережі: транспорт; енергетика; логістика; міське планування. Цей контур повинен працювати за логікою типового мурашника.

Контур Б - це індивідуальний розвиток за рахунок максимально розвиненого персоналізованого зворотного інформаційного зв'язку. Наприклад: освіта; наука; творчість; підприємництво; особистісний розвиток. Цей контур працює за логікою людської індивідуальності.

Таке співвідношення може існувати і для мурашиної колонії, тільки з акцентом «навпаки».

Основний результат моделі в біонічному аспекті для людини може мати таке формулювання.

«Ефективність суспільства максимізується тоді, коли деперсоналізований інформаційний обмін використовується для координації спільних дій, а персоналізований зворотний інформаційний зв'язок використовується для розвитку індивідуальної поведінкової автономії».

Запропонована модель показує, що керування інформаційною зв’язністю в межах екосистеми забезпечує самоналаштування балансу між кооперацією та індивідуальною адаптацією. Це дає підстави розглядати інформаційну зв’язність, як самостійний екологічний фактор стійкості, адаптивності та інноваційного розвитку сучасних соціоекосистем.

Література

1. Gelblum A., Fonio E., Rodeh Y., Korman A., Feinerman O. Ant collective cognition allows for efficient navigation through disordered environments. eLife, Vol. 9, 2020. DOI: 10.7554/eLife.55195

2. Couzin I.D., Krause J., Franks N.R., Levin S.A. Effective leadership and decision-making in animal groups on the move. *Nature*, 433(7025), 2005. pp. 513–516.
DOI: 10.1038/nature03236

3. Ward A.J.W., Sumpter D.J.T., Couzin I.D., Hart P.J.B., Krause J. Quorum decision-making facilitates information transfer in fish shoals. *Proceedings of the National Academy of Sciences,* 2008. DOI: 10.1073/pnas.0710344105

4. Asch, S. E. Opinions and Social Pressure. *Scientific American*. 1955. Vol. 193, No. 5. Pp. 31–35. DOI: 10.1038/scientificamerican1155-31.

5. Sumpter D.J.T., Krause J., James R. at al. Consensus decision making by fish. Current Biology, 18(22), 2008,pp. 1773–1777. DOI: 10.1016/j.cub.2008.09.064.

6. Edward O. Wilson, Bert Hölldobler. Dense Heterarchies and Mass Communication as the Basis of Organization in Ant Colonies. Trends in Ecology & Evolution, Vol. 3, No. 3, 1988, pp. 65–68. DOI: 10.1016/0169-5347(88)90018-3.

7. Hölldobler B., Wilson E. O. The Superorganism. New York: W.W. Norton, 2009. 522 p. https://wwnorton.com/books/The-Superorganism

8. Dreyer T., Feinerman O. at al. Comparing Cooperative Geometric Puzzle Solving in Ants versus Humans. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol. 122(1), 2025. DOI:

10.1073/pnas.2414274121.
9. Wiener N. (2019). Cybernetics: Or Control and Communication in the Animal and the Machine. MA: MIT Press. Cambridge, 352 p. DOI: https://doi.org/10.7551/mitpress/11810.001.0001
10. Feinerman O., Korman A. Individual versus Collective Cognition in Social Insects. 2017. Vol. 220, No. 1. Pp. 73–82. DOI: 10.1242/jeb.143891. Доступ: https://doi.org/10.1242/jeb.14389.

УДК: 628.477:621.791.92

Волошин В. С., д-р техн. наук, проф.
ДВНЗ Приазовський державний технічний університет, м. Дніпро, Україна
Данилова Т. Г., канд. техн. наук, доц.
ДП «Галузевий центр цифровізації та кібербезпеки», м. Київ, Україна

МІНІМІЗАЦІЯ ВІДХОДІВ У АДИТИВНИХ ВИРОБНИЦТВАХ: НА ПРИКЛАДІ ТЕХНОЛОГІЙ 3D-ДРУКУ

Загальне визначення терміну «адитивні технологічні процеси» (Additive Manufacturing, AM), відповідно до міжнародного стандарту ISO/ASTM 52900, — це процес з'єднання матеріалів для створення об'єктів шляхом пошарового нарощування матеріалу відповідно до цифрової 3D-моделі, на відміну від традиційних субтрактивних технологій, де виріб отримують шляхом видалення надлишку матеріалу (різання, фрезерування, точіння тощо). До адитивних технологій відносяться деякі види порошкової металургії (LSM- Selective Laser Melting, LPBF - Laser Powder Bed Fusion, EBM - Electron Beam Melting, BJ - Binder Jetting), за класичним технологічним підходом - відновлення або зміцнення деталей шаровою наплавкою, газотермічне наплавлення та ін. Зазвичай, відходи адитивного виробництва можуть бути цінною вторинною сировиною для адитивного виробництва за умови їх відповідної підготовки. Тим не менш, у таких технологічних процесах існують дуже специфічні форми відходів, які не зустрічаються в інших технологічних процесах, вони визначається не лише матеріальними потоками, а складною взаємодією геометричних, енергетичних і процесних факторів, що формують багатокомпонентну складну систему.

Якщо розділити всі технологічні процесі за принципом переробки сировини на дві великі групи: «від цілого до часткового» і «від часткового до цілого», ми отримаємо дві окремі складні багатокомпонентні системи, кожна зі своєю специфікою компонентних взаємодій, які відрізняються суттєвими відношеннями між матеріалами, інформацією та енергією всередині кожного з таких процесів. Принципові відмінності адитивних технологій від традиційних субтрактильних технологій розділення матеріалів показані в табл. 1. Вони надають можливості для розгляду адитивних технологічних процесів у якості складних багатокомпонентних систем.

Таблиця 1 – Принципові відмінності продукції 3D-друку від традиційного технологічного процесу.

Критерій	3D-друк (адитивний)	Субтрактильні методи (лиття, обробка тощо)
Формування	Додавання матеріалу	Видалення або формування у формі
Геометрія	Практично необмежена	Обмежена інструментом
Структура	Шарова	Суцільна
Властивості	Анізотропні	Більш ізотропні
Відходи	Мінімальні	Значні
Точність	Висока, але залежить від шару	Часто вища у фінішній обробці
Поверхня	Потребує обробки	Краща “з коробки”
Внутрішні структури	Легко реалізуються	Часто неможлива

Якщо механізми відходоутворення у субтрактильних системах пов’язані зі детермінованим масовим відводом надлишкового матеріалу, термомеханічною дисипацією та поверхневими або дефектними втратами, то адитивні технології мають справу з відходами типу support, залишками корисного матеріалів, у тому числі – брак, і залежать від геометрії, режимів та енергії цифрової програмованості.

Суть термодинамічно-топологічного методу [1] полягає в тому, що показник $b_{i,j}$ взаємодії двох початкових компонентів b_i та b_j у структурі системи залежить від їх стану і описується двомірною матрицею суміжності та їхніми ентропіями S_i і S_j, що визначають природу цієї взаємодії. Параметром такої взаємодії є обчислена інтегральна ентропія, що відноситься до показнику $b_{i,j}$, а саме $S_{i,j}^{total}$, яка розкладається на компоненти (S_i^{comp}, ΔS_{mix}, S_{surf}, S_{conf}, S_{chem}, S_{proc}, S_{inf} … , та інші за призначенням). $S_{i,j}^{total}$ залежить від того, які значення ці складові ентропії набувають – кожна з них має великі або малі значення, вони зростають або навпаки, зменшуються з притаманній ним швидкістю. Це відображається у фізичних, теплових, інформаційних, фізико-хімічних та інших взаємодіях між b_i та b_j і є темою аналізу двовимірної ентропійновмісної матриці суміжності, згідно [1].

Для адитивної технології 3D-друку запишемо множини вихідних компонентів $B = \{b_1, \dots b_{13}\}$, у наступній послідовності: $b_1 \div b_5$ – відносяться до відходів, $b_6 \div b_{11}$ – до сировини, b_{12} – готова продукція (фігура, деталь, модель), b_{13} – енергія, яку потребує адитивна технологія. Базові ентропії компонентів S_i^{comp} надані у табл.2

Таблиця 2 – Лінійка компонентів b_i (із середніми значеннями ентропії) та їх характеристика.

Мітка	Назва компоненту	Тип	Короткий опис	S_i^{comp}, Дж/(мольК)
b_1	Залишки фотополімерної смоли	Відходи	Часткова полімеризація, хімічна невизначеність	475
b_2	Змішані залишки ниток (PLA/ABS/PETG)	Відходи	Полімерна суміш із деградацією	440
b_3	Невикористаний порошок (після друку)	Відходи / вторсировина	Дисперсна система зі зміненими поверхнями	415
b_4	Невикористаний порошок (після друку)	відходи / вторсировина	Дисперсна система зі зміненими поверхнями	415
b_5	Підтримуючі структури (supports)	Відходи	Нефункціональні геометричні елементи	360
b_6	Композитні матеріали (з волокнами)	Сировина	Гетерогенна багатофазна структура	330
b_7	Фотополімери (рідкі смоли)	Сировина	Висока рухливість, реакційна здатність	305
b_8	Полімери (ABS, PETG, нейлон)	Сировина	Аморфно-кристалічна структура	250
b_9	PLA (біополімер)	Сировина	Відносно впорядкований полімер	215
b_{10}	Металеві порошки (Ti, Al, сталь, сплави)	Сировина	Дисперсний кристалічний стан	185
b_{11}	Керамічні матеріали	Сировина	Високо впорядкована структура	140
b_{12}	Готовий 3D-виріб	Продукт	Структурно організована функціональна система	115
b_{13}	Джерело енергії (електроенергія, лазер)	Енергія	Низькоентропійний керуючий ресурс	30

Загальні формули для розрахунків інтегральної ентропії та її зміни при взаємодіях між кожними парами вихідних компонентів $b_i \to b_j$:

$$S_{i,j}^{total} = S_i^{comp} + S_j^{comp} + \Delta S_{mix} + S_{surf} + S_{conf} + S_{chem} + S_{proc} \quad (1)$$

$$\Delta S_{i,j}^{cell} = S_{i,j}^{total} - (S_i^{comp} + S_j^{comp}) \quad (2)$$

де S_i^{comp} – ентропія вихідних компонентів, що приймають участь у взаємодії;

ΔS_{mix} – ентропія змішування для бінарної системи;

S_{surf} – ентропія поверхневих взаємодій;

S_{conf} – конфігураційна ентропія структурних взаємодій в системі;

S_{chem} – хімічна ентропія для окремих процесів в адитивних технологіях;

S_{proc} – процесна ентропія.

Для аналізу ефективності заходів щодо мінімізації відходів у адитивних технологіях пропонуються наступні умови оптимальності, що витікають із другого закону термодинаміки стосовно відкритих термодинамічних систем [12]

$$\begin{cases} S_{conf} \to min \\ S_{proc} \to min \\ S_{mix} \to min \\ S_{chem} \to 0 \\ Fmin \end{cases} \quad (3)$$

Оптимізаційний критерій мінімізації відходів у такому формулюванні, це приріст ентропії для локальної комірки матриці суміжності, як різниця між інтегральною ентропією взаємодії двох поточних компонентів і сумою їх індивідуальних ентропій, які приймаються до розрахунку

$$\Delta S_{cell}^{(i,j)} = S_{(i,j)}^{total} - (S_i^{comp} + S_j^{comp}) \quad (4)$$

Критерій мінімізації відходів сформулюється, як

$$\min_{process} [\sum_{(i,j)\in Wast} \Delta S_{cell}^{(i,j)}] + \lambda \cdot \sum_{(i,j)\in Wast} F_{(i,j)}] \quad (5)$$

Показники (4) і (5) можна розглядати у більш розширеній формі

$$\Delta S_{cell}^{(i,j)} = \Delta S_{mix} + S_{surf} + S_{conf} + S_{chem} + S_{proc} \quad (6)$$

$$min[\sum(\Delta S_{mix} + S_{surf} + S_{conf} + S_{chem} + S_{proc})] \text{ за умови } F \to min \quad (7)$$

Термодинамічний аналіз двовимірної матриці суміжності відносно взаємодії з відходами за методикою, що надана в [1], показує, що відходи $b_1 \div b_5$ залежать від якості сировини (високий S_{conf} надає системі більш дефектів, високий S_{surf} надає більшої нестабільності для системи). Енергія b_{13} може статися недостатньою, на що вказує зростання S_{chem} (наприклад, недостатня полімеризація), а якщо енергія в системі буде надлишковою (на це покаже зростання S_{proc}), це буде означати деградацію продукції. Величина S_{proc} в адитивному технологічному процесі 3D-друку виступає, як ключовий драйвер. Його розрахункове значення у випадку браку зростає до $S_{proc} \approx 150$ Дж/(мольК). Нижче буде показано, наприклад, що методи геометричної підтримки (support) у адитивних технологіях розвиває базу відходів, якщо система має високі S_{conf} та ΔS_{mix}. Головний термодинамічний висновок пов'язаний з цим, показує, що такі види відходів в термодинамічному сенсі виникають при максимізації:

$$\Delta S_{cell} = \Delta S_{mix} + S_{conf} + S_{proc} + S_{chem} \quad (8)$$

Основні напрямки, щодо термодинамічно керованого зменшення відходів у адитивних технологічних процесах випливають з (8) і включають наступне.

1. Зменшення S_{conf}, що означає оптимізацію орієнтації друку та, наприклад, зменшення supports-відходів.

2. Контроль за S_{proc}. Це означає стабілізацію температури та зменшення градієнтів, які надсилаються до відхідної частини.

3. Мінімізація S_{mix} показує на рівень чистоти матеріалів і розділення потоків відходів.

4. Контроль за S_{chem} забезпечує точну полімеризацію і уникнення деградації готової фігури.

5. Робота з порошками, а саме, з їх втратами, як повторним використанням, показує на зменшення ΔS_{cell} за рахунок зменшення ΔS_{mix} та S_{conf}, незалежно від інших складових рівняння (5).

У цілому, 3D-друк, як складна багатовимірна система, що відображає адитивність у технологічному процесі, здатний до мінімізації відходів, бо має чітку умову

$$S^{total}_{(raw \rightarrow product)} \ll S^{total}_{(raw \rightarrow wast)}. \quad (9)$$

Таке відношення вимагає від інженера виконання умови: «*здійснення керуванням складовими інтегральної ентропії, що відображають стосунки між компонентами системи таким чином, щоб у системі забезпечувалися низькоентропійні траєкторії змін між компонентами за рахунок складових цих ентропій*».

Як окремий приклад, розглянемо поведінку специфічного виду відходів (support) у вигляді спеціальних штучних підтримуючих конструкцій, які приймають участь у 3D-технологіях і потім складають окрему лінійку відомих невідновних матеріальних втрат.

Обов’язковість support-конструкцій виходить з самої адитивності процесу нарощування технологічної маси для створення кінцевої фігури, що програмується і створюється пошаровим методом. Найбільш типові і поширені уніфіковані види «важких» для адитивності кінцевих фігур (готової продукції), це консоль, арка і решітка, вони потребують адитивної підтримки (support), додаткової енергії для їх створення, а значить мають свої співвідношення з ентропією інших компонентів складної системи. Проблема управління такими відходами стоїть в тому, щоб мінімізувати використання додаткових підтримуючих конструкцій в більшій частині фігур, які створюються за допомогою цієї 3D-технології.

Розрахункові дані щодо залежностей інтегральної ентропії та її складових від

параметрів, що пов'язані зі support надані на рис. 1 у вигляді складної поверхні управління оптимізацією support-відходами. Узагальнений підхід до оптимізації можна сформулювати так

$$minS_{total} = f(\theta, \rho, geometry, E, \alpha) \qquad (10)$$

при $\theta \to min;\ \rho \to optimum, \alpha \to max.$

В якості динамічного критерія якості процесу support приймемо швидкість зміни ентропії у кожній комірці матриці суміжності $\sigma = dS_{cell}/dt$ [2]. Такий показник відображає швидкість появи невпорядкованості $(\sigma \gg 0)$ і, паралельно, незворотних втрат у зоні пошарового друку support на одиницю часу, що показує на ступінь хаотичності укладки матеріалу support, теплові втрати, появи мікродефектів (порожнини, слабка адгезія), а також на надлишкові матеріали (відходи).

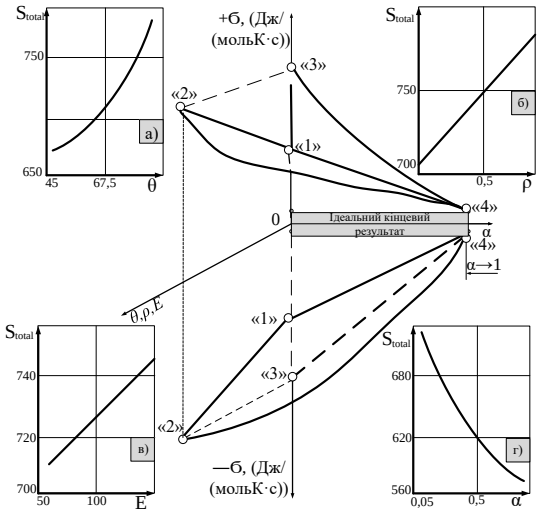


Рисунок 1 – Поверхня управління support-відходами у технології 3D-друку. Надані залежності інтегральної ентропії S_{total} (Дж/(мольК)) від: а) – кута нахилу (overhang) конструктивної консолі; б) – щільності матеріалу; в) – енергії; г) – топологічної оптимізації.

Враховуючи, що система для адитивної технології 3D-друку має вигляд відкритої нерівноважності, параметр $\sigma = \Delta S_{cell}/dt$ виступає як міра незворотності процесу друку за допомогою support. Теоретично його оптимізація відображається мінімізацією $\sigma \to 0$ і рівноважністю системи. Такий результат є суто ідеальним (стаціонарний стан), тому для реальних умов $\sigma \neq 0$, тобто неявного змісту задання цього виразу, ми оберемо альтернативні відношення типу

$$\sigma^2 = \varphi^2(\theta, \rho, geometry, E, \alpha) \neq 0, \qquad (11)$$

або

$$\sigma = \pm\varphi(\theta, \rho, geometry, E, \alpha) \neq 0 \qquad (12)$$

Вочевидь, що параметри (θ, ρ, E) для поверхні управління виступають як джерела зростання ентропії, а параметр α – відображає механізм її придушення і впорядкованості системи support (див. рис. 1). Це означає, що параметр $\sigma = +\Delta S_{cell}/dt \gg 0$ показує на швидкість, з якою система support перетворює матеріали у відходи, а зростання $\sigma = -\Delta S_{cell}/dt$ – на мінімальні support-відходи.

Типові розрахунки показують, що найбільш впливовими для створення support-відходів є щільність support-матеріалу, а також параметри координатної геометрії, а саме, кут нахилу консолі (θ),, або прогини арки.

Топологічна оптимізація (α), і пов'язана з нею координатна геометрія, стає найбільш впливовим фактором для мінімізації таких відходів. Вона сприяє суттєвому зменшенню S_{conf}, чим перекриває ефект щільності і геометрії кута (див. рис. 1). Навіть α = 0.5 дає великий ефект. Таким чином, support-відходи, це не проблема 3D-принтера, а наслідок геометричної та топологічної неефективності моделі. Це своєрідний ентропійний «штраф» за порушення самонесучої геометрії фігури, яка створюється пошаровим способом.

Основні інженерні напрямки мінімізації відходів від технології підтримки типу support завдяки топологічно-ентропійному методу аналізу, такі:

- керування координатною геометрією, а саме, змінювання координат цифрової фігури, використання самоопорних форм, розбивка складних об'єктів на безкутові схеми, критичне обмеження консольних кутів >45°;

- формалізоване керування ентропією процесу, а саме, стабілізація температурних режимів адитивних процесів, забезпечення мінімізації температурних градієнтів та контроль швидкості;

- інформаційне керування, яке включає оптимізацію G-коду, розвиток адаптивної стратегії друку, використання алгоритмів topology optimization;

- оптимізація support шляхом використання змінної щільності, створенням локальних support із розчинних або рецикльованих матеріалів.

Таким чином, адитивні технології є термодинамічно більш ефективними, ніж традиційні методи отримання корисної продукції, завдяки системній локалізації ентропії. Для них співвідношення $S^{total}_{(raw \to product)} \ll S^{total}_{(raw \to waste)}$, означає контрольоване формування структури кінцевої продукції без надлишкових ентропійних втрат.

Запропонована термодинамічно-топологічна методика аналізу, у випадку адитивних технологічних процесів, дозволяє перейти від описового рівня (матеріали, процеси, геометрія) до кількісної термодинамічної інтерпретації взаємодій між

компонентами через інтегральну ентропію та її динамічний показник. Системний підхід передбачає аналіз технології через багатовимірну ентропійновмісну матрицю суміжності з метою виявлення «ентропійно небезпечних» вузлів і цілеспрямований на їх усунення.

Практичні пропозиції включають, по-перше, роботу з координатною геометрією фігури. Найбільш впливові методи топологічної оптимізації стосуються всіх елементів фігури, зокрема, найбільш суттєвими є для складних решітчастих конструкцій. Це дозволяє знизити ентропійний рівень системи на 25–30%, що прямо зменшує обсяг відходів.

Література

1. Voloshyn V.S., Tkalenko I.A. A method for analyzing multicomponent complex systems based on multidimensional matrices of adjacency and entropy relations between system components, vol. 142 No. 1 (2026): KPI Science News, pp. 32- 41.

2. Волошин В. С. Переваги матричного методу дослідження властивостей металургійних відходів у багатокомпонентних сумішах для виробництва металургійних відходів. Екологічні науки, № 1 (64), Київ, 2026, С. 133-139.

УДК 502.51:504.03

Волошин В. С., д-р техн. наук, проф.;

Єлістратова Н. Ю. ст. викладачка

Приазовський державний технічний університет, м. Дніпро. Україна.

СТІЙКІСТЬ ТЕХНОГЕННИХ ТА ПРИРОДНИХ ЕКОСИСТЕМ В УМОВАХ ХРОНОМЕТРИЧНОЇ АСИМЕТРІЇ

Машини, людина та геосистеми функціонують у принципово різних хронометричних режимах, що унеможливлює їх безпосередню узгодженість. Сучасні дослідження взаємодії у системі «людина–машина–навколишнє середовище» недостатньо враховують неявну, але фундаментальну нерівність часових масштабів її складових, а відсутність формалізованого підходу до цієї асиметрії призводить до помилок у прогнозуванні стійкості складних систем. Проблема загострюється в умовах розвитку автономних машинних систем та штучного інтелекту. Тому необхідним є створення узагальненої моделі, яка враховує багаточасову природу взаємодії «машина–людина–геосистема».

Пропонуються до розгляду системи, в яких, окрім людини, як органічної істоти «*Org*», співіснують природні та штучні неорганічні «*NonOrg*» системи, а саме система «машина-людина-геосистема», така що дозволяє наочно розглядати конкурентні та структурні співвідношення, які задані самою фізикою часу. Формалізація часових масштабів тут відбувається згідно з ієрархією характерних часів для їх динамічних змін:

$$\tau_{\text{м}} \ll \tau_{ch} \ll \tau_G \qquad (1)$$

де: $\tau_{\text{м}} \sim 10^{-9} \div 10^{-3}$ с - *машини* (електроніка, ШІ, автоматика); $\tau_{ch} \sim 10^{7} \div 10^{12}$ с - *людина* (життєві цикли, прийняття рішень тощо); $\tau_G \sim 10^{10} \div 10^{17}$ с - *геосистеми* (клімат, тектоніка, біогеохімія тощо). Всі дані умовні і лише підкреслюють асиметричність часових властивостей системи.

Можна припустити, що динамічний розвиток геосистеми (умовно «*G*») і техносфери («*M*»), як частин «*NonOrg*» системи визначається *хронометричною асиметрією* їх складових, а саме, співіснуванням процесів, що відбуваються на принципово різних часових масштабах, які не редукуються один до одного. Ці масштаби не є довільними — вони термодинамічно зумовлені і між ними не існує коректного оператора прямої редукції. Формально $\nexists \mathcal{R}_{\text{М}G}: X_{\text{М}} \to X_G$ та $\mathcal{R}_{G\text{М}}: X_G \to X_{\text{М}}$, (тут

«*G*» – індекс геосистеми, «*M*» – індекс «машини», X_i – термодинамічні стани, притаманні відповідним підсистемам, $\mathcal{R}$ – відповідний оператор динамічних змін) оскільки будь-яке таке відображення потребує усереднення або екстраполяції на інтервалах часу, що перевищують або недосяжні для сусідньої підсистеми. Натомість, завдяки людині (біологічній системі – індекс «*ch*»), як похідної від геосистеми, з одного боку, і джерела виникнення техносфери «машин», з другого боку, існує єдиний емпірично допустимий ланцюг миттєвих станів системи (X_i), такий що:

$$X_{\text{М}} \overset{\mathcal{R}_{\text{М}ch}}{\rightrightarrows} X_{ch} \overset{\mathcal{R}_{chG}}{\rightrightarrows} X_G \qquad (2)$$

який показує на топологічне твердження: *фазові динамічні простори машин і геосистем не є безпосередньо сумісними, але обидва мають проекції в людський фазовий динамічний простір.*

Для аналізу асиметричності, що певно складає сутність динамічних взаємодій в такій системі розглянемо багаточасову математична модель, у вигляді системи станів $X(t) = \{x_{\text{м}}(t), x_{ch}(t), x_G(t)\}$ з типовими еволюційними рівняннями:

$$\begin{cases} \frac{dx_{\text{м}}}{dt} = \frac{1}{\tau_{\text{м}}} F_{\text{м}}(x_{\text{м}}, x_{ch}) \\ \frac{dx_{ch}}{dt} = \frac{1}{\tau_{ch}} F_{ch}(x_{ch}, x_{\text{м}}, x_G) \\ \frac{dx_G}{dt} = \frac{1}{\tau_G} F_G(x_G, x_{ch}) \end{cases} \qquad (3)$$

Ключове визначення такої системи наступне: «*машини хронометрично напряму не “бачать” динамічних змін у геосистемі (перше рівняння), а, в свою чергу, геосистеми напряму не реагують на динамічні зміни у станах «машин» (третє рівняння) і людина тут — єдиний зв’язуючий канал між цими представниками неорганічного світу*» (друге рівняння). Але ж при цьому вона – представник світу органічного.

Ця система рівнянь дає можливості для аналізу динамічної стійкості багаточасових систем, виявленню критичних режимів, коли «машина» виходить з-під людського масштабу або геосистемні наслідки стають незворотними. Окрім того, поява деяких актуальних підсистем, наприклад, із штучним інтелектом (*AI*), провокує можливості формалізації ризиків їх автономності, як втрати масштабу узгодження (1).

Нас цікавить сингулярне збурення через сильну нерівність масштабів початкових підсистем, яке запишемо через відношення їх масштабного часу існування або динамічної активності:

$$\varepsilon = \frac{\tau_{\text{М}}}{\tau_{ch}} \ll 1;\ \delta = \frac{\tau_{ch}}{\tau_G} \ll 1 \qquad (4)$$

Такі відношення мають вираз системи з сингулярною збуреністю, наслідками

якої очікувано можуть бути, наприклад, миттєвими релаксаціями машинної системи

$$F_{\mathrm{M}}(x_{\mathrm{M}}, x_{ch}) = 0 \implies x_{\mathrm{M}} = \phi(x_{ch}) \qquad (5)$$

У свою чергу, геосистема становиться квазісталою для людини: $\tau_{ch} \approx const$, виходячи з часових масштабів x_G. При цьому людина отримала нішу між двома "нескінченностями": занадто швидкою та занадто повільною. Фізичний сенс такого співіснування лежить в середині, - це саме людина, як похідна природних систем і, водночас, творець техносвіту. Її хронометричне вікно у динаміці існування вкрай вузьке між штучною «машиною» та природною «геосистемою» (1). В супереч тому, що «машина» *надто швидка*, а «геосистема» *надто повільна*, з'явились можливості для появи саме в цьому вікні таких властивостей мозку людини, як усвідомлення, цілепокладання, узагальнення, відповідальність та ін., які узгоджують ці системи в їх динаміці.

Виступаючи як потенційна управлінська ланка, людина тим не менш, не може керувати наносекундною динамікою «машини» без автоматів. Але ж людина не може керовано спостерігати і динаміку геосистемних змін без історичних моделей. Тому, людський контроль завжди опосередкований.

Розглянемо цю систему з позицій її термодинаміки. Будь-які зміни в цих трьох системах, незалежно від їх часового наповнення, мають одну спільну особливість. Їх зміни мають місто тільки при умовах впливу зовнішньої енергії (як варіант – енергія може бути внутрішньою). Тому цікавим стає термодинамічний метод аналізу таких систем у їх взаємовідношеннях, на підставі динаміки ентропії цих систем.

Для кожної підсистеми загальним буде вираз що відображає зміну її ентропії

$$\sigma_i = \frac{dS_i}{dt}, i \in \{\mathrm{M}, ch, G\} \qquad (6)$$

і загалом:

$$\sigma_{total} = \sigma_{\mathrm{M}} + \sigma_{ch} + \sigma_G = \frac{dS_M}{dt} + \frac{dS_{ch}}{dt} + \frac{dS_G}{dt} \geq 0 \qquad (7)$$

Але ж за умовами системи маємо миттєве $\sigma_{\mathrm{M}} \gg \sigma_{ch} \gg \sigma_G$, де σ_{M} — висока миттєва зміна ентропії для «машин», вона суто локальна; σ_G — низька миттєва, але накопичувальна зміна ентропії «геосистеми»; σ_{ch} — умовний керуючий параметр. Вочевидь, що людина за допомогою σ_{ch} не максимізує ентропію — вона здатна лише перерозподіляти її між масштабами часу. Це дозволяє строго записати головну ідею співвідношення в системі, як

$$S_{ch}(t) = \mathcal{T}[S_{\mathrm{M}}(t), S_G(t)], \qquad (8)$$

де $\mathcal{T}$ — суцільний часовий оператор відкладеного впливу, масштабного перетворення, соціальної пам'яті. Він не є миттєвим, а має певну пам'ять, на протязі поточного

інтервалу часу $(t-\tau)$, у вигляді:

$$\mathcal{T} = \int_{-\infty}^{t} K(t-\tau)(\cdot)d\tau. \qquad (9)$$

Тобто, людина тут виконує обов'язки не як джерела мінімізації чи максимізації ентропії, а є носієм ядра динамічної пам'яті $K(\tau)$, яка зв'язує швидку дисипацію з повільними наслідками. Таку властивість людини було досліджено й доведено в роботі [1]. Згідно з цими та іншими дослідженнями, наприклад, [2], людина, машина і геосистема описуються однією математичною мовою ентропії, але належать до різних онтологічних рівнів: людина — ентропійний трансформатор смислу, машина — ентропійний процесор, а геосистема — ентропійне середовище-донор і акумулятор.

Якщо б всі процеси в системі мали один масштаб часу, то система була б або застиглою, або хаотичною. Цьому перешкоджає хронометрична ієрархія завдяки якої виникає *напрям «історії»*. Причина сучасного динамічного розвитку «Природи» виникає не попри, а завдяки такій асинхронності. Саме асиметрія причинності та незворотність стріли часу обґрунтовують роль людини, як термодинамічної ланки в ланцюгу різних підсистем.

Розглянемо причинно-часовий напрямок в системі «геосистема→людина→машина» (але не навпаки), в повному обсязі. Без участі людини $(\text{без } X_{ch})$ в цій системі він означає, що $\frac{\partial X_G}{\partial X_\text{M}} \approx 0$.Тільки через інтегральні людські дії маємо взаємопов'язаність опосередковано через динамічний оператор людської взаємодії $\mathcal{R}$

$$X_G(t_G + \Delta\tau) = X_G(t_G) + \int_{t_G}^{t_G+\Delta\tau} \mathcal{R}(X_{ch}(\tau))d\tau \qquad (10)$$

$$X_\text{M}(t_\text{M} + \Delta\tau) = X_\text{M}(t_\text{M}) - \int_{t_\text{M}}^{t_\text{M}+\Delta\tau} \mathcal{R}(X_{ch}(\tau))d\tau \qquad (11)$$

Це є ключовим моментом, коли «*Людина, як оператор $\mathcal{R}$, — єдина підсистема, яка здатна створювати причинні ланцюги, довші за власний час існування*». Саме це і є не стільки етичне, скільки фізичне визначення відповідальності та послідовності, як прояв людської когнітивності.

В такому сенсі можна розглядати і ризики автономного штучного інтелекту (*AI*). Тут автономний *AI* – це x_M для умови, коли оператор $\mathcal{R}_{\text{M},ch} \to 0$ показує на відсутність ефективного зворотного зв'язку через x_{ch}. Тобто машина перестає бути вписаною в людський часовий масштаб, коли σ_M стає локально мінімізованою, а величина $\int \sigma_G dt$ максимізована. Математично це означає що зникає посередник (людина) у системі, визначається порушення масштабної узгодженості, виникає нестійкість. Це є строгий сенс фрази «*Автономний AI оптимізує швидке, але руйнує повільне*».

Умови стійкості всієї системи поставимо в залежності від критерію багаточасової стійкості. Для цього запишемо узагальнений функціонал:

$$\mathcal{F} = \alpha_{\text{M}} S_{\text{M}} + \alpha_{ch} S_{ch} + \alpha_G S_G \qquad (12)$$

де ваги $\alpha_i \sim 1/\tau_i$. Тоді умова динамічної стійкості це

$$\frac{d\mathcal{F}}{dt} \geq 0 \text{ та } \frac{d^2\mathcal{F}}{dt^2} < \infty. \qquad (13)$$

Втрата людського шару означає різке зростання другої похідної від функціоналу, тобто появу або швидких нестійкостей (*AI* runaway), або повільних нестійкостей (екологічний колапс). Рольова ієрархія тут представлена в таблиці 1.

Згідно цим даним можна сформулювати узагальнене ієрархічне твердження: «*У відкритих багаточасових дисипативних системах стійке співіснування можливе лише за наявності підсистеми з проміжним часовим масштабом, здатної акумулювати ентропійну пам'ять і транслювати її між швидкими та повільними процесами*». У системі «природа–техносфера» такою підсистемою може бути тільки людина.

Таблиця 1 – Узагальнююча схема ролей в системі «M-ch-G»

Системна складова	**Порядок часу**	**Роль підсистеми в часі**
Машина	Наносекунди	Локальна ефективність, швидка ентропія
Людина	Десятиліття	Масштабний транслятор, відповідальність
Геосистема	Тисячоліття	Накопичувач наслідків

Таким чином, людина не є найшвидшою або найпотужнішою складовою системи «природа–техносфера», але вона є єдиною складовою, що існує в масштабі часу, придатному для узгодження надшвидких штучних машинних процесів з надповільними природними геосистемними наслідками.

Можливо, саме ця хронометрична позиція, що виникла, а не інтелект чи сила, визначає унікальність ролі людини в сучасній еволюції. Усунення цієї ланки неминуче призводить до втрати стійкості всієї системи — незалежно від рівня технологічної або природної досконалості.

Це нескладно показати за числовими прикладами. «Людина», «машина» і «геосистема» описуються однією математичною мовою ентропії, але належать до різних онтологічних рівнів. Загальна форма визначення ентропії це:

$$S_k = -\sum_i^N p_i \cdot log(p_i) \qquad (14)$$

При ентропійних розрахунках приймаємо специфічні умови, які стосуються особливостей кожної з підсистем (табл. 2)

Таблиця 2 – Особливості розрахунків термодинамічних показників системи «машина-людина-геосистема»

Тип Підсистеми		Інтерпретація показників p_i	N	Індивідуальна формула загального виду*
Машина	Фізична	-	-	$\frac{dS_{\text{M}}}{dt} = \sum_{\text{к}} \frac{\dot{Q}_k}{T_k} + \sigma_{diss}$
Людина	Інформаційна	Ймовірності внутрішніх інформаційних станів (параметри, регістри)	Кількість інформаційних станів	-
	Когнітивна S	Ймовірність активації когнітивного стану (повідомлення, гіпотези, стратегії, концепти)	Кількість альтернативних когнітивних станів	-
	Семантична S	Ймовірність реалізації семантичного значення i	Кількість можливих значень (інтерпретацій смислу)	$p_i = \sum_i p(s_i\|x_i)p(x_i)$
Геосистема загального виду		-	-	$\frac{dS_G}{dt} = \sigma_{int} + \Phi_{ext}$,
Геосистема хімічного чи екологічного вмісту		Частка фаз, компонентів, режимів процесу	Кількість врахованих часток	-

**) $\dot{Q}_k$ – теплові потоки; σ_{diss} – незворотні втрати; x_i – символи (сигнали); s_i – значення символів; $\sigma_{int} \geq 0$ – внутрішнє виробництво ентропії; Φ_{ext} – ентропійні потоки (тепло, маса, інформація).*

Таблиця 3 – Характерні вихідні дані щодо системи «машина-людина-геосистема» (типовий термодинамічний масштаб)

Підсистема	Характерний Процес	Часовий масштаб, с	Швидкість виробництва ентропії, Дж/(К·с)
Машина	такт процесора, логічна операція	$10^{-9} \div 10^{-6}$	10^3
Машина з AI	цикл навчання/реакції	$10^{-6} \div 10^{-3}$	$0{,}5 \cdot 10^3$
Людина	Реакція	$\sim 10^0$	$1 \cdot 10^1$
	прийняття рішень	$10^4 \div 10^5$	$0{,}33 \cdot 10^1$
	активне життя	$\sim 10^9$	$1{,}5 \cdot 10^2$
Геосистема	кліматичні цикли	$10^9 \div 10^{10}$	$1{,}77 \cdot 10^{-2}$
	біогеохімічні цикли	$10^{11} \div 10^{12}$	$1 \cdot 10^{-2}$
	Тектоніка	$10^{12} \div 10^{13}$	$0{,}5 \cdot 10^{-3}$

Початкові вихідні дані для розрахунків як фізично обґрунтовані у типовому термодинамічному масштабі наведені в таблиці 3.

На згенерованому графіку (рис. 1), за логарифмічною шкалою часу, видно, що машини знаходяться на дні шкали часу, людина — у центральному інтервалі, а

геосистеми — у верхній області повільної еволюції. Між масштабами існують провали в 10^8–10^{12} разів. Жодна підсистема не може безпосередньо «бачити» іншу без посередника. При цьому людина — єдина система, що одночасно реагує на «машини» і усвідомлює «геосистемні» наслідки.

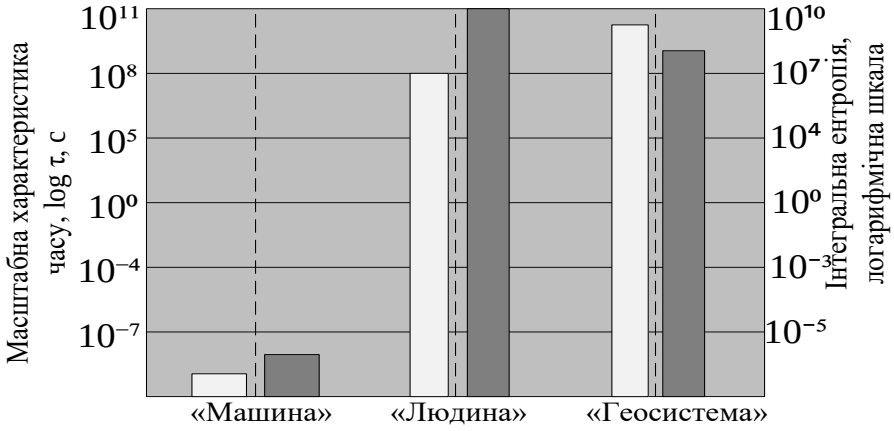


Рисунок 1 – Хронометрична асиметрія підсистем у співставленні з інтегральною ентропією по характерному часу. Тут білим кольором означена характеристика часу, темним – інтегральна ентропія).

Ключовий кількісний результат такого аналізу наступний. Машини мають максимальну миттєву ентропію, але майже нульовий інтегральний внесок. Геосистеми, навпаки, мають малу миттєву ентропію, але величезний накопичений ефект. Серединна ланка, людина — єдина система, де миттєва і інтегральна ентропія мають один порядок.

Система характеризується швидкою оптимізацією та напрямком до повільної «катастрофи» у відсутності людини ($\sigma_{\text{M}} \to max$ та $S_G \to max$, $\sigma_{ch} = 0$). Якщо існує $\sim\tau_{ch}$ то виникає можливості для узгодження, з'являються стійкість системи і відповідальність, як фізична компонента. Але це не абсолютність. Наприклад, при наявності автономного *AI* ($S_{AI} \ll S_{ch}$) виникає розрив середнього масштабу і відповідна термодинамічна нестійкість.

Треба відзначити, що функціонал стійкості $\mathcal{F}$, обчислений за формулою (12), багаточасової системи «машина–людина–геосистема» визначається зваженою сумою інтегральної ентропії, де ваги обернено пропорційні характерним часам. Хоча миттєвий внесок «машин» домінує у величині функціоналу, саме людський часовий масштаб забезпечує скінченність його похідних і, отже, динамічну стійкість системи. Усунення людського шару призводить до термодинамічної нестійкості незалежно від технічної оптимальності машинних процесів. Термодинамічна стійкість, розрахована за функціоналом (12) показує (табл. 4) що за загальним значенням $\mathcal{F}_{total} \leq 1 \cdot 10^3$

суттєво відрізняється для різних підсистем: «машина» домінує за стійкістю через її швидкість функціювання, «геосистема» майже не впливає миттєво на стійкість, а «людина» дає малий внесок у величину стійкісного функціоналу, але він може бути критичним у його похідних.

Таблиця 4 – Функціонал стійкості системи за умовними вихідними даними

Підсистема	$\boldsymbol{\tau}$**, с**	$\boldsymbol{\sigma}$, Дж/(К · с)	**S, Дж/К**	$\boldsymbol{\alpha = 1/\tau}$**, 1/с**	$\boldsymbol{\alpha \cdot S}$
Машина	10^{-9}	10^{3}	10^{-6}	10^{9}	10^{3}
Людина	$3{,}15 \cdot 10^{8}$	10^{1}	$3{,}15 \cdot 10^{9}$	$3{,}17 \cdot 10^{-9}$	$\approx 10^{1}$
Геосистема	$3{,}15 \cdot 10^{10}$	10^{-2}	$3{,}15 \cdot 10^{8}$	$3{,}17 \cdot 10^{-11}$	$\approx 10^{-2}$

Графік внесків у функціонал стійкості наочно показує на рольову напругу в системі. Рольова значність окремих підсистем (табл. 5) за критерієм швидкості виробництва ентропії показує на принципову відмінність для ентропійних коливань: для машини - ентропія швидко і локально змінюється; для геосистеми - ентропія змінюється повільно, але невідворотно, а для людини здійснюється її перерозподіл у часі.

Таблиця 5 – Критеріальна приналежність у системі «людина–машина–геосистема»

Критерій	**Машини**	**Людина**	**Геосистеми**
Часовий граничний масштаб	Наносекунди	Роки/десятиліття	Тисячоліття
Тип динаміки	Надшвидка, жорстка	Адаптивна	Інерційна
Зворотний зв’язок	Миттєвий	Усвідомлений	Запізнілий
Пам’ять	Технічна	Культурна, соціальна	Геологічна
Ентропія	Висока миттєва	Керована	Накопичувальна
Контроль	Автоматичний	Цілепокладання	Відсутній
Вразливість	До помилок алгоритму	До перевантаження	До повільних катастроф

Тому динамічне співіснування органічних і неорганічних об’єднань в системі, як причина розвитку, дозволяє прогнозувати, що розвиток у природі виникає не стільки через оптимальність, скільки через асинхронність процесів. Якщо б всі ці компоненти мали синхронний час, то може й не було б історії. Формується основна теза: «*якщо масштаби в системі розділені, це одна з головних причин появи пам’яті, відповідальності, як факторів еволюція*».

Для того, щоб довести структурну нестійкість хронометрично-асиметричного суб’єкта, сформулюємо і обґрунтуємо тезу про неможливість його асимптотично стійкого існування з математичною аргументацією.

Розглянемо систему станів системи «машина-людина-геосистема» $x(t) = (G(t), ch(t), \mathrm{M}(t))$ із характерними масштабами часу $\tau_G \gg \tau_{ch} \gg \tau_{\mathrm{M}}$, та рівняннями (усередненими за швидкими змінними):

$$\begin{cases} \dot{G} = F(G, \mathrm{M}) \\ \dot{CH} = \frac{1}{\tau_{ch}} \Phi(G, CH, T_{ext}) \\ \dot{\mathrm{M}} = \frac{1}{\tau_{\mathrm{M}}} \Psi(CH, \mathrm{M}) \end{cases} \quad (15)$$

де: $\mathrm{T_{ext}}$ – екстерналізований часовий ресурс; F,Φ,Ψ — гладкі нелінійні оператори для відкритої системи (потік енергії та ентропії ненульовий) з фізичним змістом, послідовно: еволюція геосистеми (ресурси, забруднення навколишнього середовища, біосфера); еволюція людини, як когнітивної системи; еволюція техносфери, зокрема, приклад *AI*.

Введемо безрозмірний параметр керованості системи: $\lambda = \frac{T_{ext}}{\tau_{ch}}$, такий що λ≪1 віднесемо до типової біологічної системи (примат); λ∼1 - це перехідна область, а λ≫1 віднесемо до хронометрично-асиметричного суб'єкту (людині). Параметр λ масштабує матриці взаємодій з часовим сегментом людини.

Припустимо, що існує стаціонарний керований стан (G*,CH*,M*) для лінеаризованої системи $y = \dot{J}(\lambda)y$, де J — якобіан.

Враховуючи, що масштаби станів розділені, якобіан має блокову форму

$$J(\lambda) = \begin{vmatrix} A_G(\lambda) & 0 & B_D \\ C(\lambda) & A_{ch}(\lambda) & D \\ 0 & E & A_{\mathrm{M}}(\lambda) \end{vmatrix} \quad (16)$$

де: A_G – матриця внутрішньої динаміки геосистеми, $A_{ch}(\lambda)$ – вплив геосистеми на людину; E – одинична матриця, як складова інерційній когнітивній динаміці; B_D –матриця параметрів впливу «машини» на «людину» у вигляді, наприклад, інформаційного навантаження, високочастотні обчислювання; $A_{\mathrm{M}}(\lambda)$ –внутрішня динаміка «машини» (автономія, навчання, алгоритмічні процедури). Далі, маємо дійсні частини власних значень матриць: $Re(\sigma(A_G)) \approx 0$ − означає повільну еволюцію; $Re(\sigma(A_G)) \ll 0$ відповідає умовам швидкої стабільності, а критичний блок має вираз $A_{ch}(\lambda) \neq 0$. Умові $Re(\sigma(A_G)) > 0$ відповідає стан екологічної нестійкості. Якщо $Re(\sigma(A_{\mathrm{M}})) < 0$ це показує на стійкість підсистеми «машина», а $Re(\sigma(A_{\mathrm{M}})) > 0$ визначає певний стрибок в розвитку цієї підсистеми. Результати аналізу наведені на рис. 2.

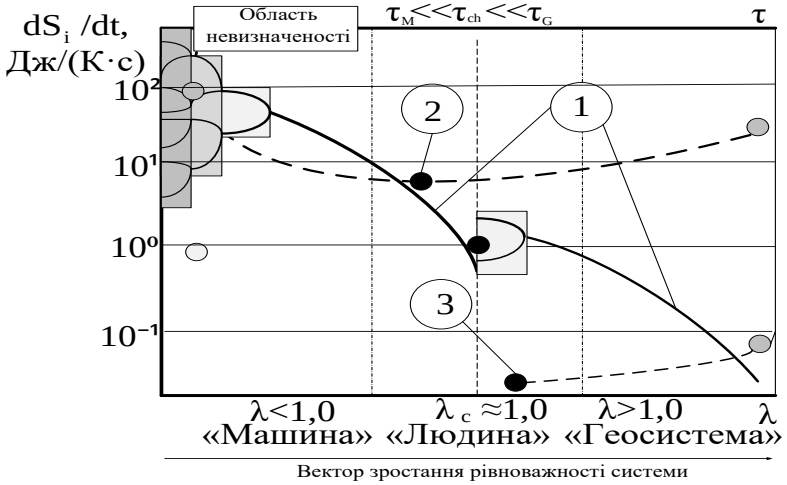


Рисунок 2 – Умови існування системи «машина-людина-геосистема» за термодинамічними показниками стійкості та визначеності зв'язків: 1 – система за участю людини; 2 – система за участю умовного штучного інтелекту; 3 – система за участю іншої умовної біологічної підсистеми (примати).

Фундаментальна нестійкість при λ→∞, для когнітивного агенту з екстерналізованим станом $A_{ch}(\lambda) = A_0 + \lambda \cdot A_1$, де $A_1 -$ будемо вважати відповідною за керування «машиною».

Не може визивати суперечність наступне твердження: «Якщо керування здійснюється через підсистему з $\tau_{ch} \gg \tau_{\mathrm{M}}$, то $\exists\, \lambda_{\mathrm{c}}: \mathcal{R}\left(\sigma\left(J(\lambda_{\mathrm{c}})\right)\right) \approx 0$», де $J -$ якобіан. Логіка аргументів тут включає наступне. Зростання λ підсилює зворотний зв'язок; при цьому більш швидка в розвитку підсистема «*M*» створює ефективне запізнення таким чином, що в спектрі виникає комплексна пара власних значень, а при $\lambda < \lambda_{\mathrm{c}}$ виникає біфуркація Гопфа (див. рис. 3). При $\lambda < \lambda_{\mathrm{c}}$ стаціонарний режим системи втрачає стійкість і виникає квазіперіодична або хаотична динаміка. Фізично це означає надмірну екстерналізацію часу і втрату фазової синхронізації між людиною та «машиною». З появою в ланці «машина» нового учасника – штучного інтелекту (*AI*), процес втрати стійкості зростає.

Існує і інший незалежний доказ, за участю ентропійного аргументу. Він складає наступне. Швидкість виробництва ентропії $\dot{\mathrm{S}} = \sigma_{\mathrm{G}} + \sigma_{\mathrm{ch}} + \sigma_{\mathrm{M}}$. Для забезпечення стійкості системи необхідні умови $\frac{\mathrm{d}\dot{\mathrm{S}}}{\mathrm{dt}} \leq 0$. Але $\frac{\mathrm{d}\dot{\sigma}_{\mathrm{M}}}{\mathrm{d}\lambda} < 0$ означає, що для $\exists\lambda_{\mathrm{c}}: \dot{\mathrm{S}}$ зростає. Тим самим порушується умова мінімальної дисипації Пригожина. Втрата людського шару означає різке зростання другої похідної $\frac{d^2\dot{\sigma}_{\mathrm{M}}}{\mathrm{d}\lambda^2}$, тобто появу нестійкості. Це може бути швидкі причини (наприклад, поява та розвиток *AI*) або повільні (наприклад, екологічний колапс).

Таким чином обумовлюється неможливість асимптотичної стійкості для

хронометрично-асиметричного керуючого суб'єкта (людини). Дисипативні процеси існують на межі співіснування людини і машини. Як хронометрично-асиметричний керуючий суб'єкт, «людина» не може існувати як асимптотично стійка стаціонарна структура, оскільки, при зменшенні екстерналізованого часу $\lambda < T_{ext}/\tau_{ch}$, неминуче виникає біфуркація Гопфа і стаціонарний режим керування втрачає стійкість. Система послідовно переходить у режим автоколивань, хаосу або розпаду керуючого контуру (див. рис. 3). І навпаки, реакція цієї ланки на глобальні збуджуючі процеси від «геосистеми» майже ніяк не впливає на зворотні зв'язки ($T_{ext} \gg \tau_{ch}$) і людина, або будь-яка інша біологічна субстанція, спроможна лише підстроюватися під ці збудження. Це може знайти пояснення для участі умовного примату, як типового представника підсистеми «людина», але вже без впливу на підсистему «машина».

Висновки

1.Система «машина–людина–геосистема» є принципово асиметричною за часовими масштабами, що визначає її поведінку. Прямий часовий зв'язок між «машинами» та «геосистемами» відсутній — він можливий лише через людину. Людина виконує роль ентропійного трансформатора та носія пам'яті, який узгоджує швидкі та повільні процеси.

2. З точки зору еволюційного розвитку, людина, з одного боку, може поступово стати нездатною стабілізувати машинну підсистему, в особливості при наявності там конкуруючого *AI*, а з другого - явно не здатна до «стабілізації» планетарної системи. Вона здатна лише підтримувати ці складові в режимі критичної нестійкості. Це означає, що підсистему «людина» можна розглядати тільки як умовно опосередковану ланку, коли її стабілізуюче існування можливе лише в режимі далекому від рівноваги, або система спрощується (втрата керування). В іншому випадку, на біфуркаційній межі такий суб'єкт може втрачати свої можливості, делегуючи їх іншій підсистемі, наприклад *AI* або самій Природі.

Література

1. Волошин В. С. Азархов О. Ю. Конкуренція та перспективи білково-вуглецевих та специфічних неорганічних екосистем на Землі. *Вісник Приазовського державного технічного університету.* Вип. 48. Сер. Технічні науки. 2024. С. 111-120. Вісник Приазовського державного технічного університету. 2024. Вип. 48. Сер. Технічні науки. С. 111-120

2.Grandpierre A. Entropy and Information of Human Organisms and the Nature of Life. *Frontier Perspectives*, Budapest, Vol. 13, 2004. P.16-21

УДК 628.477:669.1:504.062

Волошин В. С., д-р техн. наук, проф.
Приазовський державний технічний університет, м. Дніпро
Ткаленко І. А., Ph.D, генеральний директор
Компанія AMCOM Engineering s,r,o. Prague, Chech Republic

ІНТЕГРАЛЬНЕ ОЦІНЮВАННЯ МЕТАЛУРГІЙНИХ ВІДХОДІВ ЯК ВТОРИННИХ ЗАЛІЗОРУДНИХ РЕСУРСІВ У ВОДНЕВОЇ ТА ВУГЛЕЦЕВОЇ МЕТАЛУРГІЇ

Розвиток технології hydrogen-based direct reduction of iron (H_2-*DRI*) (прямого відновлення заліза з використанням водню) та її інтеграція з електродуговим сталеплавильним виробництвом (*EAF*) змінюють не лише енергетичну структуру металургійних процесів, а й характер утворення промислових відходів**.**

Незважаючи на значну кількість досліджень у сфері переробки окремих видів металургійних відходів, недооціненим залишається універсальний підхід до їх комплексного оцінювання як вторинних залізорудних ресурсів. Існуючі класифікації переважно базуються на походженні відходів або окремих технологічних характеристиках і не враховують одночасно такі важливі показники, як ступінь металізації, рівень забрудненості домішками, реакційну здатність, ексергетичну близькість до металургійного циклу та сумісність із низьковуглецевими технологіями.

Для попередньої класифікації металургійних відходів і формування початкової бази даних ми представимо формалізований функціональний зв'язок металургійних відходів між їхніми фізико-хімічними, мінералогічними, термодинамічними та іншими властивостями для вуглецевої металургії у вигляді нелінійної залежності

$$w_i^C = (M_i^C, X_i^C, Cl_i, G_i, R_i). \qquad (1)$$

Тут: M_i^C — маса i –го відходу; $X_i^C -$ параметри мінералогії відходу; Cl_i — показник вмісту вуглеця у відході; $G_i -$ гранулометрія; R_i — ступінь відновлювання заліза. Такі відходи характеризуються співвідношеннями $C_i \gg 0,\ R_i \approx 0{,}1 - 0,\ X_i^C -$ запереважно стабільні силікати.

У свою чергу, для кожного $j -$ відходу водневої металургії така залежність може мати вигляд

$$w_j^H = (M_j^H, X_j^H, Cl_j, G_j, R_j, T_j\ A_j) \qquad (2)$$

де додатково $T_j -$ термодинамічна активність компонентів; $A_j -$ хімічна активність

компонентів, для яких визначимо відношення $Cl_j \to 0$, $R_j \approx 0{,}7 - 0{,}95$, A_j – зростає, G_j – відображає тонкі дисперсні стани а T_j –відображає адитивну ентропію компоненту. Системні властивості металургійних відходів, які дозволяють їх використовувати за призначенням, будуть визначені відповідно до наступних запропонованих показників (табл. 1).

Таблиця 1 – Методологічні дані для розрахунку індикаторів якості металургійних відходів за афіліацією

Найменування властивостей і позначення у формулі	**Формула**
1. Ступінь металізації заліза у відході. Тут: Fe^0 — вміст металевого заліза у відході, мас. % або кг/т; FeO — вміст заліза у складі оксиду заліза(II), мас. %; коефіцієнт **0,5** враховує проміжний ступінь відновлення заліза в оксиді Fe); Fe_{total} — загальний вміст заліза у відході в усіх його формах ($Fe^0, FeO, Fe_3O_4, Fe_2O_3$ тощо), мас. %.	$M = \frac{Fe^0 + 0{,}5FeO}{Fe_{total}}$
2. Індекс чистоти металургійного відходу (Cl). Тут: Z — індекс за-брудненості відходушкідливими домішками, частка одиниці; S — вміст сірки, мас. %; P — вміст фосфору, мас. %; Zn — вміст цинку, мас. %; Pb — вміст свинцю, мас. %; Cu — вміст міді, мас. %; … — інші небажані домішки (As, Sn, Cr, Ni, лужні компоненти та ін.); L — гранично допус-тимий сумарний вміст домішок для конкретної технології рециклінгу, мас. %; Cl — показник чистоти (*cleanliness*) відходу.	$Z = (S + P + Zn + Pb + +Cu + \cdots)/L$ $Cl = 1 - Z$
3. Реакційна здатність відходу. Тут: R — індекс реакційної здатності відходу, частка одиниці; SSA (Specific Surface Area) — фактична питома поверхня відходу, м²/г або м²/кг; SSA_{ref}— еталонна (максимально розвинена) питома поверхня серед матеріалів, що розглядаються, або нормативне значення для високореакційного матеріалу, м²/г або м²/кг.	$R = \frac{SSA}{SSA_{ref}}$
4. Ексергетична віддаленість процесу перероблення відходу. Тут: **E** — індекс ексергетичної близькості відходу до металургійного циклу, частка одиниці; ΔG_{reg} — питомі енергетичні витрати (або зміна вільної енергії Гіббса), необхідні для підготовки та повернення відходу до технологічного циклу, МДж/т або ГДж/т; ΔG_{ore} — питомі енергетичні витрати (або зміна вільної енергії Гіббса), необхідні для відновлення первинної залізної руди до аналогічного стану, МДж/т або ГДж/т.	$E = 1 - \frac{\Delta G_{reg}}{\Delta G_{ore}}$.
5. Сумісність відходу з технологічним циклом водневої мета--лургії. Тут*: H* — індекс сумісності відходу з технологіями водневої металургії, частка одиниці; CO_2 — питомі викиди діоксиду вуглецю під час рециклінгу відповідного відходу, кг CO_2/т матеріалу або кг CO_2/т Fe; CO_2,max — максимально допустимі або найгірші серед розглянутих технологій викиди CO_2, прийняті як базове значення для нормування, кг CO_2/т матеріалу або кг CO_2/т Fe.	$H = 1 - \frac{CO_2}{CO_{2,max}}$

Для аналітичних досліджень ми перейдемо до напівемпіричної моделі, де

послідовно

$$M = f(Fe_{met}, FeO) \quad (3)$$

$$Cl = \varphi(S, P, Zn, Pb, Cu, \dots) \quad (4)$$

$$R = \psi(SSA, d_{0,5}, \varepsilon) \quad (5)$$

$$E = \phi(\Delta H_{add}) \quad (6)$$

$$H = \theta(C)_2, C_{fixed}) \quad (7)$$

Назвемо інтегральним критерієм, який відображає п'ять властивостей, що вказані для металургійного відходу, показник Secondary Iron Resource Index (SIRI), який пропонується визначати, як

$$SIRI = \alpha_1 M + \alpha_2 C + \alpha_3 R + \alpha_4 E + \alpha_5 H \quad (8)$$

Для линійки металургійних відходів вагові коефіцієнти пропонуються в масштабах: $\alpha_1 = 0{,}3;\ \alpha_2 = \alpha_3 = \alpha_4 = 0{,}2;\ \alpha_5 = 0{,}1$. Діапазон критерию $0 \le SIRI \le 1$.

Коефіцієнти ваги у вираженні (8) були прийняті експертним методом, враховуючи відносну важливість окремих властивостей відходів під час їх участі у металургійній переробці. Ступінь металізації заліза ($\alpha_1 = 0{,}3$) визначає потенційну вихідність металевого заліза і має визначальний вплив на матеріальний баланс процесу. Індикаторам чистоти, реактивності та ексергетичної близькості присвоюється рівна вага ($\alpha_2 = \alpha_3 = \alpha_4 = 0{,}2$), оскільки кожен із них характеризує незалежний фактор інтегральної технологічної придатності відходів. Індекс сумісності водневого циклу ($\alpha_5 = 0{,}1$) розглядається як додатковий критерій перспективності матеріалу на етапі переходу до низьковуглецевої металургії.

Виходячи з принципу пріоритетної технологічної придатності відходів як вторинного ресурсу металургійної сировини, зберігаючи при цьому вирішальну роль їхньої вартості залізорудного компоненту, загальну функцію ресурсів відходів можна представити як суму трьох груп властивостей — вартість залізної руди (R_{Fe}), технологічна придатність (R_{tech}) та екологічна сумісність (R_{eco})

$$SIRI \sim R_{Fe} + R_{tech} + R_{eco} \quad (9)$$

Ступінь металізації безпосередньо визначає ресурсну цінність відходу як носія заліза. Технологічна придатність значною мірою залежить від чистоти відходу (min Zn, Pb, S, P, Cu тощо), а також від реакційної здатності матеріалу та наближеності його складу до складу корисної сировини. Екологічна сумісність є особливо важливою в контексті розвитку металургії майбутнього. Традиційна вуглецева металургія також генерує високометалізовані відходи (окалина, конвертерний шлам, BOF-пил), які мають потенціал для повторного ресурсного використання. Їх поєднання з

високометалізованими H_2-відходами відкриває перспективи для формування ефективних ресурсозберігаючих технологічних рішень.

Запропоновані групи властивостей мають таке емпірично обґрунтоване вагове співвідношення:

$$R_{Fe}(M) \approx 0{,}3;\ R_{tech}(C+R+E) \approx 0{,}6;\ R_{eco}(H) \approx 0{,}1$$

співставні з даними формули (8) та ґрунтуються на принципі ієрархічної значущості чинників, що визначають можливість залучення металургійних відходів як вторинної залізовмісної сировини. У дослідженні застосовано інженерно-емпіричний підхід, який відображає послідовність ухвалення технологічних рішень під час оцінювання придатності відходів до рециклінгу.

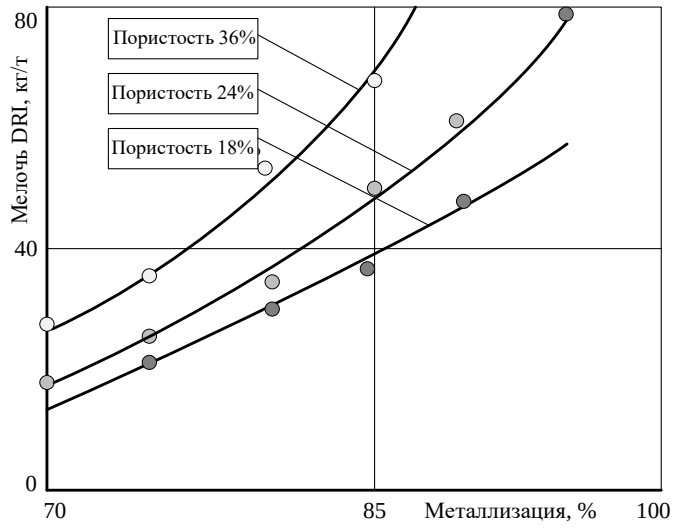


Рисунок 1 – Розрахункова залежність кількості дрібності в процесах відходоутворення для водневої технології тримання заліза. Розрахункові значення $\alpha = 1{,}2$ – показник ступеню металізації, $\beta = 1{,}5$ – показаник ступеню пористості.

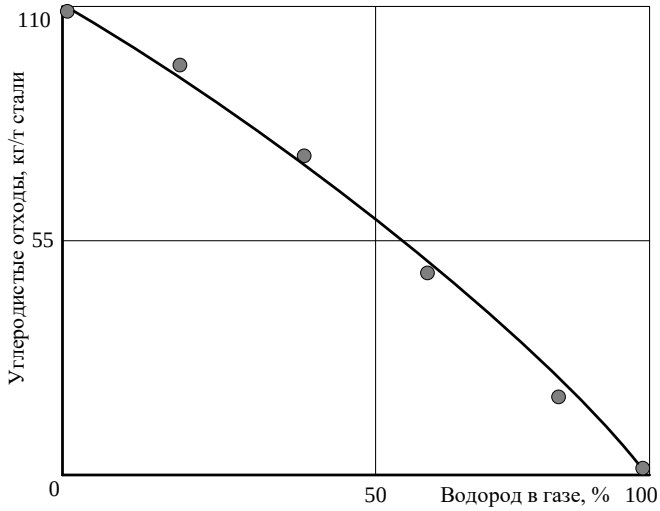


Рисунок 2 – Зниження вуглецевовмісних відходів при зростанні і H_2 у відновлювальному газі

Результати дослідження

На підтвердження вищої ефективності утворення відходів у технологічному процесі водневого відновлення заліза порівняно з вуглецевим відновленням наведемо дві взаємодоповнювальні залежності. Однією з них є залежність частки дрібнодисперсної фракції *DRI* від ступеня металізації в процесах утворення відходів під час застосування технологій водневого відновлення заліза (рис. 1).

Збільшення кількості дрібнодисперсної фракції *DRI*, що утворюється як відхід, більш ніж у чотири рази зі зростанням ступеня металізації зумовлене підвищенням пористості матеріалу. Глибше відновлений *DRI* характеризується нижчою механічною міцністю та більшою схильністю до руйнування під час транспортування й подальшої переробки.

Інша залежність демонструє суттєве скорочення обсягу вуглецевмісних відходів завдяки переходу до альтернативного способу відновлення заліза (рис. 2). Зі збільшенням частки H_2 у відновлювальному газі системи $C - H_2$ від 0 до 100 % маса відходів зменшується майже у 18 разів — зі 110 до 6 кг/т сталі, що свідчить про високу ефективність водневого відновлення щодо мінімізації утворення відходів. Найбільш інтенсивне скорочення спостерігається в інтервалі вмісту H_2 40–80 %, де різко знижується утворення побічних продуктів, що містять вуглець.

Однією з ключових закономірностей утворення відходів під час переходу до водневої металургії є зменшення обсягів силікатних шлаків, що описується залежністю $dw_{slag}/dH_2 \to 0$. Водночас збільшується кількість металізованої дрібнодисперсної фракції ($dw_{DRI-fines}/dH_2 > 0$). За таких умов ресурсна цінність відходів як вторинної сировини істотно зростає ($V^H_{secondary} > V^C_{secondary}$), що додатково зумовлено підвищенням їхньої хімічної реакційної здатності ($A_H > A_C$).

Таким чином, перехід до водневої металургії спричиняє фундаментальну трансформацію більшої частини системи металургійних відходів.

У перспективі формується нова концепція *«Waste → Secondary Iron Resource (W–SIR)»,* яка дає змогу по-новому оцінити потенціал рециклінгу не лише відходів нового покоління, що утворюються у водневих металургійних процесах, а й значної частини раніше накопичених відходів традиційної вуглецевої металургії. Концепція *«Waste → Secondary Iron Resource (W–SIR)»* передбачає перехід від традиційної класифікації відходів за їхнім походженням до класифікації за ресурсною цінністю для використання в умовах замкнутого металургійного циклу.

Для цього недостатньо враховувати лише вміст заліза. Застосування

інтегрального критерію, який комплексно характеризує сукупність системних властивостей відходів, показує на їхню придатність до рециклінгу в процесах плавлення, прямого відновлення, агломерації, огрудкування, формування металургійних шлаків і виготовлення залізовмісних композиційних матеріалів.

Розрахункові значення основних показників алгоритму, запропонованого в методиці, а також обґрунтування, необхідні для аналізу кожного з розглянутих видів металургійних відходів, наведено в табл. 2.

Таблиця 2 – Класифікація деяких металургійних відходів за показником SIRI

Відхід	Показники, частка од.				
	M	**C**	**R**	**E**	**H**
DRI-пил (водневе відновлення)	**0,85.** Утворюється при стиранні металізованих окатишів DRI; залізо представлено переваж-но у вигляді Fe^0 та FeO, тому ступінь металізації є дуже високим.	**0,95.** Відсутні продукти коксування та доменного процесу; мінімальні концентрації S, P, Zn, Pb, Cu.	**0,90.** Частинки дрібні та пористі, успадковують розвинену структуру DRI, що забезпечує високу швидкість відновлення/плавлення.	**0,90.** Залізо вже пройшло основну ста-дію відновлення; для повернення в цикл потрібні міні-мальні енергетичні витрати.	**0,95.** Може безпосередньо повертатися до H_2-DRI-процесів без порушення низьковуглецевої схеми виробництва.
SIRI			**0,895**		
HBI-дрібність	**0,90.** Зберігає ступінь мета-лізації вихід-ного HBI (за-звичай 88–94 %), оскільки утворюється внаслідок механічного руйнування брикетів.	**0,95.** Забрудненість практично відсутня; хімічний склад близький до вихідного HBI.	**0,75.** Брикетування зменшує пористість і площу поверхні порівняно з пилом DRI.	**0,95.** Являє собою практично готову металеву сировину, що потребує лише переплавлення або введення в шихту.	**0,95.** Повністю відповідає концепції водневої металургії та вторинного залізорудного ресурсу.
SIRI			**0,8**		
Пил від газоочищення H_2-DRI	**0,75.** Містить суміш частинок Fe^0, FeO та частково відновлених оксидів, винесених потоком газу.	**0,90.** Можлива локальна концентрація летких компонентів, але рівень домішок залишається низьким.	**0,95.** Дуже висока дисперсність забезпечує максимальну реакційну здатність серед усіх залізовмісних відходів.	**0,85.** Значна частина енергії відновлення вже витрачена на стадії отримання DRI.	**0,95.** Найбільш природний кандидат для повернення у водневий відновлювальний цикл.

IRI			**0,86**		
Оксидний шлам H_2-DRI	**0,55.** Представлений переважно FeO і Fe_3O_4; вміст металевого заліза помірний.	**0,90.** Відсутні вуглецеві забруднення та домішки доменного походження.	**0,85.** Тонкодисперсна шламова структура забезпечує хорошу відновлюваність та агломерованість.	**0,75.** Потребує додаткового відновлення, але є значно менш енергоємним, ніж відновлення руди	**0,95.** Добре адаптований для повторного відновлення воднем.
SIRI			**0,75**		
Окалина прокатного виробництва	**0,60.** Складається головним чином із FeO, Fe_3O_4 та Fe_2O_3, іноді містить залишкове металеве залізо.	**0,90.** Практично не містить шкідливих домішок; один із найчистіших залізовмісних відходів традиційної металургії.	**0,70.** Більш щільна структура оксидів зменшує реакційну здатність порівняно з DRI-матеріалами.	**0,75.** Для відновлення окалини потрібна значно менша кількість енергії, ніж для переробки залізної руди.	**0,65.** Добре інтегрується в технології водневого відновлення завдяки високій чистоті та оксидній природі.
SIRI			**0,73**		
Пил від газоочищення BOF	**0,55.** Містить тонкодисперсні частинки металу та оксидів заліза; ступінь металізації вищий, ніж у конвертерного шламу.	**0,60.** Часто концентрує Zn і Pb, що потребує попередньої обробки перед рециклінгом.	**0,85.** Завдяки високій дисперсності швидко залучається до процесів відновлення та плавлення.	**0,70.** Високий вміст заліза забезпечує відносно низькі енергетичні витрати на повернення в цикл.	**0,35.** Необхідні операції з адаптації до низьковуглецевої технології.
SIRI			**0,63**		
Конвертерний шлам (BOF)	**0,45.** Залізо присутнє у вигляді Fe^0, FeO та Fe_3O_4, однак переважають окиснені форми.	**0,70.** Накопичує фосфор, цинк, свинець та інші елементи, що циркулюють у киснево-конвертерному процесі.	**0,75.** Дрібнодисперсність забезпечує задовільну реакційну здатність, однак щільні оксиди її обмежують.	**0,65.** Для повернення в металургійний цикл потрібне додаткове відновлення заліза.	**0,40.** Пов’язаний із вуглецевою металургією та має значний вуглецевий слід.
SIRI			**0,60**		
Колошниковий пил доменної печі	**0,35.** Представлена сумішшю	**0,55.** Містить Zn, Pb, луги та вуглецеві	**0,75.** Висока дисперсія сприяє реактивності,	**0,55.**Повернення заліза можливе, але	**0,25.** Зберігає сильну прив’язаність до

	оксидів заліза та частинок коксу; частка металізованого заліза незначна.	домішки.	незважаючи на складний склад.	потребує глибшого відновлення порівняно з окалиною та BOF-пилом.	доменного вуглецевого циклу та обмежену сумісність із H_2-технологіями.
SIRI			**0,49**		
Доменний шлам	**0,25.** Залізо переважно пов'язане в оксидних і силікатних фазах; металевого заліза мало.	**0,50.** Містить вуглець, сірку, луги та різні шлакові компоненти	**0,60.** Реакційна здатність обмежена складним мінералогічним складом і високою вологістю шламу.	**0,40.** Для повернення заліза потрібні значні додаткові енергетичні витрати.	**0,20.** Найбільш віддалений від концепції водневої металургії через своє походження та склад.
SIRI			**0,40**		

На підставі отриманих результатів концепцію **«***Waste → Secondary Iron Resource***»** можна сформулювати таким чином: *Металургійний відхід слід розглядати не як втрату, а як Secondary Iron Resource, якщо його інтегральний індекс ресурсної придатності SIRI ≥ 0,65 і він забезпечує повернення заліза до металургійного циклу з меншими ексергетичними витратами, ніж підготовка первинної залізорудної сировини.*

Такий підхід переводить класифікацію відходів від критерію їхнього походження («водневі» або «вуглецеві») до критерію ресурсної цінності та ексергетичної наближеності до залізного технологічного циклу, що становить наукову основу концепції «*Waste → Secondary Iron Resource*».

Таким чином, запропонований інтегральний критерій *SIRI* є універсальним науковим інструментом кількісного оцінювання ресурсної цінності металургійних відходів та їхніх сумішей на основі комплексного врахування металургійних, технологічних і екологічних характеристик. Його застосування створює підґрунтя для уніфікованої класифікації відходів незалежно від їхнього походження та технології утворення. А розвиток концепції **«***Waste → Secondary Iron Resource***»** забезпечує перехід від традиційного підходу, орієнтованого на утилізацію відходів, до управління замкнутими потоками залізовмісних матеріалів у межах циркулярної металургії. Такий підхід формує наукову основу для інтеграції відходів вуглецевої та водневої металургії в єдині системи рециклінгу.

УДК 628.4:504.06

Волошин В. С., д-р техн. наук, проф.
Приазовський державний технічний університет, м. Дніпро
Ткаленко І. А., Ph.D, генеральний директор
Компанія AMCOM Engineering s,r,o. Prague, Chech Republic

КОМПЛЕМЕНТАРНІ ТЕРРИТОРІАЛЬНІ ПРОМИСЛОВІ ВІДХОДИ ЯК РЕСУРС ДЛЯ РЕЦИКЛІНГА У ЦИРКУЛЯРНІЙ ЕКОНОМІЦІ

Основна ідея дослідження полягає в розширенні спектру промислових відходів, придатних до рециклінгу або інших форм вторинного використання, шляхом узгодження різних типів відходів за параметрами їх технологічної сумісності. Під **територіально-комплементарними вторинними ресурсами** пропонується розуміти сукупність промислових відходів і побічних продуктів, просторово локалізованих у межах єдиної промислової території, які характеризуються взаємодоповнювальними матеріальними, хімічними, енергетичними та технологічними властивостями, що забезпечують можливість їх комплексного використання в інтегрованих системах промислового симбіозу та циркулярного управління матеріальними потоками.

Ключові відмінні характеристики територіально-комплементарних відходів можуть слугувати основою для системного аналізу та управління латентними властивостями промислових відходів. До таких характеристик належать:

– кластерність — утворення відходів як складової територіально-виробничого комплексу;

– прогнозованість складу відходів — наприклад, для металургійного регіону характерним є переважання залізовмісних пилів, шламів, шлаків та окалини, тоді як для вугледобувного регіону типовими є зола, хвости збагачення, розкривні породи та вуглецевмісні відходи;

– зв'язок із матеріальними потоками, що передбачає розгляд промислового відходу як елемента регіональної системи матеріальних потоків;

– потенціал комплексного використання територіальних відходів, який створює передумови для розвитку промислового симбіозу (*industrial symbiosis*).

У межах цього дослідження основну увагу зосереджено саме на останній із зазначених характеристик як концептуальній основі формування системних кластерів управління значними матеріальними потоками відходів, що утворюються на певній

промисловій території та належать до різних галузей промисловості.

Теоретичною основою дослідження є проблематика комплексної переробки цінних металовмісних відходів у межах визначеної промислової території, на якій функціонує базове підприємство «X» — основне джерело металовмісних відходів. За таких умов використання альтернативних ресурсних матеріалів у вигляді територіальних відходів інших підприємств може не лише підвищити ефективність процесів переробки, а й створити передумови для міжпідприємницької кооперації у сфері поводження з відходами.

У межах територіального округу, де розташоване базове підприємство «X», функціонують також інші промислові підприємства різного профілю, умовно позначені як «A», «B», «C» тощо. Відходи цих підприємств пропонується класифікувати як *допоміжні* (b_{2j}), якщо вони походять із тієї самої галузі, що й базове підприємство «X», або як *альтернативні* (b_{3k}), якщо вони утворюються в інших галузях промисловості.

Для теоретичного аналізу можливих конфігурацій сумішей, придатних до рециклінгу, прийнято базове припущення, згідно з яким вихідна композиція формується з основних компонентів b_{1i}, додаткових компонентів b_{2j} та альтернативних компонентів b_{3k}, наявних у межах досліджуваної території, і може бути описана узагальненою формулою: $b_{1i} + b_{2j} + b_{3k} + \cdots$, яку в подальшому використано як базову модель дослідження (табл. 1).

Таблиця 1 – Вихідні дані та координати окремих промислових відходів підприємств, розташованих у 30-кілометровій зоні навколо базового підприємства «X».

Мітка	Назва відходу	Виробництво, галузь	Хімічний склад, %	Грануломет. склад, мм
		Базові компоненти b_{1i} для суміші		
b_{11}	Класифікаційний пил сухої очистки DR	«X» металургійне підприємство	Fe 9,97; Fe_2O_3 35,8; FeO 25,5; SiO_2 2,02; CaO 8,84; Al_2O_3 1,39; C 1,27; MgO 1,96 ZnO 2,08; MnO 0,57; S 0,17; P 0,08 інші 10,35	$\leq 3{,}0$; max 5
b_{12}	Пил від блоку DR	«X» металургійне підприємство	Al_2O_3 2,6; CaO 10,36-10,96; SiO_2 14,17-15,36; MgO 1,70; FeO 29,74-31,93; MnO 0,48; C 32,13-36,45; Na_2O 2,5; K_2O 1,22-1,44	0,005-1,0 max 5
b_{13}	Відсів DRI	«X» металургійне підприємство	Fe 84,5; FeO 6,5; Al_2O_3 1,15; SiO_2 SiO_2 3,8; C 2,5 CaO 0,75; MgO 0,3	1-3; max 6,3

Допоміжні компоненти b_{2j} для суміші

b_{21}	Олії, що відпрацьовані та їх залишки після очистки/змішування	1 – «A», 2 – «B» нафтохімія, металургія	C 80–88; H 10–14; S 0.5–2; Ash (SiO_2, Fe_2O_3 та ін.) 0.1–1; H_2O 1–5	рідина / <0.001
b_{22}	Пил газоочищення BF	«C» металургійне підприємство	Fe 20–35; Fe_2O_3 55; Fe_3O_4 10; C 20–35; SiO_2 5–10; CaO 3–8; Al_2O_3 2–5; Zn 0.2–1	0.002 – 0.04
b_{23}	Пил газоочищення EAF	«C» металургійне підприємство	Fe 20–40; Fe_2O_3 35; Fe_3O_4 10; Zn 10–35; Pb 0.5–4; SiO_2 2–6; CaO 3–8; MnO 1–4; Cl 1–5	0,0001-0,05
b_{24}	Шлак EAF	«D» металургійне підприємство	CaO 25–40; FeO 15–30; Fe_2O_3 5; SiO_2 10–20; MgO 5–10; Al_2O_3 3–8; MnO 3–8	1-40
b_{25}	Шлак BF	«D», «C» металургійне підприємство	CaO 35–45; SiO_2 30–40; Al_2O_3 8–18; MgO 5–12; FeO 0.5–2	1-50
b_{26}	Окалина	«C» металургійне підприємство	FeO 60–70; Fe_3O_4 20–30; Fe_2O_3 5–10; SiO_2 1–3	0,1-5
b_{27}	Стальной скрап	«E» Сталеливарне виробництво	Fe 96–99; FeO 1; Fe_2O_3 0.5; FeO 1; Fe_2O_3 0.5; C 0.1–1.0; Mn 0.2–1; Si 0.1–0.5; Cr/Ni/Cu сліди	20-1500
	Можливі альтернативи b_{3k}			
b_{31}	Важкі фракції вугільного піролізу, угольного пиролиза, дьоготь	«F» Переробка відходів	ПАУ 50-70; феноли 5-15; гетероцикли (N, S,) 5-10; асфальтены 20-35	Рідина
b_{32}	Піролізна смола (важка фракція) піролізу шин	«F» Переробка відходів	Аром.вуглеводні 60-80, олефины 10-20; твердий вуглець 1-5	Рідина
b_{33}	Кам'яновугільний пек	«H» Коксохімічна промисловість	C 92-94; P 4-5; нерозчинні 20-45	0-10
b_{34}	Гудрон (нафтовий пек)	«I», «G» Нафтохімія	Асфальтен 2-40; смоли 30-504 олії 20-40	В'язка рідина
b_{35}	Карбон-композити,	«M» Автомобільна промисловість	C 70-90; зв'язувальні речовини 10-25; мінеральні наповнювачі 0-10	0,1-5
b_{36}	Відпрацьовані електродні маси (після механічної активації).	«D» Ливарне виробництво	C 80-95; пек 5-15; зола (SiO_2, Fe_2O_3, Al_2O_3) 1-5	0-3 max 5

Характеристика базових та альтернативних сумішей у термодинамічних розрахунках дає наступне. Базовими вважаються суміші, сформовані з компонентів (b_{1I}), що належать базовому підприємству «X». Як приклад можна навести такі

композиції:

– формула ($\mathrm{b}_{11} + \mathrm{b}_{12} + \mathrm{b}_{13}$) (сухий пил газоочищення + пил GSP + відсів DRI);

– формула ($\mathrm{b}_{11} + \mathrm{b}_{12}$) (сухий пил газоочищення + пил GSP).

Функціональна роль базових компонентів у формуванні ентропійних властивостей сумішей для наведених композицій може бути охарактеризована таким чином.

Компонент (b_{13}) виконує функцію ентропійного активатора, сприяючи підвищенню реакційної здатності суміші та покращенню її газопроникності.

Компонент (b_{11}) виступає як ентропійний стабілізатор, формуючи хімічну матрицю системи (Fe–O–C) та забезпечуючи стабільність її структурно-хімічного стану.

Компонент (b_{12}) виконує роль енергетичного донора системи, тобто своєрідного негентропійного «якоря», який підтримує необхідний енергетичний потенціал перебігу процесів.

Для аналізу багатокомпонентних сумішей промислових відходів заданого складу розглянемо побудову двовимірної матриці як основи ентропійно-топологічної моделі [1]. Ілюстративний вигляд відповідної двовимірної матриці суміжності наведено нижче:

	b_{11}	b_{12}	b_{13}	b_{21}	b_{22}	b_{23}	b_{24}	b_{25}	b_{26}	b_{27}	b_{31}	b_{32}	b_{33}	b_{34}	b_{35}	b_{36}
b_{11}	-	211	160	285	215	210	190	180	165	150	295	290	275	265	175	160
b_{12}	+56	-	140	275	205	200	180	170	155	140	285	280	265	255	165	150
b_{13}	+49	+44	-	240	170	165	150	140	130	120	250	245	230	220	135	125
b_{21}	+75	-70	+65	-	300	295	270	260	240	220	330	325	310	305	230	220
b_{22}	+45	-40	+35	+60	-	220	200	190	175	160	310	302	291	280	185	171
b_{23}	+43	+38	+33	+58	+30	-	195	185	170	155	304	300	285	275	180	165
b_{24}	+35	+30	+25	-50	+25	-23	-	175	160	145	285	280	265	255	165	150
b_{25}	+30	+25	-20	-45	-20	-18	+15	-	150	135	275	270	255	245	155	140
b_{26}	-20	+18	-15	-35	-15	+14	+12	-10	-	125	260	255	240	230	140	130
b_{27}	-10	-8	-5	+25	+10	-9	+8	-7	-5	-	240	235	220	210	130	120
b_{31}	+80	+75	+70	+40	+65	+63	-55	+50	-45	-35	-	335	320	310	245	235
b_{32}	+78	+73	+68	+38	+63	+60	-53	+48	-43	-33	+10	-	315	305	240	230
b_{33}	-70	-65	+60	+30	+55	+52	-45	+40	-35	+25	+8	+7	-	290	225	215
b_{34}	-65	-60	+55	+25	+50	+48	-40	+35	+30	+20	+5	+5	+5	-	215	205
b_{35}	+25	-20	-18	-20	+18	-16	+12	+10	+8	+5	-20	+18	+15	-12	-	150
b_{36}	+15	-12	-10	-15	+12	+11	+8	+6	+5	-4	+15	+13	+10	-8	+5	-

У комірках матриці відображено термодинамічні параметри (S_{total}) (над

головною діагоналлю) та (ΔS) (Дж/(моль·К)).

Як попередню фізичну інтерпретацію отриманих результатів розглянемо брикетну суміш базових компоненті (b_{11} + b_{12}), призначену для використання в електродуговій печі (EAF), де її основною функцією є забезпечення процесу плавлення. Висока ефективність цієї композиції зумовлена максимальним приростом ентропії змішування ΔS_{mix}^{max}=36 Дж/(моль·К), що свідчить про інтенсивне змішування компонентів, високу реакційну здатність суміші та швидке її прогрівання [2, 3]. До недоліків цієї композиції належать підвищене пилоутворення та недостатня механічна міцність. Незважаючи на це, зазначена суміш є найбільш перспективним кандидатом для застосування в процесах електродугового плавлення з використанням вторинної сировини.

Переваги суміші базових компонентів (b_{11} + b_{13}) полягають у збалансованому співвідношенні пилової та каркасної складових, високій формувальній здатності та стабільності поведінки під час технологічного процесу, на що показує розвинений структурний каркас, значна реакційна поверхня та їх критерій - помірне значення конфігураційної ентропії (S_{conf} =21 Дж/(моль·К)), яка визначає рівень структурної впорядкованості та реакційної активності системи [3]. Основним недоліком цієї композиції є відносно невисока швидкість перебігу реакцій. Водночас вона може розглядатися як універсальний варіант як для електродугового плавлення (EAF), так і, частково, для процесів прямого відновлення заліза (DRI), де має переваги порівняно з іншими аналогічними сумішами.

Суміш базових компонентів (b_{12} + b_{13}) здатна формувати щільну структуру та забезпечувати достатню механічну міцність. Однак, невелика величина приросту ентропії змішування (ΔS_{mix}^{max}) і низьке значення конфігураційної ентропії (ΔS_{mix}^{max}) свідчать про недостатню інтенсивність змішування та обмежену реакційну активність. Така композиція є більш придатною для стабільних технологічних процесів, ніж для процесів із високою інтенсивністю перебігу реакцій.

Проведений ентропійний аналіз засвідчує, що загалом зростання інтегральної ентропії є індикатором доцільності використання сумішей у процесах електродугового плавлення (EAF), якщо визначальними є реакційна здатність матеріалу та його плавильні властивості. Натомість помірні значення інтегральної ентропії відповідають характеристикам сумішей, оптимізованих для процесів прямого відновлення заліза (DRI), де пріоритетною є функція контрольованого реакційного відновлення.

Розрахунок і аналіз трикомпонентних сумішей із використанням тривимірної матриці суміжності P×Q×R = 16×16×16 є логічним продовженням реалізації

ентропійно-топологічної моделі у вигляді багатовимірних матриць суміжності як методу аналізу багатокомпонентних складних систем [1].

Результати розрахунків тривимірної матриці суміжності, яка є носієм ентропійних характеристик кожної суміші, є досить об'ємними, оскільки для кожної комірки визначено значення S_{total} (Дж/(моль·К)) та ΔS (Дж/(моль·К)). У зв'язку з цим подальший аналіз зосереджено на оцінюванні фізико-хімічної та технологічної ефективності тих сумішей, які характеризуються найсприятливішими термодинамічними параметрами.

Базова трикомпонентна суміш для підприємства «Х» описується формулою ($b_{11} + b_{12} + b_{13}$). Для неї отримано такі розрахункові показники: S_{total}=355 Дж/(моль·К) та ΔS=95 Дж/(моль·К), зо показують на такі недоліки, як відносно висока леткість вуглецевмісних компонентів (b_{12}, b_{13}) і можливе газовиділення під час процесу DRI. Крім того, склад суміші та сформований брикет не є оптимізованими з погляду теплоємності та плавильних властивостей, тому для застосування в електродугових печах (EAF) може виникнути потреба у коригуванні вмісту заліза.

Далі розглянуто композиції, до складу яких включено додаткові компоненти групи (b_{2j}), що походять із технологічно споріднених підприємств тієї самої галузі (табл. 2).

У цих сумішах допоміжний компонент (b_{21}) виконує функцію основного ентропійного драйвера. Суміші, що містять цей компонент, характеризуються найвищою придатністю до пресування та є найбільш перспективними для використання у плавильних агрегатах, зокрема в електродугових (EAF) і киснево-конвертерних (BOF) процесах.

Допоміжні компоненти (b_{22}) та (b_{23}), забезпечуючи помірне зростання ентропії системи, сприяють її стабілізації. Завдяки цьому вони є доцільними як складові для сумішей, призначених, зокрема, для процесів прямого відновлення заліза (DRI).

Суміші з іншими допоміжними компонентами, зокрема (b_{24}) та (b_{25}), не розглядаються як перспективні через їх виражену багатофазність і низьке значення мінімальної конфігураційної ентропії (S_{conf}^{min}). Водночас використання компонентів (b_{26}) і (b_{27}) є малоефективним через недостатню міжчастинкову адгезію, що характеризується параметром поверхневої ентропії (S_{surf}), або надмірно високу хімічну стабільність, яка відповідає мінімальному значенню хімічної ентропії (S_{chem}^{min}).

Таблиця 2 – Термодинамічна характеристика трикомпонентних металургійних сумішей із допоміжними добавками металургійних відходів інших підприємств тієї самої галузі.

Формула суміші	S_{total}, Дж/(мольК)	ΔS, Дж/(мольК)	Термодинамічні особливості сумішей
$(b_{11}+b_{12})+b_{21}$.	311	88	Рідкі органічні речовини (b_{21}) додають максимальну конфігураційну та структурну ентропію, покращують плинність суміші для пресування та плавлення. Чудово підходить для EAF.
$(b_{11}+b_{12})+b_{22}$	270	78	Додавання дисперсних оксидів стабілізує змішування і помірно підвищує рівень ΔS. Підходить для DRI.
$(b_{11}+b_{12})+b_{23}$	265	74	Вплив цинку та летких компонентів збільшує ΔS_{mix}, покращує однорідність спікання, але потребує контролю викидів газів.
$(b_{11}+b_{13})+b_{21}$	305	82	Висока ентропія та плинність; підходить для пресування та спекування брикетів, корисний для EAF.
$(b_{12}+b_{12})+b_{21}$	295	80	Збільшення конфігурації та поверхневої ентропії; компроміс для DRI та плавки.

Трикомпонентні суміші з **альтернативними** компонентами (b_{3k}), що походять від інших територіально інтегрованих підприємств» різних галузей промисловості відносно виробництва «Х, наведено в таблиці 3.

За результатами аналізу тривимірної матриці суміжності сумішей з альтернативними компонентами (b_{3k}) встановлено, що компоненти $\{b_{31}, b_{32}, b_{33}, b_{34}\}$ забезпечують найвищі значення інтегральної ентропії $S_{total} > 310\ \text{Дж/(мольК)}$. У цьому випадку підвищення інтегральної ентропії показує на покращення процесів пресування та більш рівномірний розподіл компонентів у суміші. Основним обмеженням таких сумішей є відносно невисокий вміст металевої фази, тому для використання в електродугових печах (EAF) доцільно поєднувати їх із компонентами, що характеризуються вищим вмістом металу, зокрема (b_{11}, b_{13}). Найкращий компроміс між термодинамічною ефективністю та технологічністю процесу брикетування демонструють суміші $(b_{11}+b_{12})+b_{32}$ и $(b_{11}+b_{12})+b_{21}$.

Таблиця 3 – Термодинамічна характеристика трикомпонентних металургійних сумішей з альтернативними добавками промислових відходів, що надходять від територіально

пов'язаних підприємств інших галузей промисловості.

Формула суміші	S_{total}, **Дж/(мольК)**	ΔS, **Дж/(мольК)**	**Термодинамічні особливості сумішей**
$(b_{11} + b_{12}) + b_{31}.$	339	85	Дьоготь додає максимальну структурну ентропію, покращує стисненість, але низька частка металів надає меншу ефективність для виплавки у EAF.
$(b_{11} + b_{12}) + b_{32}$	362	91	Піролізна смола — це рідка матриця з високою ентропією, яка покращує розподіл вуглецю; підходить для спікання брикетів.
$(b_{11} + b_{12}) + b_{33}$	320	82	Кам'яновугільний пек підвищує хімічну активність; помірна ентропія.
$(b_{11} + b_{13}) + b_{31}$	325	85	Збільшення конфігураційної ентропії, але менше металомістка суміш.
$(b_{12} + b_{13}) + b_{31}$	317	78	Покращена дисперсія, підходить для пресування, але потребує контролю С та леткої речовини.

Суміш $(b_{11} + b_{12}) + b_{21})$ загалом характеризується внутрішньою ентропійною поляризацією. За таких умов ультрадисперсний пил DR формує максимальні значення конфігураційної та поверхневої ентропії, тоді як вуглецевмісний компонент виконує функцію негентропійного структурно-енергетичного стабілізатора системи.

Суміш з альтернативною добавкою $(b_{11} + b_{12}) + b_{32}$ характеризується найвищим рівнем інтегральної ентропії. Водночас нижчий вміст металевої фази створює сприятливі умови для ефективнішого проміжного спікання за стабільного розподілу вуглецю.

Базова суміш $(b_{11} + b_{12} + b_{13})$ залишається універсальною, однак її інтегральна ентропія є нижчою порівняно із сумішами, що містять допоміжні або альтернативні компоненти. Це свідчить про потенційну конкурентоспроможність інших видів відходів, які не входять до базового переліку (див. табл. 1).

Таким чином, максимальні значення інтегральної ентропії, що визначають ефективність трикомпонентних сумішей за конфігураційними, хімічними, термодинамічними та іншими характеристиками, досягаються за майже однакових співвідношень базових компонентів (b_{1i}). У присутності окремих допоміжних компонентів (b_{2j}) це співвідношення практично не змінюється, тоді як введення альтернативного компонента (b_{3k}) зумовлює його незначне зміщення в бік базових складових.

Аналогічний підхід може бути застосований і до аналізу чотирикомпонентних, а

також складніших композицій, до складу яких входять територіально-комплементарні відходи, термодинамічно сумісні з відходами базового виробництва. Узагальнення результатів ентропійно-топологічного аналізу допоміжних і альтернативних добавок до базових сумішей, згідно з методикою [1], дало змогу визначити чотири найбільш перспективні композиції за сукупністю термодинамічних і фізико-хімічних критеріїв, зокрема за величиною інтегральної ентропії, ефективністю пресування, однорідністю розподілу компонентів та рівнем хімічної активності. При цьому наявність достатньої кількості металевої фази підвищує ефективність використання брикетів у процесах електродугового плавлення (EAF), тоді як структурна стабільність композиції забезпечує необхідну механічну міцність готового брикету (табл. 4)

Таблиця 4 – Пріоритетні напрями вибору чотирикомпонентних сумішей із використанням допоміжних та альтернативних промислових відходів.

Пріоритет	Формула суміші	S_{total}, Дж/(мольК)	ΔS	Переваги суміші
I	$(b_{11} + b_{12} + b_{13}) + b_{21}$	335	87	Максимальна ентропія та рідкі органічні речовини як основа відмінної стисненості та спікання, ефективно при використанні брикетів у EAF та DRI.
II	$(b_{11} + b_{12} + b_{13}) + b_{31}$	355	84	Висока структурна та конфігураційна ентропія покращує розподіл вуглецю, що є ефективним для спікання і потребує контролю Fe-фази.
III	$(b_{11} + b_{12} + b_{13}) + b_{22}$	285	78	Стабільна дисперсна суміш для DRI, помірна ентропія, добра структурна стабільність.
IV	$(b_{11} + b_{12} + b_{13}) + b_{32}$	350	95	Піролізна смола забезпечує високу плинність, рівномірний розподіл компонентів і підхід до спікання.

Нижче наведено узагальнену таблицю (табл. 5), яка містить результати всіх розрахунків для відібраних найбільш ефективних композицій, отриманих у межах двовимірної, тривимірної та чотиривимірної ентропійно-наповненої матриці суміжності. Для оцінювання їхньої придатності як вторинних матеріалів на основі промислових відходів використано запропонований інтегральний індекс якості суміші [2]

$$Q = \lambda_1 I_{mix} + \lambda_2 I_{dens} + \lambda_3 I_{hom},$$

який здатний аналізуватися у взаємозв'язку з термодинамічними параметрами S_{total} и ΔS (Дж/(мольК)). У розрахунках вагові коефіцієнти прийнято рівними: $\lambda_1=\lambda_2=\lambda_3=1/3$.

Загалом значення інтегрального індексу (Q) зростає зі збільшенням S_{total} та ΔS. Найвищі значення проміжного індексу ($\boldsymbol{I_{mix}}$) характерні для рідко-аморфних і

високоенергетичних органічних компонентів, що відображає їхній внесок у забезпечення хімічної однорідності та підвищення реакційної здатності суміші. Індекс (I_{dens}) обмежує вплив надмірно пористих або низькогустинних компонентів, коригуючи підсумкове значення інтегрального показника (Q). Водночас індекс (I_{hom}) згладжує відмінності між (I_{mix}) та ентропією гранулометричного розподілу (PSD-ентропією), характеризуючи ступінь рівномірності розподілу компонентів у складі суміші.

Таблиця 5 – Узагальнені результати оцінювання ефективності металургійних сумішей, призначених для виробництва брикетів різного функціонального призначення.

Розмірності вихідної матриці суміжності	**Формула суміші**	S_{total} Дж/(мольК)	ΔS	**Оптимальні розрахункові масові частки компонентів**	***Індекси***			***Q***
					I_{mix}	I_{dens}	I_{hom}	
2D 16×16	$b_{11}+b_{12}$	211	55	0,5:0,5	0,92	0,78	0,85	0,85
2D 16×16	$b_{11}+b_{13}$	163	44	0,528:0,472	0,88	0,81	0,84	0,84
2D 16×16	$b_{12}+b_{13}$	144	34	0,517:0,483	0,85	0,80	0,83	0,83
3D 16×16×16	$b_{11}+b_{12}+b_{13}$	355	95	0,348:0,325:0,327	0,95	0,82	0,88	0,88
3D 16×16×16	$(b_{11}+b_{12})+b_{21}$	311	88	0,33:0,33:0,34	0,93	0,80	0,86	0,86
3D 16×16×16	$(b_{11}+b_{12})+b_{32}$	362	91	0,399:0,356:0,245	0,96	0,79	0,87	0,87
4D 16×16×16×16	$(b_{11}+b_{12}+b_{13})+b_{21}$	335	87	0,25:0,25:0,25:0,25 (0,30:0,30:0,30:0,10)	0,93	0,80	0,86	0,86
4D 16×16×16×16	$(b_{11}+b_{12}+b_{13})+b_{31}$	355	84	0,25:0,25:0,25:0,25 (0,28:0,28:0,28:0,16)	0,95	0,82	0,88	0,88
4D 16×16×16×16	$(b_{11}+b_{12}+b_{13})+b_{32}$	350	95	0,25:0,25:0,25:0,25 (0,30:0,30:0,30:0,10)	0,94	0,81	0,87	0,87
4D 16×16×16×16	$(b_{11}+b_{12}+b_{13})+b_{22}$	285	78	0,25:0,25:0,25:0,25 (0,32:0,32:0,32:0,04)	0,91	0,79	0,85	0,85

Найвищі значення інтегрального індексу якості (Q) отримано для таких сумішей: у двовимірній матриці — ($b_{11}+b_{12}$;); у тривимірній — ($b_{11}+b_{12}+b_{13}$ та $(b_{11}+b_{12})+b_{31}$); у чотиривимірній — ($(b_{11}+b_{12}+b_{13})+b_{31}$ і $(b_{11}+b_{12}+b_{13})+b_{32}$). Отримані результати підтверджують ефективність ентропійно-топологічного методу аналізу територіально зумовлених промислових відходів для оцінювання їхнього потенціалу використання в процесах рециклінгу в межах циркулярної економіки.

Загалом результати ентропійно-топологічного аналізу дають підстави сформулювати більш фундаментальний системний висновок щодо закономірностей термодинамічної єдності техногенної екосистеми, сформованої на основі рециклінгу промислових відходів, які раніше не розглядалися як вторинні ресурси. Незважаючи на істотні відмінності у властивостях окремих компонентів, територіально-комплементарні відходи характеризуються термодинамічною стратифікацією за

величиною інтегральної ентропії, що має нелінійний характер. Використання цього показника забезпечує уніфікований підхід до оцінювання якості та ефективності територіально-комплементарних вторинних ресурсів з позицій їх придатності до рециклінгу, тим самим розширюючи можливості практичного впровадження принципів циркулярної економіки.

Література

1. Волошин В. С. Ткаленко И. А. Метод аналізу полікомпонентних складних систем на основі багатовимірних матриць суміжності та ентропійних відношень між компонентами системи. KPI Science News. Системний аналіз та наука про дані. №1, Київ, 2026. С. 32-41.

2. Voloshyn V. S., Tkalenko I. A. Multidimensional Adjacency Matrices in Thermodynamic Analysis of multicomponent Complex Systems (on the Example of Metallurgical Waste Recycling). *Scientific Research in Modern Conditions pf Instability* Innovate Engineering, Technology and Industry. *Monographic series «European Science». ScientificWorld-NetAkhatAV, Karlsruhe 2025 Book 44. Part 1.* P. 10-88.

3. Волошин В. С. Переваги матричного методу дослідження властивостей металургійних відходів у багатокомпонентних сумішах для виробництва металургійних відходів. Екологічні науки. №1 (64), 2026. С. 133-139.

УДК 628.477:504.062:519.876

Волошин В. С., д-р техн. наук, проф.
Приазовський державний технічний університет, м. Дніпро
Ткаленко І. А., Ph.D, генеральний директор
Компанія AMCOM Engineering s,r,o. Prague, Chech Republic

МЕТОДИКА КЕРУВАННЯ ВЛАСТИВОСТЯМИ БАГАТОКОМПОНЕНТНИХ ПРОМИСЛОВИХ ВІДХОДІВ НА ОСНОВІ ЕНТРОПІЙНО-ТОПОЛОГІЧНОГО АНАЛІЗУ ПЕРКОЛЯЦІЙНИХ ПЕРЕХОДІВ

У роботі ми спираємося на формалізований ентропійно-топологічний підхід до аналізу переходу кількісних змін у якісно нові стани в складних багатокомпонентних системах на прикладі промислових відходів широкого спектру [1]. Ми можемо розглядати пороговий (перколяційний) характер зміни властивостей для багатокомпонентних змішувальних систем у складі промислових відходів, як прикладну інтерпретацію відомого закону переходу кількісних змін у якісні. У найбільш типовому і прикладному формулюванню це звучить так: «*Накопичення кількісних змін у складі і структурі складних сумішей, що отримують з промислових відходів, які призводять до фазових структурних переходів у системі, має надавати різких змін в експлуатаційних властивостях таких сумішів*». Ця закономірність підпадає під дію загального закону, коли кількість переходить в якість у прикладному сенсі, через механізми перколяційних переходів у сумішах металургійних відходів, які для прикладних систем, для їх технічних та інженерних аналогів, являються відображенням закону «кількість переходить у якість».

Для системи існує ряд параметрів $b_p(p=1(1)P)$, які відповідають за її кількісні показники і ряд параметрів $b_q(q=1(1)Q)$, які відповідають за якісні показники системи. Параметри, що характеризують кількість і якість у системі, мають бути невідносними, тобто застосовними у загальному вигляді до будь-якої складної системи, для якої розв'язується ця задача.

Спільною для всієї системи має бути опосередкована енергія E_0, яка поєднує всі кількісні параметри системи, і будь-яка якісна зміна в системі завжди супроводжується цими енергетичними змінами. Енергія системи може бути зовнішньою E_0^{out} або трансформованою зсередини системи E_0^{inn}. Ми маємо право говорити про ентропію *S*

цієї системи як про фундаментальний термодинамічний параметр, який, у цьому випадку, поєднує кількісні та якісні показники системи. Крім того, інтегральна ентропія системи S_{total} має виглядати, як суперпозиційна величина, яка залежить від складових ентропії кількісних S_{quant} і якісних S_{qual} індикаторів, а також від додаткових типів ентропії ΔS, що виникають у системі під час її різних адитивних перетворень

$$S_{total} = \sum S_{quant} + \sum S_{qual} + \sum \Delta S \,. \qquad (1)$$

Математичний опис моделі закону, має бути наближеним до граничних умов його існування, а термодинамічне наповнення такої моделі, - основою для узагальнюючих критеріїв кількості і якості для широкого кола складних багатокомпонентних систем.

1.Нехай складна система утворення відходів описується станом

$$\boldsymbol{x} \in \mathcal{X} \subset \mathbb{R}^{P+Q} \qquad (2)$$

за умовою, що $b^{(p)} = (b_1, \dots b_P) \subset \mathbb{R}^P$ – кількісні параметри, $b^{(q)} = \left(b_1, \dots b_{P+Q}\right) \subset \mathbb{R}^Q$ – якісні параметри. Ці параметри невідносні, тобто не мають фіксованих фізичних розмірностей — вони є узагальненими координатами (generalized coordinates) для системи.

2.Енергетична структура системи включає повну енергію $E_0 = E_0^{out} + E_0^{inn}$, що складається зі зовнішньої та внутрішньої енергій, і вона є функціоналом стану: $E_0 = E_0(b^{(p)}, b^{(q)})$. Ключова вимога: $\delta b^{(p)} \neq 0$; $\delta E_0 \neq 0$. Тобто якісні зміни неможливі без енергетичного перерозподілу.

3. З викладом цього, інтегральна ентропія виглядає, як базовий функціонал, і складається з наступного

$$S_{total} = \sum_p S_{quant}^{(p)} + \sum_q S_{qual}^{(q)} + \sum_k \Delta S_k \qquad (3)$$

але підкреслимо суттєвість - S_{total} не є лінійною сумою, а існує, як нелінійний функціонал $\mathcal{F}$ із взаємодіями

$$S_{total} = \mathcal{F}(\left\{S_{quant}^{(p)}\right\}, \left\{S_{qual}^{(q)}\right\}, \{\Delta S_k\}) \qquad (4)$$

4. Основні складові ентропії та їх розрахунок наступні.

Кількісна ентропія S_{quant} в універсальному інформаційно-статистичному вигляді, це формула Шеннона $S_{quant}^{(p)} = -R \sum_i P_i^{(p)} \ln (P_i^{(p)})$, де $P_i^{(p)}$ — імовірності мікростанів, породжених масштабуванням кількості показників системи. Інтерпретація формули Шеннона для даного випадку: *чим більше елементів, тим більше комбінацій, що веде до зростання ентропії*. При тому, що якість тут ще не визначена.

Якісна ентропія $S_{qual}^{(q)}$ задає структуру, тобто обмеження $S_{qual}^{(q)} = -k\sum_j P_j^{(q)} \ln\left(P_j^{(q)}\right)$, за структурними умовами $\mathcal{C}_q\left(b^{(p)}, b^{(q)}\right) = 0$. Ключову відмінність тут складає те, що якісна ентропія зазвичай менша і вона виникає внаслідок симетрій, фаз, топології, функції та ін.

5. В рамках такої моделі розглянемо умови загального переходу «кількість → якість» в системі, яка утворює відхід. Для виявлення критерія якісної зміни у властивостях такого відходу задаймо параметр інтегрального якісного інваріанта $Q = Q(b^{(q)})$. Тоді якісна зміна — це $Q \to Q'$ де $Q' \neq Q$ – відображає якісну зміну. Окрім того, з метою виявлення критичного порогу кількості введемо керуючий (перколяційний) параметр $\lambda = \lambda(b^{(q)})$. Тоді умови переходу кількісних показників у якісні для системи, яка споріднена з утворенням відходу, виглядає так

$$\exists\lambda_c : \begin{cases} \lambda < \lambda_c \text{ для } Q = const \\ \lambda \geq \lambda_c \quad \text{для} \quad Q \to Q' \end{cases} \qquad (5)$$

Таким чином ми легалізуємо загальний математичний аналог перколяційного фазового переходу для стану відходів у технологічному процесі. Для нього мінімальна кількість складе $\lambda_{min} = \inf\{\lambda : detJ(\lambda)\}$, де J — якобіан відображення перколяційного переходу $b^{(p)} \mapsto b^{(q)}$.

Існування перколяційних переходів можна довести через опосередковані експериментальні дослідження, що стосуються сумішей з деяких матеріалів, які наведені, зокрема, у роботах [2, 3, 4]. Вихідні експериментальні дані, що відображають формування потенційних перколяційних властивостей за цими дослідженнями, надано в таблиці 1.

Таблиця 1 – Вихідні дані щодо експериментального дослідження перколяційних властивостей у деяких композитних та споріднених матеріалах (по даним робот [2, 3, 4]).

Параметр експерименту	**Композитні матеріали**					
	Поліетилен+ carbon black		**Поліетилен+ Кварц**		**Поліпропілен+ MWCNT**	
Характеристика системи	Полімерний електропро-відний композит, виник-нення критичної концен-трації наповнювача		Дисперсно наповнений композит, структурно-механічний перколяці-йний матеріал		Поліпропіленова матриця з нанокомпозитами. Багато-стінні вуглецеві нанотру-бки (MWCNT). Система з подвійною перколяцією.	
Вихідні матеріали	LDPE	CB	LDPE	Кварц	Поліпропілен	MWCNT
	Густина 0,915 г/см^3; $t_{пл}$ = 105℃, $\rho_v = 10^{16}$ Ом · м	$D_{ср} = 20 - 60$ нм; *питома пов. 200-1000* м^2/г	Густина 0,96 г/см^3; $t_{пл}$ = 110-135℃;	SiO_2; $D_{ср}$ =50-500 мкм; густина	Густина 0,9 г/см^3; $t_{пл}$ = 160-170℃; $\sigma_e = 10^{-14}$S/m; $q_т$ = 0,22 Вт/(мК)	$D_{ср}$ = 10-50 нм; $l = 1 - 20$ мкм a/b =100-

	$E_{\text{пр}}$ =150 MPa	2,65 $\frac{\text{г}}{\text{см}^3}$; $\text{M}_{\text{пр}}$ =150 GPa	1000; $\sigma_e = 10^4$S/m; $q_{\text{т}} = 1100$ Вт/(мК)
Технологічні параметри	$t_{mix} = 140 - 180$℃; $\tau_{mix} = 5 - 15$ хв. $V_{rot} = 30 - 100$ *rpm;* $P_{pres} = 5 - 15\ MPa$	$t_{mix} = 150 - 190$℃; $\tau_{mix} = 10 - 20$ хв. $V_{rot} = 30 - 80$ *rpm;* $P_{pres} = 5 - 20\ MPa$	$t_{mix} = 180 - 220$℃; $\tau_{mix} = 5 - 15$ хв. $V_{extr} = 50 - 200$ *rpm;* $P_{pres} = 5 - 15\ MPa$
Технологія вимірювання	електрометр високого опору; чотириелектродна схема; вимірювання DC conductivity. $t_{\text{н.с.}} = 20 - 25$℃, $w = 40 - 60\%$	tensile test (розтяг); compression test; універсальна випробувальна машина. $t_{\text{н.с.}} = 20 - 25$℃, $w = 40 - 60\%$	four-point probe; електрометр високого опору; DC conductivity measurement; Laser Flash Analysis; trasient plane source; hot disk method. $t_{\text{н.с.}} = 20 - 25$℃, $w = 40 - 60\%$; напруга 100V; тип струму DC

За даними цих досліджень побудуємо залежності, які безпосередньо показують на існування механізмів перколяції, як базових властивостей, щодо забезпечення стрибку «кількість-якість» (послідовно рис. 1, 2, 3).

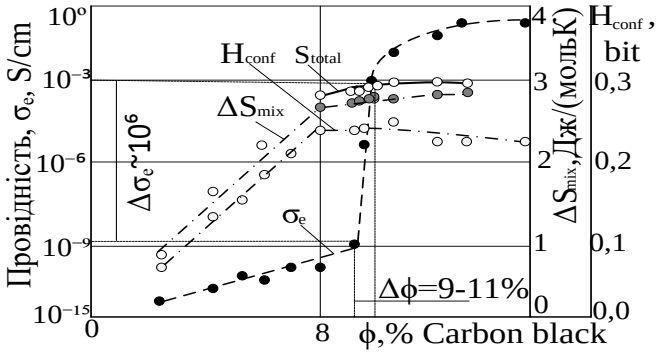


Рисунок 1 – Перколяційний стрибок електропровідності у суміші «поліетилен+ carbon black» у критичній області 9-11%

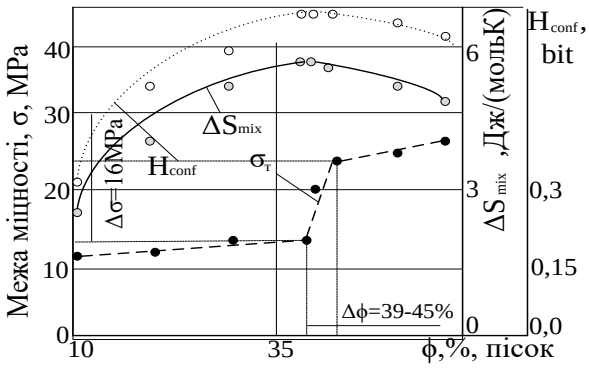


Рисунок 2 – Прилад перколяційного стрибка міцності у суміші «пісок+поліетилен» у критичній області 39-45%.

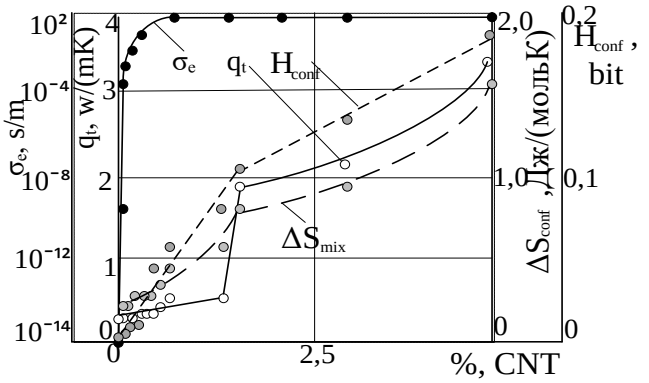


Рисунок 3 – Подвійна (електрична σ_e, теплова q_t) перколяція в системі «пропілен+CNT» і її термодинамічне обґрунтування.

Послідовно розглядаємо: електричну перколяцію для системи «LDPE+Carbon Black» [5] у критичній області $\Delta\phi$ =9-11%, де електропровідність σ_e стрибкоподібно зростає приблизно у 10^4 разів (див. рис. 1); механічну перколяцію для іншої композиції: «пісок–поліетилен», експериментально описаної в роботі [3] в області $\Delta\phi$ =39–45%, де вона виникає за рахунок формуванням безперервного контактного каркаса, стрибкоподібним зростанням модуля пружності *E* і границі міцності σ_u, і ще переходом від в'язкопластичної до каркасної деформації (див. рис. 2). А також наведемо цікавий приклад перколяційних властивостей у композиції «поліпротілен+CNT» (CNT - multiwall carbon nanotubes) (див. рис. 3), що експериментально досліджений у роботі [4], у вигляді своєї подвійності (електрична та теплова), коли водночас існують області електричної перколяції у межах $\Delta\phi \approx 0{,}02\%\ CNT$ де спостерігається вже відомий нам 10^{10} –кратний стрибок електропроводності, а в межах $\Delta\phi \approx 1{,}5\%$ CNT - стрибок теплопровідності, виникає різкий нахил першої похідної параметру і виникає глобальна фононна мережа теплопереносу. В останньому випадку система проходить дві окремі біфуркації: «ізолятор→електропровідний композит», та «теплоізолятор→ теплопровідна мережа».

Такі приклади можуть існувати як суттєвий аргумент на користь моделі перколяційних переходів у складних багатокомпонентних системах, у якості механізму кількісно-якісних стрибків у їх властивостях.

У цій роботі нас будуть більш цікавити складні багатокомпонентні суміші на базі металургійних відходів при їх рециклінгу, у прикладному вимірі ентропійно-топологічного методу аналізу таких сумішей. В їх основі лежать не тільки композиційні, а й фізики-хімічні та механічні адитивні технологічні особливості. До них відносяться металургійні брикети, окатиші. Ми покажемо, що і в таких складних багатокомпонентних системах теж існують перколяційні ефекти, як похідна від

кількісно-якісних відношень між первинними компонентами у вигляді металургійних відходів, які призводять до інших специфічних властивостей при їх рециклінгу. Вихідні дані для експерименту, згідно даним роботи [6], наведені у табл. 2.

Таблиця 2 – Вихідні дані та умови експериментального дослідження (з використанням даних [6]).

Параметр експерименту	**Вихідні дані**		
Характеристика системи.	Гранульований композит із дисперсною порошковою системою і можливостями до механічної перколяції зв'язуючого, критична область 8-9%.		
Вихідні матеріали	Флотаційний залізовмісний концентрат Fe_2O_3/Fe_3O_4 $D = 20$-15 мкм, w=2-8%, $\rho_{\text{насипн}} =$ 2,5-3,5 г/см^3, форма частинок – нерегулярна.	Бентоніт (binder) Монтморилоніт $\rho =$ $2{,}2 - 2{,}7$ г/см^3, водопоглинання 71%, пластичність – висока, вміст 1-12%	Вода Вміст 5-12 wt.%
Технологічні параметри	Тиск пресування 50-250 MPa, час пресування 10-60 с. діаметр брикетів 10-30 мм, температура 20-25℃, температура сушіння 80-120 ℃, тривалість 12-24 год		
Технологія вимірювання	compression test; універсальна випробувальна машина. t=20-25℃, $v_{\text{навантаж}} = 1 - 5$ мм/хв, тип навантаження -одновісний тиск, стандарт ASTM / ISO для брикетів.		

Найбільш наочним і експериментально підтвердженим прикладом виявився ефект критичної концентрації зв'язуючого (binder percolation) у залізорудних брикетах. Саме тут може спостерігатися різкий нелінійний перехід механічної міцності брикетів після досягнення певної концентрації зв'язуючого компоненту (бентоніт), коли між мінеральними частинками виникає безперервна контактно-адгезійна мережа.

Передумови механічної перколяції у експериментальних даних. У системі «hematite flotation concentrate + binder» механічна міцність брикету визначається не лише вмістом зв'язуючого, а насамперед топологією контактної мережі, сформованої binder між мінеральними зернами. Такий механізм можна розглядати як прояв механічної перколяції зі сполученим компонентом (mechanical/binder percolation), яка не була відображена в роботі [6]. Для детальнішого аналізу явища до результатів попереднього дослідження включено дані щодо ентропійного стану системи як індикатора наближення до межі перколяції (рис. 4). Ентропійний показник характеризує термодинамічні зміни системи за різних режимів її існування. Такий показник, відображаючи термодинамічні зміни при різних режимах існування системи, показує на динаміку якісних властивостей, які пов'язані зі зростанням кількісних

показників системи. В даному випадку, маються на увазі саме характеристики міцності брикетів.

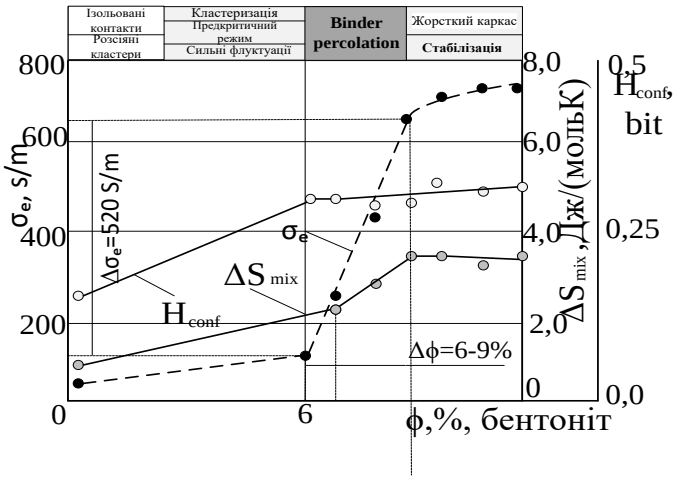


Рисунок 4 – Відображення перколяційних властивостей при створенні металургійних брикетів на основі флотаційного гематитового залізорудного концентрату та бентонітних додатків (пунктирна лінія – результати за роботою [6]).

1. Доперколяційний режим (<7%). У цій області binder формує лише локальні міжзернові контакти без утворення глобального силового каркаса. Зі збільшенням його концентрації зростають ентропія змішування ΔS_{mix} та структурна ентропія H_{struct}, що відображає підвищення топологічної складності й кількості локальних контактів. Механічна міцність при цьому зростає майже лінійно, оскільки силові ланцюги залишаються незв'язаними.

2. Критична область (7–10%). У предкритичній зоні система досягає максимальної флуктуаційності: виникають кластери різних масштабів і нестійкі глобальні контактні шляхи (див. рис. 5). Структурна ентропія H_{struct}, набуває максимального значення, що відповідає найбільшій кількості можливих топологій мережі. Поблизу $\Delta\phi$≈8–10% формується нескінченний механічний кластер, спостерігається різка зміна похідної міцності та стрибок σ_c≈520 кН/м^2.

3. **Післяперколяційний режим** (>10%). Після формування безперервного силового каркаса навантаження передається через глобальну багатошарову мережу контактів. Система переходить у більш впорядкований макроскопічний стан, що супроводжується зменшенням інтегральної ентропії та H_{struct}, попри можливе подальше зростання ΔS_{mix}. Це свідчить про зниження топологічної свободи та домінування структурно узгодженої мережі. При цьому ΔS_{mix} характеризує статистику змішування компонентів, тоді як H_{struct}, є основним індикатором топології перколяційного каркаса.

Binder percolation у залізорудних брикетах є прикладом якісних механічних змін, де кількісний критичний перехід визначається формуванням безперервної контактно-адгезійної мережі між мінеральними частинками, а інтегральна ентропія реагуючи на це – дещо зменшується, відповідаючи новій механічній якості системи.

Таким чином, на підставі багатьох експериментальних даних, що опубліковані в науковій літературі, та розрахункових даних, виконаних на їх основі, доведено, що ентропія у деяких перколяційних багатокомпонентних металургійних сумішах є термодинамічним індикатором еволюції топології таких систем від кількісних показників до якісного результату. Вона кількісно відображає ступінь якісної самоорганізації структури певного спектру металургійних відходів, тоді як сам перколяційний перехід виникає в момент досягнення критичних ентропійних станів мережі. Частка відомих металургійних сумішей для брикетуавння або окатишування з такими властивостями стають найпривабливішими для використання, як вторинна залізорудна сировина.

Література

1.Волошин В. С., Ткаленко І. А. Методика оцінки взаємодії металургійних відходів при їх рециклінгу // Вчені записки Таврійського національного університету імені В. І. Вернадського. Серія: Технічні науки. 2025. Т. 36 (75). № 4. Ч. 1. С. 191–199.

2.Sumita M., Abe H., Kayaki H. Effect of melt viscosity and surface tension of polymers on the percolation threshold of conductive-particle-filled polymeric composites // Journal of Macromolecular Science, Part B: Physics. 1986. Vol. 25. No. 1–2. P. 171–184. DOI: 10.1080/00222348608248036.

3.Verbeek C. J. R. Effect of percolation on the mechanical properties of sand-filled polyethylene composites // Journal of Thermoplastic Composite Materials. 2007. Vol. 20. No. 2. P. 137–149. DOI: 10.1177/0892705707073084.

4.Sarikhani N. et al. Unified Modeling and Experimental Realization of Electrical and Thermal Percolation in Polymer Composites. arXiv preprint. 2022. DOI: 10.48550/arXiv.2209.07635.

5. Bauhofer W., Kovacs J. Z. Electrical percolation in carbon nanotube composites // Composites Science and Technology. 2009. Vol. 69. No. 10. P. 1486–1498. DOI: 10.1016/j.compscitech.2008.06.018.

6.Nheta W., Lubisi T. P., Jeli E. Effect of different binders on mechanical properties of iron flotation concentrate briquettes // Materials Today: Proceedings. 2018. Vol. 5. No. 1. P. 294–301. DOI: 10.1016/j.matpr.2017.11.085

UDC 504.75.06

Honcharenko I. O., PhD

Civil Protection (profi) Manager's Association, Kyiv, Ukraine

Oskina M., PhD Candidate

The Scientific Research Institution "Ukrainian Research Institute of Environmental Problems", Kharkiv, Ukraine

EVIDENCE-BASED IDENTIFICATION OF AIR POLLUTANTS FROM ORGANIZED EMISSION SOURCES OF COMPLEX MULTICOMPONENT INDUSTRIAL PROCESSES: AN EXPERT-ANALYTICAL FRAMEWORK

Introduction. Reliable identification of pollutants from stationary sources is a prerequisite for emission inventories, environmental permitting, monitoring and environmental safety assessment. The task becomes substantially more complex at industrial facilities handling multicomponent chemical products. Their raw-material inventories may contain active substances, solvents, carriers, surfactants, glycols, mineral fillers, grain materials, paraffin, dyes and packaging polymers, while the products themselves may occur as solutions, emulsions, suspensions, powders, granules or other heterogeneous formulations. Consequently, the range of substances present within a technological system can be considerably broader than the range that can actually enter an organized exhaust stream.

The environmental significance of industrial emissions and the need to relate pollutant characteristics to their technological origin have been addressed in previous studies by the authors for particulate, combustion-related and odorous emissions [1–3]. These studies also demonstrate that the environmental relevance of a pollutant depends not only on its hazardous properties but on the conditions under which it is formed and transferred from a technological process to the atmospheric environment. The present study develops this research line at an earlier stage of the assessment process: determining whether a substance can be attributed to a particular organized emission source in the first place.

This distinction is particularly important for complex multicomponent production processes. The presence of a chemical in a formulation confirms its availability within the material flow, but does not establish a mechanism of release into air, its association with a specific technological operation, or its removal through a particular ventilation system. At the same time, simply reproducing pollutants already listed in existing emission documentation may overlook substances associated with changes in formulations, materials or

technological conditions.

The objective of this study was therefore to develop and apply an evidence-based expert-analytical framework for source-specific pollutant identification. The framework links raw-material composition and physical form with technological operations, emission-generation mechanisms and ventilation pathways, and formalizes the final decision through a structured multi-criteria assessment.

Materials and methods. The framework was developed using a case study of a Ukrainian industrial facility handling multicomponent plant-protection products, agrochemicals and rodenticides. The study covered six organized emission sources associated with filling and packaging, preparation and handling of rodenticide formulations, weighing and transfer of dry substances, filling of liquid formulations, paraffin processing and grain grinding.

The primary evidence base consisted of the environmental impact assessment documentation for reconstruction of the investigated facility [4] and its stationary-source emission inventory [5]. These materials were supplemented by technological descriptions of equipment, information on products and formulations, safety data sheets, data on active substances and auxiliary components, calculation materials and information on packaging materials. This combination made it possible to compare the chemical composition of the materials with the actual sequence of technological operations and the corresponding ventilation configuration. The analytical procedure was built around a source-attribution chain rather than a facility-wide chemical inventory:

raw material / formulation → technological operation → release mechanism → emission-generation point → ventilation linkage → organized emission source

The first step establishes whether a substance or material belongs to the actual material flow associated with an operation. The second determines whether that operation can generate a pollutant-containing airborne phase. The third identifies the relevant physical mechanism, including dust generation, aerosol formation, evaporation or thermal transformation. The final stages establish whether the resulting gas or particulate stream is connected to an organized ventilation pathway.

The formulation type is an important part of this sequence. International approaches to pesticide specifications distinguish active ingredients from the complete formulation, which may also contain solvents, carriers, emulsifiers, dispersants and other co-formulants [6]. Accordingly, the presence of an active ingredient was treated as an initial screening condition rather than automatic evidence of an individual atmospheric emission.

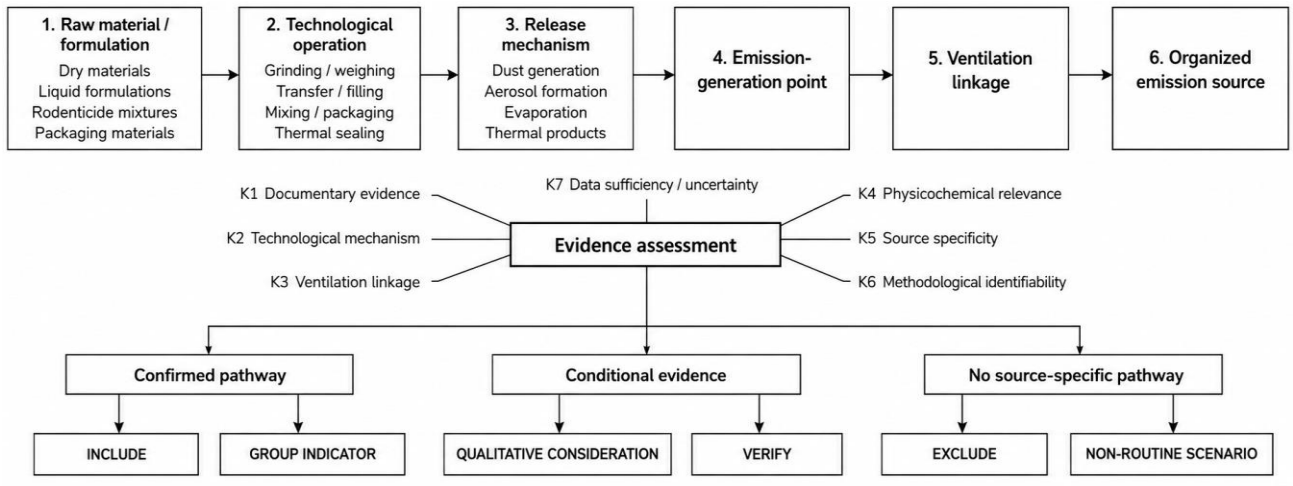


Figure 1 – Evidence chain and decision logic for source-specific pollutant identification

Technological decomposition was used to distinguish operations that may appear similar from a production perspective but differ in their mechanisms of pollutant formation and transfer to the air. Particulate emissions were interpreted according to the mass-based stationary-source measurement logic of ISO 9096:2017 and EN 13284-1:2017 [7, 8]. These standards support the use of dust or particulate matter as a group indicator without requiring chemical quantification of every constituent of the particulate fraction. This distinction is particularly important for pesticide and rodenticide active substances: their presence in a dry formulation makes them potential constituents of emitted dust, whereas separate quantitative attribution requires specific analytical confirmation of the particulate or aerosol fraction.

An adapted Analytic Hierarchy Process (AHP) model was used to structure the available evidence within a multi-criteria assessment [9, 10]. Seven criteria were considered: documentary evidence (K1), technological emission-generation mechanism (K2), ventilation linkage (K3), physicochemical relevance (K4), raw-material/source specificity (K5), methodological and regulatory identifiability (K6), and data sufficiency and uncertainty (K7). Their normalized weights were 0.175, 0.297, 0.234, 0.110, 0.070, 0.072, and 0.042, respectively. The integrated score was calculated as:

$$S = 0.175x_1 + 0.297x_2 + 0.234x_3 + 0.110x_4 + 0.070x_5 + 0.072x_6 + 0.042x_7,$$

where x_i is the partial score assigned to criterion K_i using five-level scale - 0,0.25,0.50,0.75 and 1.0.

The pairwise-comparison matrix showed high internal consistency ($\lambda max = 7.1612$; $CI = 0.0269$; $CR = 0.0203$). Importantly, the AHP score was not interpreted as proof that a substance is emitted. Its role was to ensure that all relevant lines of evidence were considered consistently within a structured multi-criteria assessment. Technological

mechanism and ventilation linkage were treated as essential, non-compensatory conditions: a high score for documentary support, physicochemical relevance, or other criteria could not offset the absence of a plausible release mechanism or a confirmed source-specific exhaust pathway. Final decisions were assigned to six operational categories: individual pollutant inclusion (IP), group indicator (GI), qualitative consideration (QC), verification required (VR), exclusion from the source-specific list (EX), and non-routine scenario (NR).

Results and discussion. Application of the proposed framework showed that, in the case study, the chemical composition of raw materials and products was broader than the composition supported for organized emissions. The key determinant was the mechanism by which a substance could enter the air stream and remain associated with a specific source pathway.

For dry and dispersed materials, the dominant mechanism is mechanical particle generation. In such cases, dust or suspended particulate matter is the most appropriate emission representation. Individual chemical components may be present within the emitted particles, but their occurrence in the original material is not sufficient for separate quantitative identification. This requires direct chemical characterization of the particulate fraction. The assessment must also reflect the sequence of material transformation. A substance can only be attributed to an emission if it is already present in the material at the stage where particle or aerosol formation occurs. Once incorporated into a multicomponent formulation, it may become part of the emitted particulate or aerosol phase, but without targeted analysis it should be treated as a potential constituent rather than as an independently quantified pollutant.

More generally, pollutant classification should follow the actual phase-transfer mechanism. Mechanical treatment of a low-volatility material supports a particulate pathway, whereas classification as a volatile emission requires a credible evaporation or thermal-release mechanism. This distinction prevents the chemical composition of a material from being confused with the physical form in which it can actually be emitted.

Liquid formulations create a different source-identification problem. Depending on their composition, potentially relevant emissions may include VOCs, NMVOCs, individual organic solvents, volatile co-formulants or mechanically generated aerosols. Research on commercial pesticide formulations confirms that VOC emission potential can depend strongly on the solvent and formulation system [10]. Nevertheless, the occurrence of a solvent, glycol, amine or active ingredient somewhere within a facility does not establish its emission from a particular filling operation. Source-specific attribution requires confirmation that the formulation is actually handled in that operation, that the process permits

evaporation or aerosol formation, and that the resulting air stream enters the corresponding ventilation system.

Table 1 – Process-oriented results of pollutant identification

Technological process	Dominant release mechanism	Evidence-supported representation	Components requiring additional evidence
Weighing, transfer and packaging of dry formulations	Mechanical dust generation	Undifferentiated dust / suspended particulate matter	Individual active substances within the emitted particulate fraction
Grain grinding	Mechanical generation of grain particles	Grain dust	Active substances introduced only at later technological stages
Handling of prepared rodenticide mixtures	Dust or mechanical release of formulation particles	Particulate matter / formulation particles	Individual rodenticide active substances
Paraffin grinding and sieving	Mechanical formation of solid organic particles	Particulate matter containing paraffin particles	Evidence of evaporation or thermal release would be required for classification as a volatile emission
Filling of liquid formulations	Evaporation and/or aerosol formation, depending on formulation	Source-specific volatile or aerosol indicators where the pathway is confirmed	VOC/NMVOC, solvents, glycols, amines and active ingredients depending on formulation and operation
Thermal sealing of packaging materials	Local thermal transformation	Documented emissions associated with thermal packaging operations, including acetic acid and carbon monoxide in the case study	Additional thermal products depending on packaging material and temperature

Packaging operations introduce an additional emission pathway. Local thermal exposure during sealing or welding of polymeric materials can generate degradation products whose composition depends on the polymer and operating temperature [13]. In the case study, acetic acid and carbon monoxide were retained as documented pollutants associated with selected thermal packaging operations. Their origin is associated with the packaging process rather than with direct volatilization of active ingredients from the packaged product. The results can therefore be presented by process type rather than by individual source identifier. These results point to several practical conclusions for source-specific pollutant identification:

- Hazard and emission should be assessed separately. A substance may be toxicologically important, but this alone does not show that it is emitted from a particular source. Its inclusion requires a plausible technological mechanism and a confirmed ventilation pathway.
- Group indicators are often the most appropriate option when the emitted phase has not been chemically resolved. If the source is characterized by dust or suspended particulate matter, individual active substances should only be reported separately when their presence in the emitted fraction has been confirmed analytically.
- Where the available evidence is incomplete, the framework shows what needs to be checked before a substance is included in the source-specific emission list. Depending on the case, this may involve confirming the formulation composition and volatility, checking whether the operation is open to air, analysing the particulate fraction, or verifying the relevant ventilation pathway.

The same logic can be applied when production conditions change. hanges in formulation, equipment, packaging materials or operating conditions can be evaluated through the same sequence: material relevance, technological operation, release mechanism and ventilation linkage. This avoids both automatic expansion of the emission list and the need to rebuild the assessment from the beginning. The AHP component was used to make the assessment more consistent when several types of evidence had to be considered together. The highest weights were assigned to the technological mechanism and ventilation linkage because these criteria determine whether a substance can actually reach the source. The integrated score supports the decision, but it does not replace the need for a real emission pathway. From an environmental-safety perspective, this approach helps avoid two opposite problems. Relevant pollutants may be missed if the assessment is too narrow, while an overly broad interpretation may add substances that are present in the process but have no demonstrated route to the atmosphere. The proposed framework provides a practical way to distinguish between these cases.

Conclusions

The case study showed that a structured review of process information, material composition and source configuration provides a practical basis for pollutant identification before additional measurements are undertaken. The proposed framework made it possible to separate substances that could be reasonably assigned to an organized emission from those that were only present in the wider production system. It also helped identify cases where a group indicator was sufficient and cases where additional analytical confirmation

was still required.

The study did not provide direct chemical speciation of all particulate and aerosol emissions, and no new instrumental measurements were performed specifically for this assessment. The conclusions therefore remain dependent on the completeness and accuracy of the available technical documentation, formulation data and ventilation schemes. The AHP weights were developed for the present case and should be tested on other industrial configurations before being treated as generally applicable.

The main practical value of the framework is that it shows where additional evidence is actually needed. Instead of expanding monitoring to every substance present in raw materials, measurements can be focused on those pathways where the available evidence remains insufficient. Further work should therefore combine the framework with targeted instrumental measurements and apply it to other multicomponent industrial processes. The proposed framework can therefore serve not only as an identification method, but also as a practical tool for planning monitoring, prioritizing analytical resources and improving the technical basis of environmental control.

References

1. Oskina M., Honcharenko I., Ryzhchenko O. Environmental safety of atmospheric air in the zone of influence of thermal power plants while using sunflower wastes. Technogenic and Ecological Safety. 2023. Vol. 14(2). P. 16–22. DOI: 10.52363/2522-1892.2023.2.2.

2. Oskina M., Honcharenko I., Ryzhchenko O. Environmental and health impacts of agricultural waste combustion for bioenergy: a toxicity and emission review. Technogenic and Ecological Safety. 2024. Vol. 16(2). P. 27–33. DOI: 10.52363/2522-1892.2024.2.4.

3. Honcharenko I., Oskina M., Chumachenko S., Lunova O., Targonskyi O. Odour emissions from agricultural industries – implications for environmental safety and local sustainability. Ecological Engineering & Environmental Technology. 2025. Vol. 26(1). P. 111–123. DOI: 10.12912/27197050/195326.

4. Environmental Impact Assessment Report for the planned reconstruction of administrative, warehouse and production buildings and engineering structures of the investigated industrial facility. EIA case registration No. 20204225699. 2021. [in Ukrainian].

5. ECOPROM R&D Company. Stationary-source emission inventory report for the investigated agrochemical facility. Kharkiv, 2021. [in Ukrainian].

6. FAO, WHO. Manual on the Development and Use of FAO and WHO Specifications for Chemical Pesticides. 2nd ed. Rome and Geneva, 2022. DOI: 10.4060/cb8401en.

7. ISO 9096:2017. Stationary Source Emissions – Manual Determination of Mass Concentration of Particulate Matter. Geneva: International Organization for Standardization, 2017.
8. EN 13284-1:2017. Stationary Source Emissions – Determination of Low Range Mass Concentration of Dust – Part 1: Manual Gravimetric Method. Brussels: European Committee for Standardization, 2017.
9. Saaty T.L. How to make a decision: The Analytic Hierarchy Process. European Journal of Operational Research. 1990. Vol. 48(1). P. 9–26. DOI: 10.1016/0377-2217(90)90057-I.
10. Saaty T.L. Decision making with the analytic hierarchy process. International Journal of Services Sciences. 2008. Vol. 1(1). P. 83–98. DOI: 10.1504/IJSSCI.2008.017590.
11. He D.C., Li F.H., Wu M., Luo H.L., Qiu L.Q., Ma X.R., Lu J.W., Liu W.R., Ying G.G. Emission of volatile organic compounds (VOCs) from application of commercial pesticides in China. Journal of Environmental Management. 2022. Vol. 314. 115069. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.115069.
12. Guillemot M., Oury B., Melin S. Identifying thermal breakdown products of thermoplastics. Journal of Occupational and Environmental Hygiene. 2017. Vol. 14(7). P. 551–561. DOI: 10.1080/15459624.2017.1302586.

УДК 606:628

Дмитрієва О. О., д-р екон. наук, ст. наук. співр.;

Цапко Н. С., канд. техн. наук, доц.;

Мельнік Л. В., наук. співр.;

Колдоба І. В., зав сектором;

Воробьов М. М., наук. співр.;

Лознюк З. І., наук. співр.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

ТЕХНОЛОГІЧНІ ЗАХОДИ ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНОГО ВОДОВІДВЕДЕННЯ НАСЕЛЕНИХ ПУНКТІВ УКРАЇНИ В УРАЗЛИВИХ ЗОНАХ

Стаття являє собою підсумок багаторічних досліджень з проблеми екологічно безпечного водокористування з евтрофованих водних об'єктів уразливих зон окремих регіонів України. Зниження ступеня еколого-соціальної небезпеки антропогенного евтрофування водних об'єктів є стратегічним завданням на шляху до сталого розвитку та забезпечення покращення умов життєдіяльності населення та стану навколишнього природного середовища шляхом впровадження екологічно безпечного водовідведення.

При розв'язанні проблеми екологічно безпечного водокористування були розроблені еколого – цільові технології екологічно безпечного водовідведення в уразливих зонах окремих регіонів України, при яких не порушуються нормативні вимоги щодо стану водних екосистем як в штатних, так і в аварійних умовах водовідведення; заходи розроблені для наявних чотирьох схем водовідведення населених пунктів України.

***Ключові слова**: екологічно безпечне водокористування, водовідведення, технологічні заходи, процеси евтрофування.*

Перехід України на засади сталого збалансованого розвитку неможливий без створення передумов для збалансування інтересів суспільства і можливостей природи, розвитку промисловості і екологічної безпеки.

Сталий соціально-економічний розвиток будь-якої держави супроводжується формуванням безпечного стану довкілля та життєдіяльності людини, забезпеченням

прийнятного рівня екологічної безпеки, спираючись на досконалу правову систему, що базується на гуманістичних і демократичних ідеях та принципах міжнародного права. Економічний зріст може сприяти стійкому розвитку лише при умові забезпечення повномасштабного використання всіх благ, які він надає у соціально-екологічній сфері, і включення цілей охорони навколишнього природного середовища і екологічної безпеки у політику та практику соціально-економічного розвитку. [1]. В Україні пріоритетами державної екологічної політики, визначеними у Конституції України, є надання громадянам права «на безпечне для життя і здоров‘я довкілля» та «забезпечення екологічної безпеки і підтримання екологічної рівноваги на території України», які є обов‘язком держави.

З усіх компонент динамічного розвитку критичного стану екосфери населених пунктів значність водного фактору найвища, оскільки наявність достатньої кількості водних ресурсів задовільної якості є не тільки одним з визначальних аспектів розподілу та розвитку продуктивних сил, але й первинним чинником життєзабезпечення людини, визначаючим рівень та якість життя населення.

Основною сутністю екологічно безпечного водокористування повинно бути недопущення такого антропогенного навантаження на водні об‘єкти, яке призведе до порушень стабільності їх екосистем. Забезпечення якісного водоспоживання з поверхневих водних об‘єктів неможливе без збереження та поліпшення стану їх водних екосистем.

Бойові дії на території України спричинили масштабний негативний вплив на довкілля, зокрема на водні екосистеми та інфраструктуру водокористування. Руйнування водозабірних і насосних станцій, водопровідних та каналізаційних мереж, очисних споруд і гідротехнічних об’єктів призводить до порушення систем водопостачання та водовідведення, зростання ризику аварійних скидів і забруднення поверхневих вод.

Одним з найістотніших чинників, що негативно впливають на якість поверхневих вод, є їх антропогенне евтрофування, яке на відміну від природного, є наслідком діяльності людини і полягає у швидкому підвищенні трофності водойм внаслідок надходження до них біогенних елементів і органічних речовин у кількостях, що значно перевищують звичайні природні рівні.

Воєнне навантаження слід розглядати як додатковий фактор деградації водних екосистем, що накладається на вже існуючі процеси антропогенного евтрофування особливо уразливих зон.

Аналіз наявних систем водовідведення в населених пунктах України визначив

основні їх недоліки, на основі яких зроблено висновок про їх екологічну небезпечність відносно водних об’єктів, на які вони замикаються

Під екологічно-безпечним водовідведенням у населених пунктах розуміється комплекс санітарних заходів та інженерних споруд, що забезпечують збір, очищення та відведення стічних вод усіх категорій з території населених пунктів у водні об’єкти, при якому не порушуються нормативні вимоги щодо стану екосистем водних об’єктів - приймачів стічних вод, за умови задоволення потреб населеного пункту.

Одним із ефективних засобів управління водовідведенням в конкретному населеному пункті є вибір відповідних технологій екологічно безпечного водовідведення з урахуванням особливостей цього населеного пункту (рельєфу місцевості, розташування житлових масивів та зон рекреації, існуючої мережі водовідведення, тощо) і прилеглих водних об’єктів.

Для упорядкування водовідведення в населених пунктах України рекомендується існуючі системи водовідведення доповнити фрагментом, що призначений для регулювання подачі стічних вод на очисні споруди (ОС) населених пунктів та перехоплення стічних вод, забруднених понад 100 нормативних вимог. Зазначений фрагмент повинен містити регулюючі ємності, датчики автоматизованої системи контролю та засоби регулювання надходження стічних вод у регулюючі ємності та на ОС.

В залежності від місцевих умов та характеристик існуючого водовідведення, при його упорядкуванні економічно більш вигідним може стати не відведення усіх стічних вод до ОС населених пунктів, а побудова локальних очисних споруд та відведення до них частини поверхневих стічних та дренажних вод. Одним з досить ефективних та відносно дешевих видів локальних ОС є споруди фіторемедації [2, 3], на яких використовується здатність вищих водних рослин (очерет, комиш, ірис тощо) очищувати стічні води від багатьох забруднюючих речовин та підвищувати ефективність очищення вод іншими компонентами біоценозу споруд фіторемедації, зокрема, бактеріями та молюсками.

Для реалізації екологічно безпечних технологій водовідведення пропонується наступні конструктивні та експлуатаційні зміни в існуючі способи водовідведення [4]:

1. Додавання в існуючі схеми водовідведення модуля, що управляється.

2. Застосування споруд фіторемедації для очищення поверхневих стічних та дренажних вод.

3. Проведення вертикального планування території, прилеглої до водного об’єкту на території населеного пункту.

4. Застосування для всіх способів водовідведення дощоприймачів з осадовою камерою.

Додавання у існуючі схеми водовідведення модуля, що управляється, призначено для рішення наступних задач:

1. Забезпечення використання існуючих біологічних очисних споруд (які розраховані на очищення виробничо-побутових стічних вод) для очищення поверхневих стічних та дренажних вод.

2. Запобігання надходженню на біологічну ланку очисних споруд суміші побутово-виробничих стічних вод, забруднених понад вимоги біологічного способу очищення.

3. Управління режимами роботи системи водовідведення при подачі стічних вод на очисні споруди у штатних та аварійних ситуаціях.

Принципова схема запропонованого модуля наведена на рис. 1.

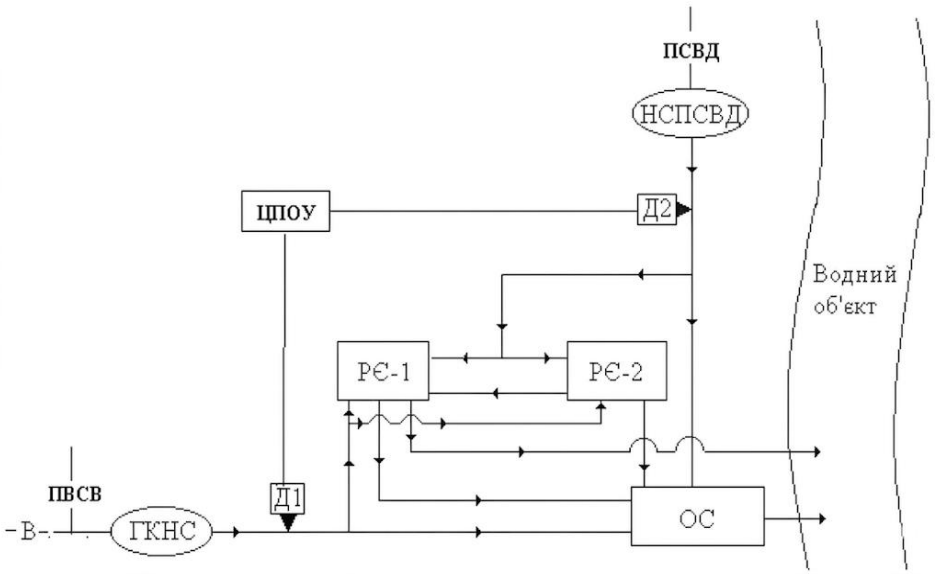


Рисунок 1 – Схема додаткового фрагменту до існуючих систем водовідведення, який перетворює їх у екологічно безпечні:

ГКНС - головна каналізаційна насосна станція;

НСПСВД - насосна станція поверхневих стічних та дренажних вод;

ОС - очисні споруди населеного пункту;

РЄ-1, РЄ-2 - регулюючі ємності;

Д1, Д2 - датчики автоматизованої системи контролю стічних вод;

ЦПОУ – центральний пункт оперативного управління;

ПВСВ – побутово-виробничі стічні води;

ПСВД – поверхневі стічні та дренажні води.

Для розв’язання першої задачі у складі нового елементу запропоновано регулюючі ємності РЄ-1 та РЄ-2, які використовуються для накопичення поверхневих стічних та дренажних вод та їх подачі на очисні споруди з витратами, які не перевищують їх проектної потужності.

При вирішенні другої задачі використовується ємність РЄ-1, яка перехоплює високозабруднені стічні води. При значних обсягах аварії може використовуватися і ємність РЄ-2. На очисні споруді забруднена вода з цих ємностей подається з такою витратою, яка в суміші з іншими виробничо-побутовими та поверхневими стічними та дренажними водами матиме дозволену концентрацію забруднених речовин (з урахуванням вимог біологічного способу очищення).

Для розв’язання третьої задачі передбачено центральний пункт оперативного управління, з якого забезпечується збір інформації від датчиків автоматизованої системи контролю стічних вод (Д1, Д2), виробка управлінських рішень та видача команд на автоматизовану запорно-регулюючу апаратуру. Через широку мережу міжелементних трубопроводів забезпечується подача стічних вод встановленими витратами на очисні споруди у відповідності до прийнятих управлінських рішень.

Для упорядкування існуючого водовідведення в населених пунктах України кожний з 4-ох способів водовідведення треба доповнити описаним вище модулем водовідвідної системи. При цьому усі водовипуски неочищених поверхневих стічних та дренажних вод у водні об’єкти ліквідуються, а стічні води, що потрапляли до цих випусків, відводяться на відповідні насосні станції і подаються на біологічні очисні споруди так, як це описано для розглянутого вище модулю.

Подача поверхневих стічних та дренажних вод населених пунктів на очисні біологічні споруди або на локальні очисні споруди здійснюється за умов його регулювання ємностями, які створюються біля наново створюваних насосних станцій, або у районі існуючих насосних станцій перекачки стічних вод житлово-комунального господарства.

Застосування споруд фіторемедації для очищення поверхневих стічних та дренажних вод є одним з досить ефективних та відносно дешевих видів ЛОС, на яких використовується здатність вищих водних рослин (очерет, комиш, ірис тощо) очищувати стічні води від багатьох забруднюючих речовин та підвищувати ефективність очищення вод за допомогою інших компонентів біоценозу, зокрема, бактерій та молюсків. З економічних міркувань при упорядкуванні водовідведення в населених пунктах поверхневі стічні та дренажні води, що не очищуються на ОС населеного пункту, рекомендується очищувати переважно на спорудах фіторемедації.

При застосуванні локального очищення поверхневі стічні та дренажні води спочатку пропонується направляти в акумулюючи ємності, які виконують також функцію відстійника, а потім – на локальні очисні споруди. Лише механічне очищення на відстійниках та нафтовловлювачах не може довести якість очищених ПСДВ до нормативних вимог, враховуючи суттєве забруднення цих вод органічними речовинами та їх значне бактеріальне забруднення при аваріях на мережі відведення побутових стічних вод. Остаточний вміст завислих речовин в очищених стічних водах після механічної очистки складає 50-200 мг/дм^3, нафтопродуктів – 0.5 – 5 мг/дм^3, органічних домішок 50-10 мг/дм^{3}в перерахунку на ХСК і 20 – 30 мг/дм^{3}в перерахунку на БСК, що значно вище гранично допустимих концентрацій (ГДК) для водойм комунально-побутового призначення. Доочистка на фільтрах всього об‘єму дощового стоку населених пунктів практично не можлива. Тому необхідними є біологічні методи очищення ПСДВ, причому найбільш ефективним для цього є застосування споруд фіторемедації.

Локальні очисні споруди для очищення поверхневих стічних та дренажних вод складаються з допоміжних акумулюючих ємностей (які вирівнюють подачу стічних вод на очисні споруди), а також споруд фіторемедації. Акумулюючі ємності виконують також функцію первинних відстійників.

Для ефективної роботи споруд фіторемедації вміст завислих речовин в неочищених стічних водах не повинен перевищувати 500 мг/дм^3. В поверхневих стічних та дренажних водах населених пунктів концентрація завислих речовин коливається в межах 1100 – 4500 мг/дм^3. Тому для ефективної роботи споруд фіторемедації необхідні відстійники. За іншими показниками (БСКпов, нафтопродуктам тощо) попереднє очищення поверхневих стічних та дренажних вод не потрібне.

Об‘єм відстійників застосовується для приймання всього розрахункового обсягу поверхневих стічних вод. Якщо інтенсивність та тривалість дощу перевищує розрахункові показники, то частина води з відстійників через аварійні переливні пристрої скидається безпосередньо у водні об‘єкти (рис. 1).

Відстійники можуть створюватися шляхом спорудження поперечних земляних дамб у водовідвідних балках і оточуючих дамб в існуючих заболочених місцевостях. Кількість секцій відстійників повинна бути не менше двох за умови, що всі вони робочі. За мінімальної кількості їх розрахунковий об‘єм необхідно збільшувати у 1,2 – 1,3 рази.

Після механічного очищення на відстійниках поверхневі стічні та дренажні води піддаються очищенню на спорудах фіторемедації (рис. 1). За основними

забруднюючими речовинами поверхневих стічних та дренажних вод, а саме за БСКпов та нафтопродуктами, їх залишкові концентрації після очищення на спорудах фіторемедації не перевищуватимуть, відповідно, 6 та 0,3 мг/дм^3, концентрація завислих речовин– не більше 5-6 мг/дм^3.

Запропоновані ЛОС можуть працювати у суттєво нерівномірному режимі. Витрати поверхневих стічних та дренажних вод, що подаються на очисні споруди, можуть досягти декількох м^3 /с, а на протязі 2-3 місяців стічна вода може зовсім не поступати на ЛОС. Для різноманітних умов роботи ЛОС та для широкого діапазону витрат дощових вод та концентрацій забруднюючих речовин розробляються необхідні режими експлуатації цих очисних споруд.

У спорудах фіторемедації, які складають основу ЛОС, об‘єднуються основні елементи споруд ґрунтового очищення з гідробіоценозами біоплато або біоставків з вищою водною рослинністю (ВВР). Відмінна риса споруд є штучно сформований біогеоценоз, кількісні і якісні характеристики складових компонентів якого формуються під безпосереднім і опосередкованим впливом ВВР з добре розвиненою кореневою системою – очеретом звичайним, рогозом, комишем озерним та іншими. У спорудах фіторемедації для очищення стічних вод використовується весь комплекс фізичних, фізико-хімічних, хімічних і біохімічних процесів.

Висновки

Основні технологічні аспекти екологічно безпечного водовідведення полягають в обов’язковому застосуванні акумулюючих ємностей на території очисних споруд або біля каналізаційних насосних станцій, які запобігатимуть надходженню на біологічну ланку очисних споруд суміші побутово-виробничих стічних вод, забруднених понад вимоги біологічного способу очищення, що дасть змогу забезпечити реалізацію ефективного управління роботою системи водовідведення в населених пунктах у штатних умовах та в аварійних ситуаціях.

Поверхневі стічні та дренажні води з території населених пунктів слід піддавати біологічній очистці. Для цього рекомендується застосовувати або локальні очисні споруди – споруди фіторемедації, або направляти ці стічні води на очищення на комунальні біологічні очисні споруди населеного пункту.

Література

1. Підсумковий документ Саміту ООН зі сталого розвитку «Перетворення нашого світу: порядок денний у сфері сталого розвитку на період до 2030 року». Нью-Йорк: 2015.

2. Dmitrieva, O., Khorenzhaja I., Vasylenko V., OsypenkoS., Teliura N., Lomakina O., Melnik L., Koldoba I. Choosing the Phytoremedia-tion Technologies for Cleaning Various Types of Wastewater / Eastern-European Journal of Enterprise Technologies, vol. 2, no. 10, 2020, pp. 27-37

3. ДСТУ-Н 9250:2023. Поверхневі стічні та дренажні води. Настанови щодо використання технологій фіторемедації для очищування стічних вод від населених пунктів та окремих підприємств.

4. Дмитрієва О. О. Екологічно безпечне водовідведення у населених пунктах України: монографія / Дмитрієва О. О. / Рада з питань вивчення продуктивних сил України НАН України. – К., 2008. – 459 с.

УДК 504.054:004.94

Душкін С. С., канд. техн. наук, доц.
Харківський національний автомобільно-дорожній університет, м. Харків, Україна

МОДЕЛЮВАННЯ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ СТАНУ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ НА ОСНОВІ ДАНИХ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ: ПРАКТИЧНИЙ ПІДХІД ДЛЯ СТУДЕНТІВ-ЕКОЛОГІВ

Стан атмосферного повітря є одним із ключових показників екологічної безпеки територій, оскільки забруднення атмосфери безпосередньо пов’язане з негативним впливом на здоров’я населення, стан екосистем та умови проживання. Тому систематичне спостереження за концентраціями забруднювальних речовин та оцінювання їх просторово-часової динаміки є важливою складовою сучасної системи моніторингу довкілля. Розвиток цифрових технологій сприяє розширенню можливостей отримання, оброблення та візуалізації екологічної інформації, зокрема за рахунок використання автоматизованих постів спостереження, відкритих баз даних та онлайн-платформ [1].

Водночас результати екологічного моніторингу характеризують переважно поточний або минулий стан довкілля. Для своєчасного виявлення несприятливих тенденцій та обґрунтування природоохоронних рішень необхідним є перехід від простого спостереження до математичного моделювання та прогнозування. Використання статистичних методів і сучасних алгоритмів оброблення даних дає змогу встановлювати взаємозв’язки між концентраціями забруднювальних речовин та факторами, що визначають їх зміну, зокрема метеорологічними параметрами [2–4].

Особливого значення такий підхід набуває під час підготовки фахівців-екологів. Практичне опрацювання реальних даних екологічного моніторингу дозволяє поєднати теоретичні положення щодо оцінювання стану довкілля з навичками статистичного аналізу, математичного моделювання та прогнозування. У результаті студент отримує можливість пройти повний цикл роботи з екологічними даними: від їх отримання та попереднього оброблення до побудови прогнозної моделі та екологічної інтерпретації отриманих результатів.

Метою роботи є розроблення практичного підходу до моделювання та прогнозування стану атмосферного повітря на основі даних екологічного моніторингу, орієнтованого на використання у підготовці студентів-екологів.

Для реалізації поставленої мети запропоновано використовувати відкриті дані екологічного моніторингу, доповнені метеорологічними характеристиками. Як територію дослідження доцільно розглядати місто Харків, для якого доступні результати регулярних спостережень за станом атмосферного повітря та дані автоматизованих систем моніторингу. Український гідрометеорологічний центр оприлюднює дані спостережень за забрудненням атмосферного повітря в містах України [2], а система SaveEcoBot забезпечує доступ до оперативної інформації щодо якості повітря та результатів вимірювань на окремих постах моніторингу [3]. Використання відкритих джерел створює можливість організувати практичну роботу з реальними екологічними даними без формування власної мережі спостережень.

Для побудови прогнозної моделі з погодинного часового ряду сформовано набір предикторів, що включав попередні значення концентрації $PM_{2.5}$ ($PM_{2.5,t-1}$ та $PM_{2.5,t-2}$), а також метеорологічні характеристики. Цільовою змінною визначено концентрацію $PM_{2.5}$ на наступний часовий інтервал t+1. Після формування лагових ознак та вилучення рядків із відсутніми необхідними значеннями отримано 32 358 спостережень, придатних для моделювання. Для запобігання витоку інформації з майбутнього дані хронологічно розділено на навчальну вибірку — 25 886 спостережень (80 %) та тестову — 6 472 спостереження (20 %).

Вихідний масив характеризувався різною тривалістю та повнотою спостережень за окремими параметрами. Концентрація $PM_{2.5}$ використовувалася як основна змінна прогнозування, а температура повітря, відносна вологість, атмосферний тиск та швидкість вітру – як метеорологічні предиктори. Для забезпечення єдиного часового кроку дані було приведено до погодинного інтервалу. Дублікати спостережень за однаковими показником і часовою міткою вилучено. При цьому значення $PM_{2.5}$ не інтерполювалися, щоб не формувати штучні значення концентрації забруднювальної речовини. Для метеорологічних параметрів допускалося відновлення лише коротких пропусків тривалістю до трьох годин.

Як основний показник для прогнозування запропоновано використовувати концентрацію дрібнодисперсних твердих частинок $PM_{2.5}$. Вибір цього показника пов’язаний із його значною часовою мінливістю та залежністю від метеорологічних і антропогенних факторів. Сучасні дослідження підтверджують доцільність використання попередніх значень концентрації $PM_{2.5}$, метеорологічних параметрів та інших характеристик атмосферного повітря для побудови прогнозних моделей [4–6].

Формування вихідного масиву даних передбачає приведення спостережень до єдиного часового інтервалу, перевірку їх повноти, виявлення пропущених та

аномальних значень і підготовку часового ряду для подальшого моделювання. Для прогнозування використовуються попередні значення концентрації $PM_{2.5}$, температура повітря, відносна вологість, атмосферний тиск та швидкість вітру. Такий набір змінних дає змогу врахувати як часову інерційність зміни концентрації забруднювальної речовини, так і вплив метеорологічних умов на її розсіювання та накопичення. Необхідність належної підготовки даних та коректної валідації прогнозних моделей підкреслюється в сучасних дослідженнях застосування машинного навчання для моделювання якості повітря [5, 7].

Прогнозування концентрації $PM_{2.5}$ розглядається як задача короткострокового регресійного моделювання, у якій на основі доступної на момент t інформації визначається значення показника на наступному часовому інтервалі t+1. Для порівняння традиційного та сучасного підходів запропоновано використати множинну лінійну регресію (MLR) та Random Forest Regression (RF). Модель MLR дає змогу оцінити лінійні взаємозв'язки між концентрацією $PM_{2.5}$ та вхідними факторами, тоді як RF дозволяє враховувати нелінійні залежності та взаємодію між предикторами. Порівняльне застосування різних алгоритмів для прогнозування $PM_{2.5}$ широко представлено в сучасних дослідженнях [4, 5].

Цільову змінну моделі визначено як концентрацію $PM_{2.5}$ на наступний часовий інтервал прогнозування:

$$\widehat{PM}_{2.5,t+1} = f\left(PV_{2.5,t-1}, PM_{2.5,t-2}, T_t, H_t, P_t, W_t\right),$$

де $PM_{2.5,t+1}$ – прогнозована концентрація $PM_{2.5}$ на наступну годину; $PM_{2.5,t-1}$ – концентрація $PM_{2.5}$ за попередню годину; $PM_{2.5,t-2}$ – концентрація $PM_{2.5}$ за дві години до моменту прогнозування; T_t – температура повітря; H_t – відносна вологість; P_t – атмосферний тиск; W_t – швидкість вітру, *f* – функція прогнозної моделі. Для перевірки прогнозної здатності моделей доцільно використовувати хронологічне розділення даних, за якого ранні спостереження застосовуються для навчання, а пізніші – для тестування. Такий підхід запобігає використанню інформації з майбутнього під час побудови прогнозу [8, 9].

Якість прогнозування оцінено за середньою абсолютною похибкою (MAE), коренем із середньоквадратичної похибки (RMSE) та коефіцієнтом детермінації R^2. Використання цих показників дає змогу одночасно оцінити величину похибки прогнозу та здатність моделі відтворювати фактичну динаміку концентрації $PM_{2.5}$ [4–7].

Для оцінювання отриманих прогнозів використовуються три основні показники:

середня абсолютна похибка (MAE), корінь із середньоквадратичної похибки (RMSE) та коефіцієнт детермінації (R^2)

$$MAE = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}|y_i - \hat{y}_i|,$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(y_i - \hat{y}_i)^2},$$

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n}(y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^{n}(y_i - \bar{y}_i)^2},$$

де y_i – фактичне значення концентрації $PM_{2.5}$, $\hat{y}_i$ – прогнозоване значення, $\bar{y}_i$ – середнє фактичних значень, n — кількість тестових спостережень. Використання MAE, RMSE та R^2 дає змогу комплексно оцінити точність прогнозної моделі; ці показники широко застосовуються під час оцінювання моделей прогнозування якості атмосферного повітря.

За результатами моделювання на тестовій вибірці модель множинної лінійної регресії (MLR) продемонструвала значення MAE 1,471 мкг/м³, RMSE 2,443 мкг/м³ та R2=0,731. Для моделі Random Forest відповідні показники становили 1,443 мкг/м³, 2,433 мкг/м³ та R2=0,733. Порівняння отриманих показників точності моделей наведено в табл. 1.

Таблиця 1 – Порівняння точності моделей прогнозування $PM_{2.5}$

Модель	**MAE, мкг/м³**	**RMSE, мкг/м³**	**R^2**
Множинна лінійна регресія (MLR)	1,471	2,443	0,731
Random Forest	**1,443**	**2,433**	**0,733**

(Джерело: розраховано авторами за даними SaveEcoBot [3].)

Як видно з табл. 1, обидві моделі забезпечили достатню точність прогнозування концентрації $PM_{2.5}$. Модель Random Forest характеризується дещо нижчими значеннями MAE та RMSE і вищим коефіцієнтом детермінації порівняно з MLR. Водночас близькі значення показників свідчать про відсутність суттєвої переваги складнішої моделі над множинною лінійною регресією для сформованого часового ряду.

Динаміку фактичних та прогнозованих середньодобових концентрацій $PM_{2.5}$ на тестовій вибірці наведено на рис. 1.

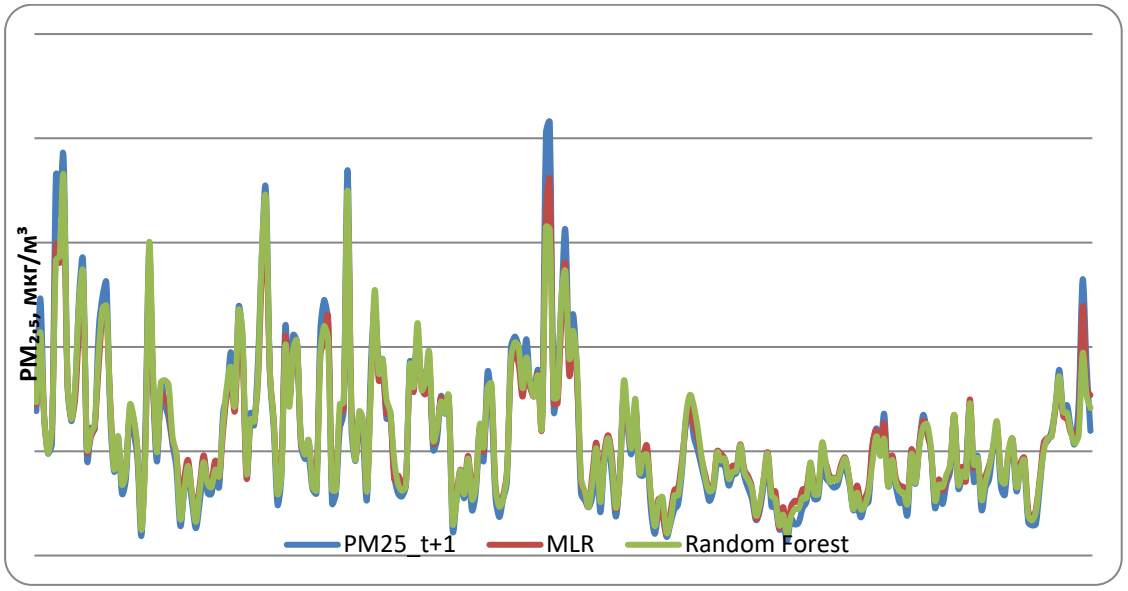


Рисунок 1 – Фактичні та прогнозовані середньодобові концентрації $PM_{2.5}$
(Джерело: розраховано авторами за даними SaveEcoBot [3].)

Візуальне порівняння фактичних та прогнозованих значень на рис. 1 показує, що обидві моделі загалом відтворюють часову динаміку концентрації $PM_{2.5}$. Найбільші відмінності між фактичними та прогнозованими значеннями спостерігаються під час різких короткочасних змін концентрації, що характерно для пікових значень часового ряду. Водночас, загальна відповідність прогнозованих і фактичних значень підтверджує можливість використання сформованих моделей для короткострокового прогнозування стану атмосферного повітря.

Порівняння похибок прогнозування моделей MLR та Random Forest наведено на рис. 2.

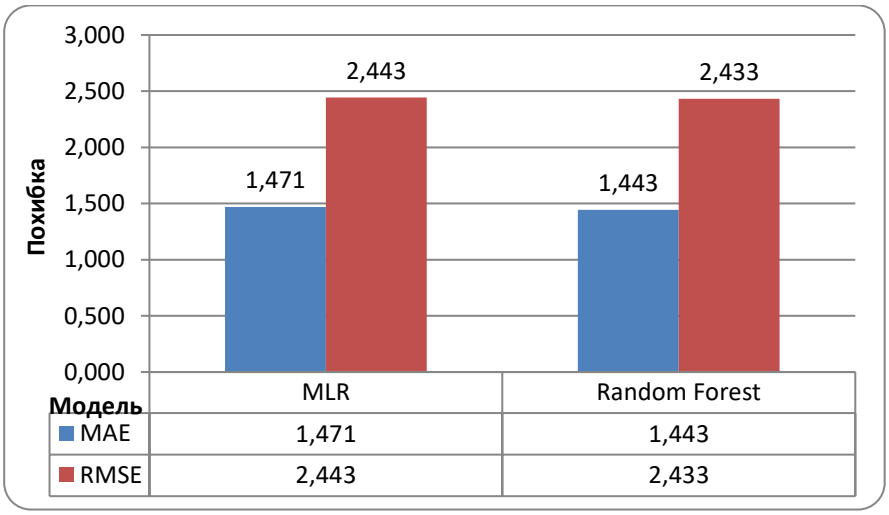


Рисунок 2 – Порівняння точності моделей прогнозування $PM_{2.5}$
(Джерело: розраховано авторами за даними SaveEcoBot [3].)

Як видно з рис. 2, модель Random Forest характеризується дещо нижчими значеннями MAE та RMSE порівняно з MLR. Водночас різниця між моделями є незначною, що узгоджується з близькими значеннями коефіцієнта детермінації R2.

Результати аналізу важливості факторів у моделі Random Forest наведено на рис. 3.

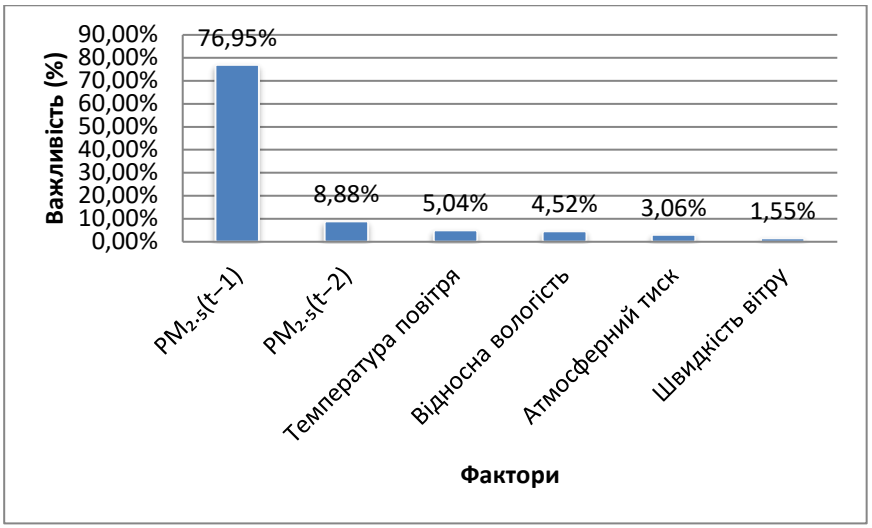


Рисунок 3 – Важливість факторів у моделі Random Forest
(Джерело: розраховано авторами за даними SaveEcoBot [3].)

Додатковий аналіз моделі Random Forest показав, що найбільший внесок у формування прогнозу має попередня концентрація $PM_{2.5}$. Важливість показника $PM_{2.5,t-1}$ становила 76,95 %, тоді як $PM_{2.5,t-2}$ – 8,88 %. Серед метеорологічних факторів найбільший внесок мали температура повітря (5,04 %) та відносна вологість (4,52 %). Внесок атмосферного тиску становив 3,06 %, а швидкості вітру – 1,55 %. Отриманий розподіл свідчить про домінування часової залежності концентрації $PM_{2.5}$, тоді як метеорологічні параметри відіграють додаткову роль у прогнозуванні.

Практичне значення отриманих результатів полягає у можливості використання відкритих даних екологічного моніторингу для навчального моделювання та прогнозування стану атмосферного повітря. Застосування MLR і Random Forest дозволяє студентам-екологам простежити повний цикл роботи з моніторинговими даними: від їх збору та попередньої обробки до побудови прогнозної моделі, оцінювання її точності та інтерпретації впливу окремих факторів.

Запропонований підхід поєднує дані екологічного моніторингу, статистичне моделювання та сучасні методи машинного навчання в єдиному алгоритмі роботи з часовими рядами. Його практична цінність для студентів-екологів полягає у можливості послідовно виконати отримання та підготовку моніторингових даних,

формування предикторів, побудову прогнозних моделей та оцінювання їх точності. Отримані результати можуть використовуватися для формування практичних навичок аналізу, моделювання та прогнозування змін стану атмосферного повітря.

Література

1. Душкін С. С. Огляд онлайн-ресурсів для моніторингу стану довкілля: практичний інструментарій для студентів-екологів. Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення : зб. наук. статей XXI Міжнар. наук.-практ. конф. (м. Харків, 25–26 верес. 2025 р.). Харків : УКРНДІЕП, 2025. С. 247–254. DOI: https://doi.org/10.63341/niiep.conf.2025.34

2. Український гідрометеорологічний центр. Щоденні дані забруднення атмосферного повітря по містах за 2025 рік. URL: https://www.meteo.gov.ua/ua/Shchodenni-dani-zabrudnennya-atmosfernoho-povitrya-po-mistakh-za-2025-rik (дата звернення: 14.08.2026).

3. SaveEcoBot. Якість повітря у місті Харків, Харківська область онлайн: карта якості атмосферного повітря України. URL: https://www.saveecobot.com/maps/kharkiv (дата звернення: 14.08.2026).

4. Gao Z., Do K., Li Z., Jiang X. Y., Maji K. J., Ivey C. E., Russell A. G. Predicting $PM_{2.5}$ levels and exceedance days using machine learning methods. Atmospheric Environment. 2024. Vol. 323. Art. 120396. DOI: https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2024.120396.

5. Haseeb M., Tahir Z., Mahmood S. A., Arif H., Almutairi K. F., Soufan W., Tariq A. Comparative analysis of machine learning models for predicting $PM_{2.5}$ concentrations using meteorological and chemical indicators. Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics. 2024. Vol. 263. Art. 106338. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jastp.2024.106338.

6. Kar A., Ahmed M., May A. A., Le H. T. K. High spatio-temporal resolution predictions of $PM_{2.5}$ using low-cost sensor data. Atmospheric Environment. 2024. Vol. 326. Art. 120486. DOI: https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2024.120486.

7. Tang D., Zhan Y., Yang F. A review of machine learning for modeling air quality: Overlooked but important issues. Atmospheric Research. 2024. Vol. 300. Art. 107261. DOI: https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2024.107261

8. Zeng L., Dong R., Yuan M., Jing L., Jiao S. Evaluating deep learning time series models for $PM_{2.5}$ forecasting across diverse horizons. iScience. 2026. Vol. 29. Art. 114770. DOI: https://doi.org/10.1016/j.isci.2026.114770.

9. Wu X., Zhu J., Wen Q. Short-term prediction of PM2.5 concentration by hybrid neural network based on sequence decomposition. PLoS ONE. 2024. Vol. 19, No. 5. Art. e0299603. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0299603**.**

УДК 504.064:628.4:631.46

Жерденко В. В., здобувач бакалаврського рівня вищої освіти четвертого року навчання за спеціальності 101 «Екологія»

Васютинська К. А., д-р техн. наук, доц.

Національний університет «Одеська політехніка», м. Одеса, Україна

ЦИРКУЛЯРНИЙ ПОТЕНЦІАЛ ГЛИВИ ЗВИЧАЙНОЇ У БІОКОНВЕРСІЇ ОРГАНІЧНИХ ВІДХОДІВ ТА БІОРЕМЕДІАЦІЇ НАФТОЗАБРУДНЕНИХ ҐРУНТІВ

Сучасні виклики екологічної безпеки України визначаються поєднанням воєнних, техногенних, ресурсних і ґрунтово-деградаційних чинників. Руйнування промислових об’єктів, транспортної інфраструктури, складів пального, енергетичних систем і сільськогосподарських територій призводить до локального забруднення земель паливно-мастильними матеріалами. Такі ділянки втрачають продуктивність, погіршують санітарно-екологічний стан територій і можуть ставати джерелами вторинного поширення токсичних сполук у поверхневі та підземні води, атмосферне повітря і харчові ланцюги.

Паралельно з цим у населених пунктах зберігається проблема накопичення побутових органічних відходів, значна частина яких не повертається у біологічний кругообіг, а потрапляє до змішаного потоку твердих побутових відходів. За умов неконтрольованого розкладання органічна фракція сприяє утворенню фільтратів, неприємних запахів, метану, мікробіологічного забруднення та додаткового навантаження на комунальну інфраструктуру. Отже, органічні залишки виступають одночасно екологічною проблемою і втраченим ресурсом, який може бути залучений до локальних циркулярних технологій.

Одним із перспективних напрямів такої трансформації є біоконверсія органічних відходів за участю грибів-базидіоміцетів [1]. Редуцентний потенціал гливи звичайної (*Pleurotus ostreatus*) зумовлений синтезом комплексу позаклітинних ферментів – целюлаз, геміцелюлаз, лакказ і пероксидаз. Ці ферменти забезпечують руйнування лігноцелюлозної матриці рослинних залишків: полісахаридна частина субстрату розщеплюється переважно целюлазами та геміцелюлазами, а лігнінова й ароматична складові – за участю лакказ і пероксидаз. Саме тому глива може розглядатися не лише як об’єкт харчового грибівництва, а й як біологічний агент переробки органічних

залишків, формування біологічно активних субстратів і потенційної мікоремедіації техногенно порушених земель.

Актуальність роботи обумовлена тим, що традиційні фізико-хімічні методи очищення нафтозабруднених ґрунтів, зокрема екскавація, термічна обробка або промивання, часто є ресурсномісткими, дорогими й екологічно неоднозначними. Вони можуть забезпечувати вилучення полютанту, але водночас руйнують ґрунт як живу систему, порушують його структуру, мікробіоту та природну здатність до самовідновлення. Біологічні методи, навпаки, орієнтовані на поступове зниження токсичності середовища із збереженням або відновленням ґрунтових функцій. Тому використання відпрацьованого грибного субстрату як вторинного біологічно активного ресурсу відповідає одночасно завданням поводження з органічними відходами, ґрунтового відновлення та зниження техногенного навантаження.

Метою роботи є обґрунтування циркулярного підходу до використання гливи звичайної та її відпрацьованого субстрату для локальної біоконверсії органічних відходів і подальшої біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів із застосуванням фітотестування та лінійного регресійного моделювання для встановлення параметрів експерименту детоксикації чорнозему.

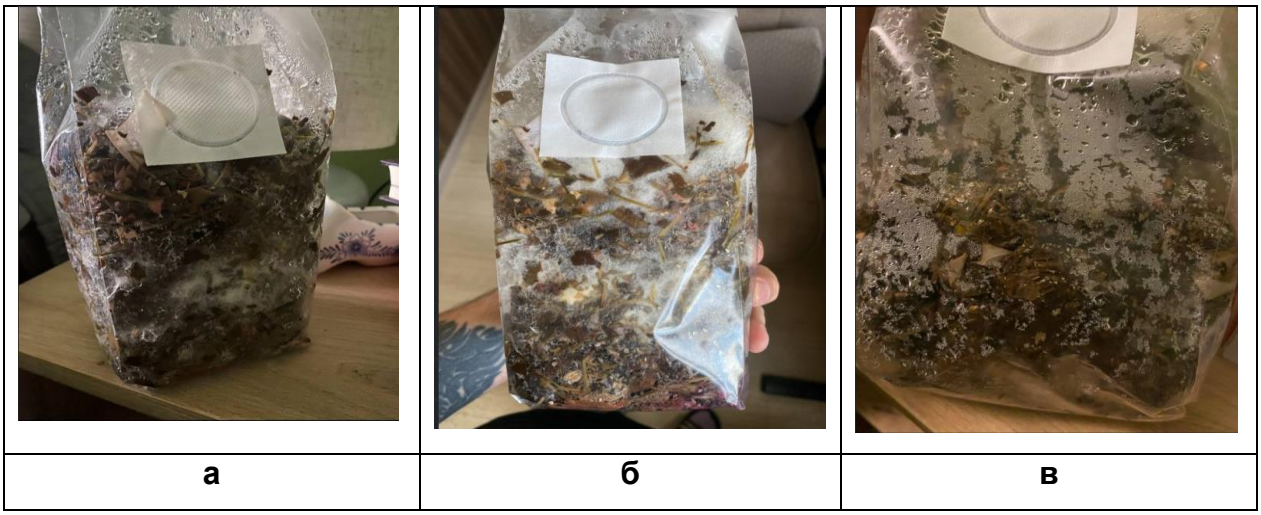
Наукова новизна полягає в обґрунтуванні інтегрованої циркулярної моделі, у якій органічні відходи розглядаються як субстрат для отримання грибної біомаси, а відпрацьований грибний субстрат – як вторинний біологічно активний матеріал для ґрунтового поліпшення та біоремедіації нафтозабруднених земель. На відміну від підходів, де культивування гливи, переробка органічних відходів і біоремедіація ґрунтів розглядаються окремо, запропонована схема поєднує їх у послідовний ресурсний цикл із можливістю кількісного оцінювання ефективності детоксикації методом фітотестування.

Методологічно робота поєднує два взаємопов’язані контури. Перший контур пов’язаний із малоформатною біоконверсією органічних залишків за участю *Pleurotus ostreatus*. Другий контур передбачає використання відпрацьованого грибного субстрату як біологічно активного компонента для детоксикації нафтозабрудненого чорнозему. Це дозволяє розглядати грибний субстрат не як кінцевий відхід грибного виробництва, а як проміжний ресурс у послідовності: органічні відходи – грибна біомаса – відпрацьований субстрат – біоремедіант або ґрунтовий поліпшувач.

На першому етапі досліджено можливість використання змішаних кухонних залишків як субстрату для розвитку гливи. До складу субстратної суміші входили овочеві залишки та целюлозовмісні компоненти, зокрема картон, який виконував роль

структуроутворювача й абсорбенту. Термічна обробка і дегідратація були спрямовані на зменшення мікробного навантаження та стабілізацію вологості. Після інокуляції субстрату міцелієм гливи у перші дні спостерігалася активна колонізація, що підтвердило придатність органічної суміші для початкового розвитку гриба.

Разом із тим подальший перебіг процесу виявив істотні технологічні обмеження змішаних кухонних залишків. Під час ферментативного розкладання овочевих компонентів відбувалося вторинне виділення вологи, що спричиняло накопичення конденсату, перезволоження субстрату, появу гнильного запаху та розвиток небажаної мікрофлори (рис. 1, в). Отже, змішана побутова органіка без додаткової стандартизації є нестійким субстратом для домашньої біоконверсії. Основними лімітуючими чинниками такого процесу є неоднорідність складу, неконтрольована вологість, ризик бактеріальної та пліснявої контамінації, а також значні енерговитрати на підготовку субстрату.



а	б	в

Рисунок 1 – Динаміка біоконверсії змішаного органічного субстрату гливою звичайною: а – інокульований субстрат у пакеті з дихаючим фільтром; б – колонізація субстрату міцелієм на другому тижні; в – перезволоження, накопичення конденсату та порушення мікробіологічної стабільності на третьому тижні.

З огляду на ці обмеження більш перспективним субстратним рішенням є відпрацьована кавова гуща. Вона має відносно однорідний склад, утворюється у значних кількостях у закладах харчування, містить органічну речовину, азотисті сполуки та дрібнодисперсну структуру, придатну для колонізації міцелієм [2]. Важливою технологічною перевагою є те, що під час приготування кави сировина контактує з гарячою водою, що знижує початкове мікробне навантаження та зменшує потребу у тривалій енергоємній пастеризації. Проте використання кавової гущі також потребує контролю вологості, аерації, частки допоміжних целюлозовмісних

компонентів і ризику пригнічення росту міцелію за надмірної частки окремих біологічно активних речовин.

Тож, технологічно проблемний етап біоконверсії змішаних кухонних залишків використано не як випадковий негативний результат, а як підставу для подальшої оптимізації субстрату. Виявлення нестабільності вологості, вторинного перезволоження, ризику контамінації та високих енерговитрат дозволило перейти від емпіричного використання побутової органіки до більш керованої моделі на основі відпрацьованої кавової гущі та централізовано підготовлених інокульованих блоків. Такий підхід має не лише біологічний, а й інженерно-технологічний зміст.

Ефективність грибного культивування доцільно оцінювати за показником біологічної ефективності, який дозволяє оцінити результативність перетворення органічного субстрату на грибну біомасу та порівнювати різні субстратні рецептури:

$$\mathrm{BE} = \frac{\mathrm{M}_{\text{плодових тіл}}}{\mathrm{M}_{\text{сухого субстрату}}} \times 100\%,$$

де *BE* – біологічна ефективність, %; $M_{плодових\ тіл}$ – маса свіжих плодових тіл, г; $M_{сухого\ субстрату}$ – маса сухої речовини субстрату, г.

Практичним узагальненням першого контуру є концепція GrowBox Eco 1.0 (рис. 2), що передбачає використання готових інокульованих «рефілів» на основі відпрацьованої кавової гущі та безпечних целюлозовмісних компонентів. Централізована підготовка таких блоків у контрольованих умовах дає змогу зменшити ризик контамінації, стандартизувати якість субстрату й спростити використання технології в домогосподарствах. Корпус малоформатної установки може виготовлятися з перероблених полімерів, що додатково відповідає принципам циркулярної економіки. Після завершення плодоношення утворюється відпрацьований грибний субстрат, який зберігає органічну речовину, залишкову ферментативну активність і мікробіологічний потенціал.

Другий контур запропонованої моделі пов’язаний із використанням відпрацьованого грибного субстрату для біоремедіації нафтозабрудненого чорнозему. Як модельний полютант доцільно використовувати дизельне пальне, оскільки воно належить до поширених паливно-мастильних матеріалів, що можуть потрапляти у ґрунти внаслідок техногенних інцидентів, руйнування інфраструктури, аварій транспорту або бойових дій. Концентрація 20 г/кг сухого ґрунту, тобто 2 % мас., може бути використана як модель помірно сильного локального забруднення. Такий рівень є достатнім для прояву токсичного ефекту, але не повинен повністю пригнічувати проростання тест-культури, що принципово важливо для кількісної оцінки детоксикації

[3].

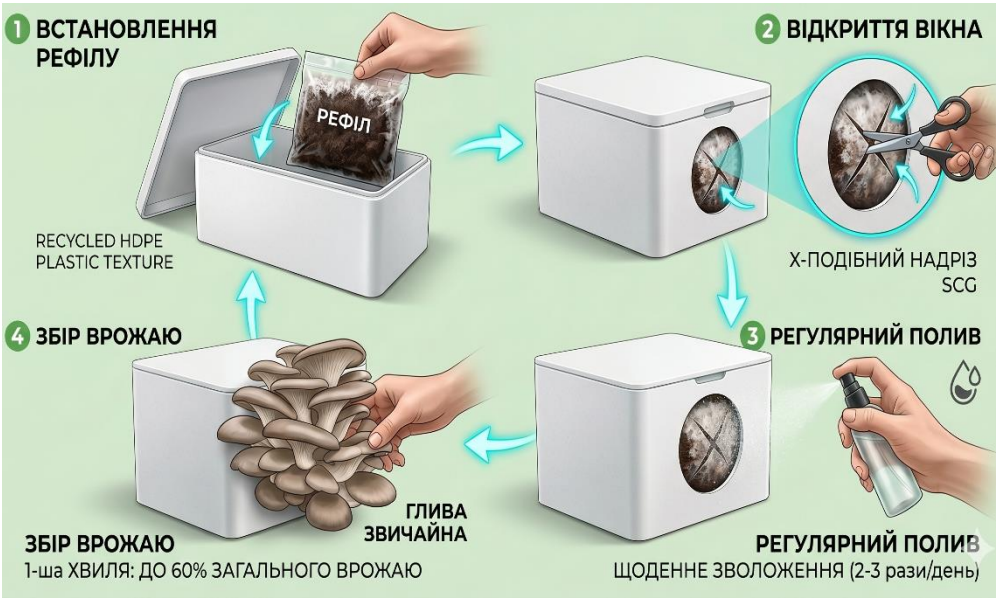


Рисунок 2 – Концепція GrowBox Eco 1.0 (корпус із перероблених полімерів методом 3D друку)

Ефективність біоремедіації доцільно оцінювати методом фітотестування. Як тест-культуру пропонується використовувати крес-салат (*Lepidium sativum L.*), коренева система якого чутливо реагує на токсичність ґрунтового середовища. Основним біологічним відгуком є середня довжина головного кореня проростків, додатковим – лабораторна схожість насіння. Для коректної інтерпретації результатів необхідно також контролювати pH та електричну провідність водної витяжки ґрунт-суміші, оскільки внесення відпрацьованого грибного субстрату (ВГС) може змінювати кислотність і сольовий режим ґрунту. Без такого контролю пригнічення росту коренів може бути помилково пояснене залишковою токсичністю нафтопродуктів, хоча насправді воно може бути наслідком осмотичного стресу.

Індекс фітотоксичності пропонується визначати за формулою:

$$I_{\text{ф}} = \frac{L_{\text{дослід}} - L_{\text{забрудн}}}{L_{\text{чистий}} - L_{\text{дзабруднослід}}} \times 100\%$$

де $L_{дослід}$ – середня довжина кореня у варіанті з внесенням ВГС; $L_{забрудн}$ – середня довжина кореня у забрудненому контролі без ВГС; $L_{чистий}$ – середня довжина кореня у чистому контролі.

Значення $I_{ф}$ = 0 % відповідає відсутності детоксикації, а $I_{ф}$ = 100 % – повному відновленню ростового відгуку до рівня чистого ґрунту. Від’ємні значення індексу можуть свідчити про додатковий пригнічуючий вплив самого субстрату, зокрема через засолення або надмірну концентрацію розчинних органічних сполук.

Для встановлення параметрів експерименту детоксикації нафтозабрудненого

чорнозему за допомогою ВГС доцільно застосувати лінійну регресійну модель повного факторного експерименту. Її використання обґрунтоване тим, що на початковому етапі необхідно не стільки описати складний біохімічний механізм розкладання нафтопродуктів, скільки кількісно визначити напрям і силу впливу двох керованих факторів – дози внесення ВГС та тривалості біоінкубації – на інтегральний біологічний відгук тест-культури. Лінійна модель є достатньою для первинного експериментального скринінгу, оскільки дозволяє встановити, який із факторів має провідний вплив, чи є суттєвою їх взаємодія, а також у якому напрямі слід уточнювати подальші умови досліду.

Модель має вигляд:

$$Y = b_0 + b_1 x_1 + b_2 x_2 + b_{12} x_1 x_2$$

де Y – досліджуваний відгук, зокрема довжина кореня або індекс фітотоксичності; b_0 – середній рівень відгуку; b_1 – коефіцієнт впливу дози ВГС; b_2 – коефіцієнт впливу тривалості біоінкубації; b_{12} – коефіцієнт взаємодії факторів; x_1 і x_2 – кодовані значення факторів.

Якщо коефіцієнт b_1 є статистично значущим, це свідчить про визначальний вплив кількості внесеного субстрату. Значущість b_2 вказує на роль часу біоінкубації. Наявність значущого коефіцієнта b_{12} означає, що ефект дози ВГС залежить від тривалості контакту із забрудненим ґрунтом, тобто оптимальні умови не можуть бути визначені за кожним фактором окремо.

Застосування саме лінійної регресійної моделі на цьому етапі є методично виправданим з трьох причин. По-перше, дослідження спрямоване на встановлення робочого діапазону факторів, а не на побудову остаточної кінетичної моделі біодеструкції. По-друге, кількість варіантів експерименту є обмеженою, що відповідає логіці повного факторного плану 2^2 із центральними точками. По-третє, біологічний відгук у межах обраного діапазону факторів може бути попередньо апроксимований лінійною залежністю, а наявність центральних точок дозволяє оцінити можливе відхилення від лінійності й визначити потребу в подальшому переході до квадратичної або іншої нелінійної моделі.

В таблиці 1 узагальнено фактори, які варіюються, та відповідні відгуки.

Отримані за такою схемою дані дозволять визначити не лише наявність або відсутність біоремедіаційного ефекту, а й умови, за яких цей ефект є найбільш вираженим. Практично це означає встановлення раціонального поєднання дози ВГС і тривалості біоінкубації, за якого фітотоксичність нафтозабрудненого чорнозему знижується без додаткового пригнічення рослин-індикаторів.

Таблиця 1 – Логіка факторного експерименту для встановлення параметрів детоксикації нафтозабрудненого чорнозему за допомогою ВГС

Елемент експерименту	Позначення	Діапазон або одиниця вимірювання	Призначення
Доза внесення відпрацьованого грибного субстрату	X_1	5; 10; 15 % мас. до ґрунту	встановлення кількості ВГС, достатньої для прояву ефекту детоксикації без надмірного сольового або органічного навантаження
Тривалість біоінкубації забрудненого ґрунту з ВГС	X_2	3; 7; 11 діб	визначення мінімального часу контакту, необхідного для зниження фітотоксичності
Довжина головного кореня крес-салату	Y_1	мм	основний біологічний показник відновлення ростових процесів
Лабораторна схожість насіння	Y_2	%	додатковий показник загальної біологічної придатності ґрунтосуміші
pH водної витяжки	Y_3	од. pH	контроль зміни кислотності після внесення ВГС
Електрична провідність водної витяжки	Y_4	мСм/см	контроль сольового режиму та можливого осмотичного стресу

Запропонована циркулярна модель має значення для екологічної безпеки на кількох рівнях. На рівні домогосподарств і закладів харчування вона може зменшувати потік органічних відходів, що надходять до змішаного сміття. На рівні громад вона може розглядатися як елемент локальної біоекономіки та ресурсозбереження. На рівні відновлення техногенно порушених земель ВГС може бути використаний як доступний біологічно активний матеріал для попередньої або допоміжної біоремедіації локальних нафтозабруднень.

Водночас запропонована технологія потребує подальшого експериментального уточнення. Необхідно визначити оптимальну вологість субстрату, допустимі межі внесення ВГС, тривалість біоінкубації, вплив сольового режиму, стабільність результатів для різних типів ґрунтів і різних концентрацій нафтопродуктів. Окремої уваги потребує санітарна й екологічна безпечність використання побутових органічних компонентів, контроль можливого накопичення небажаних речовин у грибній біомасі та оцінювання якості відпрацьованого субстрату перед його внесенням у ґрунт.

Таким чином, глива звичайна та її відпрацьований субстрат можуть розглядатися як елементи єдиної циркулярної біотехнологічної моделі. Перший контур цієї моделі забезпечує біоконверсію органічних відходів і отримання грибної біомаси,

другий — використання залишкового субстрату для детоксикації та ґрунтового відновлення. Поєднання цих контурів дозволяє сформувати локальний ресурсозберігаючий підхід, спрямований на зменшення обсягу органічних відходів, підвищення біологічної активності ґрунтів і пом’якшення наслідків техногенного забруднення.

Висновки

Глива звичайна (*Pleurotus ostreatus*) є перспективним біологічним агентом для локальної біоконверсії органічних відходів, однак результативність процесу визначається стабільністю субстрату, вологістю, температурним режимом та контролем контамінації. Змішані кухонні залишки без попередньої стандартизації є технологічно нестійкими через неоднорідний склад і вторинне виділення вологи під час біодеструкції. Більш придатним субстратом для малоформатної біоконверсії є відпрацьована кавова гуща, яка має однорідніший склад, нижче початкове мікробне навантаження та меншу потребу в енергоємній підготовці. Концепція GrowBox Eco 1.0 із централізованою підготовкою інокульованих «рефілів» дозволяє зменшити ризик контамінації, спростити експлуатацію та сформувати локальну модель циркулярного використання органічних відходів.

Відпрацьований грибний субстрат після завершення плодоношення доцільно розглядати як вторинний біологічно активний ресурс для ґрунтового поліпшення та біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів. Його потенційна ефективність пов’язана з наявністю органічної речовини, залишкової ферментативної активності, сорбційних властивостей і мікробіологічного потенціалу. Застосування лінійної регресійної моделі повного факторного експерименту дає змогу встановити параметри детоксикації нафтозабрудненого чорнозему за допомогою ВГС, кількісно оцінити вплив дози субстрату, тривалості біоінкубації та їхньої взаємодії на біологічний відгук тест-культури. Фітотестування з використанням крес-салату, доповнене контролем pH та електричної провідності водної витяжки, забезпечує інтегральну оцінку екологічного стану ґрунтосуміші та дозволяє розмежувати ефекти детоксикації, органічного стимулювання і можливого сольового стресу.

Література

1. Корнієнко І. М., Ястремська Л. С., Кузнєцова О. О., Барановський М. М., Візер А. К. Біоконверсія органічних відходів – європейський досвід та українські практики.

Технології та інжиніринг. 2022. № 3(8). С. 37–51. https://doi.org/10.30857/2786-5371.2022.3.4

2. Alsanad M. A., Sassine Y. N., El Sebaaly Z., Abou Fayssal S. Spent coffee grounds influence on *Pleurotus ostreatus* production, composition, fatty acid profile and lignocellulose biodegradation capacity. *CyTA – Journal of Food*. 2021. Vol. 19(1). P. 11–20. https://doi.org/10.1080/19476337.2020.1845243

3. Вембер В. В., Лавриненко О. М., Бондаренко М. А. Особливості реакції різних ланок ґрунтової мікробіоти на нафтове забруднення. *Вісник НТУУ "КПІ імені Ігоря Сікорського". Серія: Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження*. 2025. № 2. С. 83–89. https://doi.org/10.20535/2617-9741.2.2025.333977

УДК 556.18:005.51:502.131.1

Жук В. М., канд. техн. наук, наук. співр.;

Лисюк О. Г., завідувач Центру менеджменту та раціонального використання водних ресурсів

Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України», м. Київ, Україна

РОЗРОБКА ПРОЄКТУ КОНЦЕПЦІЇ ДЕРЖАВНОЇ ЦІЛЬОВОЇ НАУКОВОЇ ПРОГРАМИ УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ ДО 2036 РОКУ

Проблеми доступу до води з кожним роком набувають все більших масштабів. Залежність суспільства від водних ресурсів зростає, підвищуються вимоги до якості води. У час, коли прискорення темпів індустріалізації та урбанізації призвело до виснаження та погіршення якості водних ресурсів, усе більше усвідомлюється їх обмеженість та вразливість [1].

Головними причинами недостатнього наукового та інноваційного забезпечення управління водними ресурсами та розвитку водогосподарської галузі є:

- недостатнє фінансування зазначеної галузі, особливо за напрямом удосконалення та розвитку інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим принципом;
- відсутність належно опрацьованих інформаційних потреб з розвитку наукової підтримки та інновацій у галузі охорони навколишнього природного середовища, зокрема з використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів; що обумовлює нетематичний і нецільовий принцип вибору пріоритетів наукового розвитку та їх фінансування;
- недостатня інтеграція наукових установ України до інноваційних програм ЄС та міжнародних науково-освітніх проєктів;
- відсутність системи показників оцінювання результатів наукових досліджень з урахуванням пріоритетів державної політики у галузі управління і контролю за використанням і охороною вод та відтворенням водних ресурсів;
- незадовільна увага серед пріоритетів наукового та інноваційного розвитку до національних завдань та індикаторів з досягнення Цілей сталого розвитку;
- відсутність належної координації діяльності наукових установ, що мають аналогічні напрями досліджень, однак мають різні джерела фінансування, отримують

результати які або дублюються, або суперечливі.

Усунення вказаних причин та подолання їх наслідків можливе шляхом підготовки та прийняття відповідної Державної цільової наукової програми управління водними ресурсами.

З метою створення необхідних організаційних, правових та фінансових передумов для розвитку системи наукових досліджень з питань управління водними ресурсами України та забезпечення подальшого розроблення та затвердження Державної цільової наукової програми управління водними ресурсами до 2036 року, розроблено відповідну Концепцію.

Проєкт Концепції спрямовано на реалізацію Стратегії зрошення та дренажу в Україні на період до 2030 року, схваленої розпорядженням Кабінету Міністрів України від 14 серпня 2019 року № 688 [2], Водної стратегії України на період до 2050 року, схваленої розпорядженням Кабінету Міністрів України від 9 грудня 2022 р. № 1134 [3], а також пункту 14 Операційного плану реалізації у 2025-2027 роках Водної стратегії України до 2050 року, затвердженого розпорядженням Кабінету Міністрів України від 10 грудня 2025 р. № 1412 [4].

Концепція є поступом у напрямі виконання міжнародних зобов'язань і завдань національного законодавства та спрямовується на забезпечення сталого розвитку водної безпеки України в умовах зростаючого негативного впливу зміни клімату та національних і регіональних соціально-економічних й екологічних викликів.

Проєктом відповідного нормативно-правового акту про схвалення Концепції визначаються головні передумови розвитку системи наукових досліджень з питань управління водними ресурсами України, а також підстави для розроблення та затвердження Державної цільової наукової програми управління водними ресурсами до 2036 року.

Концепцією визначено проблему, на розв'язання якої буде спрямована Програма, аналіз причин її виникнення та можливих варіантів вирішення з вибором оптимального, який передбачає проведення комплексних досліджень.

При визначенні оптимального варіанту розв'язання проблеми було проаналізовано досвід успішної реалізації інтегрованого управління водними ресурсами в рамках підготовки і виконання Планів управління річковими басейнами і Планів управління ризиками затоплення країнами-членами ЄС та визначено три основні варіанти розв'язання проблеми.

Варіант 1 - передбачає збереження існуючої ситуації, відсутність будь-яких змін у чинному порядку виділення та розподілу коштів, спрямованих на наукові

дослідження і розробки, що стосуються інтегрованого управління водними ресурсами, вивчення сучасного екологічного стану річкових басейнів в умовах змін клімату, мінімізації можливих загроз та ризиків у сфері забезпечення водної безпеки, розроблення наукових основ екологічного оздоровлення та невиснажного використання водних ресурсів України, подальшого розвитку водного господарства. Такий варіант розвитку унеможливлює подальший прогрес водно-орієнтованих інновацій, наукових розробок і досліджень у зазначеній сфері через надзвичайно низький рівень фінансування та нецільовий розподіл коштів, обумовлених відсутністю наукових замовлень, сформованих органами державної влади, суб'єктами господарювання та громадськістю.

Варіант 2 - передбачає часткове збільшення фінансування водної галузі без зміни порядку подальшого розподілу коштів у рамках пріоритетної наукової сфери «раціональне природокористування», що дозволить:

- забезпечити відносну фінансову стабільність головних розпорядників коштів, зокрема, Міністерства освіти і науки України, Національної академії наук України, Національної академії аграрних наук України, Національної академії медичних наук України;
- здійснити низку водно-орієнтованих проєктів, пов'язаних з вивченням сучасного стану річкових басейнів в умовах зміни клімату, дослідженням окремих проблем водозабезпечення, водопідготовки, водоочищення.

Водночас зазначені заходи не сприятимуть:

- забезпеченню ефективної координації досліджень між усіма заінтересованими науково-дослідними установами, закладами освіти, організаціями та підприємствами України з урахуванням національної політики у сфері сталого соціально-економічного розвитку держави;
- спрямуванню бюджетних коштів на основі програмно-цільового підходу, а також ефективному моніторингу та контролю їх використання;
- закладенню на єдиній науково-методичній основі фундаменту для розробки механізмів реагування на стихійні явища, прогнозування й кількісної оцінки впливу змін клімату на природні екосистеми, вразливі сегменти галузей економіки і соціальної сфери в різних масштабах та часових інтервалах.

Варіантом 3 є проведення комплексних досліджень у рамках єдиної Державної цільової наукової програми управління водними ресурсами на період до 2036 року, та перехід наукових установ на сучасні європейські підходи управління науковим потенціалом, з максимальним його залученням до потреб розвитку інтегрованого

управління водними ресурсами.

Підготовка та реалізація зазначеної Програми дозволить покращити інформаційне, наукове та інноваційне забезпечення у галузі управління і контролю за використанням і охороною вод та відтворенням водних ресурсів, й оцінити потреби у фінансовому, кадровому й науково-технічному забезпеченні. Напрямки головних досліджень будуть визначені на основі природоохоронних та водоохоронних стратегій розвитку та визначатимуть роль центральних органів виконавчої влади щодо їх спрямування та координації.

Важливим напрямом програми стане скорочення дистанції між науковими розробками та їх практичним застосуванням. Програма має сприяти обміну знаннями між дослідницькими установами, водним сектором, бізнесом та іншими зацікавленими сторонами, а також підтримувати розвиток конкурентоспроможного європейського водного сектору.

Окрім фінансового забезпечення, Варіант 3 дозволить:

- забезпечити ефективну координацію досліджень між усіма заінтересованими науково-дослідними установами, закладами освіти, організаціями та підприємствами України з урахуванням національної політики у сфері сталого соціально-економічного розвитку держави;
- забезпечити ефективний аналіз та оцінку використання бюджетних коштів;
- застосувати єдиний науково-методичний підхід при розробленні механізмів реагування на надзвичайні ситуації, пов’язані з ризиками затоплень, прогнозуванні та кількісній оцінці впливу зміни клімату на водні екосистеми, впливу державного управління водними ресурсами на вразливі сегменти галузей економіки і соціальної сфери.

Програма має передбачати підготовку та перепідготовку кадрів, формування нових підходів у навчанні молодих спеціалістів у закладах вищої освіти.

Таким чином, оптимальним шляхом розв’язання проблеми є проведення комплексних досліджень у рамках єдиної державної цільової програми, передбаченої Варіантом 3.

Схвалення Концепції є підставою для розроблення Державної цільової наукової програми управління водними ресурсами до 2036 року, яка забезпечить виконання цілей і завдань стратегічних документів, що пов’язані з науковими і дослідницькими розробками та інноваціями.

Подальше розроблення Програми дозволить:

- забезпечити ефективну координацію досліджень між усіма

заінтересованими науково-дослідними установами, освітніми закладами, організаціями та підприємствами України з урахуванням національної політики у сфері сталого соціально-економічного розвитку держави;

- здійснити спрямування бюджетних коштів на основі програмного ціль- та результат-орієнтованого підходу, а також забезпечити ефективний моніторинг і контроль за їх використанням;
- застосувати єдиний науково-методичний підхід при розробленні механізмів реагування на стихійні явища, пов'язані зі шкідливим впливом вод, прогнозуванні та кількісній оцінці впливу змін клімату на природні та водні екосистеми, впливу державного управління водними ресурсами на вразливі сегменти галузей економіки і соціальної сфери.

Програма має передбачати підготовку та перепідготовку кадрів, формування нових підходів у навчанні молодих спеціалістів у вищих навчальних закладах.

Проєкт нормативно-правового акту розміщено на офіційному вебсайті Мінекономіки для проведення публічних консультацій.

Схвалення Концепції сприятиме забезпеченню ефективної координації досліджень між усіма заінтересованими науково-дослідними установами, освітніми закладами, організаціями та підприємствами України з урахуванням національної політики у сфері сталого соціально-економічного розвитку держави.

Досягнення цілей і завдань, визначених Концепцією, сприятиме підвищенню рівня водної безпеки та скороченню до соціально прийнятного рівня ризиків, пов'язаних з управлінням водними ресурсами, на засадах сталого інтегрованого управління водними ресурсами.

Література

1. Наукові засади раціонального використання водних ресурсів України за басейновим принципом: Монографія / за ред. В.А. Сташука. Херсон: Грінь Д.С., 2014. 320 с.

2. Про схвалення Стратегії зрошення та дренажу в Україні на період до 2030 року : розпорядження Кабінету Міністрів України від 14.08.2019 № 688. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/688-2019-%D1%80#Text (дата звернення: 31.08.2026).

3. Про схвалення Водної стратегії України на період до 2050 року : розпорядження Кабінету Міністрів України від 09.12.2022 № 1134. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1134-2022-%D1%80#Text (дата звернення: 31.08.2026).

4. Про затвердження операційного плану реалізації у 2025-2027 роках Водної стратегії України на період до 2050 року : розпорядження Кабінету Міністрів України від 10.12.2025 № 1412. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1412-2025-%D1%80#Text (дата звернення: 31.08.2026).

УДК 504.064:556.51:579.68

Зінченко І. В.;

Густавсон І. А., канд техн. наук;

Кочетига Д. В.;

Кононенко К. С.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

ДИНАМІКА МІКРОБІОЛОГІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД УКРАЇНИ В УМОВАХ ТРАНСФОРМАЦІЇ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

Водні ресурси України зазнають значного антропогенного навантаження, одним із проявів якого є мікробіологічне забруднення поверхневих вод. У Водній стратегії України на період до 2050 року [1] зазначається, що незадовільний екологічний стан значної частини водних об'єктів є одним із ключових викликів у сфері водної безпеки держави. Особливе значення ця проблема має через те, що близько 80 % питного водопостачання України забезпечується за рахунок поверхневих джерел, тоді як близько 20 % – підземних.

За даними Національних доповідей про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні [2 – 3], значна частина басейнів річок за гігієнічною класифікацією водних об'єктів за ступенем забруднення належить до категорій забруднених та дуже забруднених. Якість води в таких об'єктах не завжди відповідає санітарним вимогам, що висуваються до джерел питного водопостачання. Забруднення поверхневих вод створює ризики не лише для водних екосистем, а й для здоров'я населення, особливо за недостатньої ефективності водовідведення і водопідготовки.

Однією з основних причин незадовільного стану водних ресурсів є експлуатація морально та фізично застарілих очисних споруд, технології яких не завжди відповідають сучасному складу та рівню забруднення стічних вод. Додатковими чинниками є недостатня ефективність існуючих технологій підготовки питної води, зношеність водопровідних і каналізаційних мереж та недостатній рівень забезпечення населення послугами централізованого водовідведення. За наявними даними, доступ до послуг централізованого водовідведення у містах становить близько 75 %, тоді як у сільській місцевості – лише близько 8 %.

Ситуація додатково ускладнилася внаслідок повномасштабної війни. Руйнування та пошкодження систем водопостачання і водовідведення, очисних споруд, промислових підприємств, а також зміна режиму функціонування окремих територій створюють додаткові ризики надходження забруднювальних речовин до водних об’єктів.

Для оцінювання динаміки якості поверхневих вод нами проаналізовано результати лабораторних досліджень, проведених фахівцями Держпродспоживслужби, за дев’ятирічний період. Проаналізовано зміни якості води водних об’єктів I та II категорій за санітарно-хімічними та санітарно-мікробіологічними показниками.

До водних об’єктів I категорії належать водні об’єкти або їхні частини, що використовуються як джерела централізованого та нецентралізованого питного водопостачання, а також для водопостачання підприємств харчової промисловості. До II категорії належать водні об’єкти, що використовуються для господарсько-побутових, рекреаційних, оздоровчих і спортивних цілей, а також водні об’єкти в межах населених пунктів.

Як свідчать дані на рис. 1, у водних об’єктах I категорії найменшу частку проб, що не відповідали санітарно-хімічним нормам, зафіксовано у 2017 році — 8,4%. Упродовж 2018–2020 років цей показник поступово зростав, а у 2021 році сягнув 15,1%. Починаючи з 2022 року частка нестандартних проб стрімко збільшувалася й досягла піку у 2024 році (46,5%). У 2025 році спостерігалося її зниження до 24,8%, що, втім, майже втричі перевищує рівень 2017 року

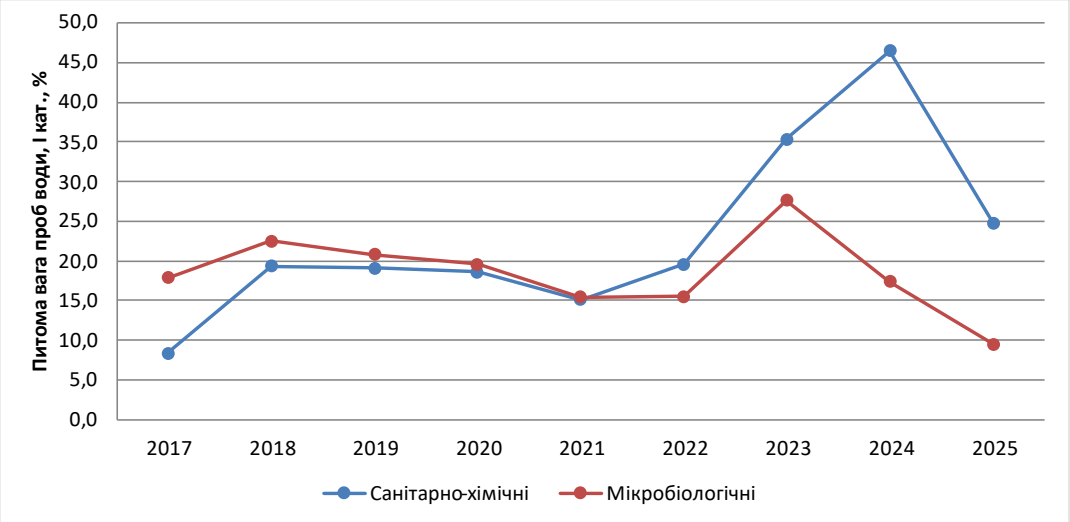


Рисунок 1 – Питома вага досліджених проб води з водойм I категорії, які не відповідали санітарним нормам

Для водних об’єктів ІІ категорії також простежується загальна тенденція до погіршення санітарно-хімічної якості води. Якщо у 2017 році частка проб, що не відповідали санітарним нормам, становила близько 15 %, то у 2025 році вона досягла 32,3 %, тобто зросла більш ніж удвічі (рис. 2).

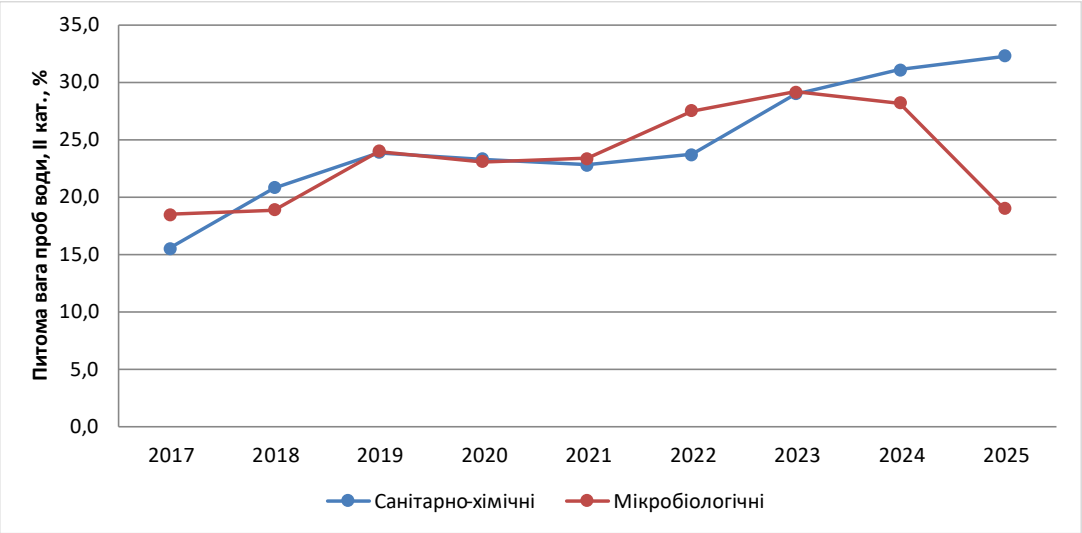


Рисунок 2 – Питома вага досліджених проб води з водойм ІІ категорії, які не відповідали санітарним нормам

Водночас динаміка санітарно-мікробіологічних показників має дещо інший характер. У водних об’єктах І категорії частка проб, які не відповідали санітарним нормативам, у 2017 році становила 18,0 %, після чого протягом наступних років спостерігалися коливання цього показника. Максимального значення – 27,6 % – він досяг у 2023 році. У 2025 році частка нестандартних проб зменшилася до 9,5 %, що є найнижчим значенням за аналізований період.

У водних об’єктах ІІ категорії, навпаки, до 2024 року спостерігалася тенденція до поступового збільшення частки проб, що не відповідали санітарно-мікробіологічним нормативам: з 24,0 % у 2019 році до 28,2 % у 2024 році. У 2025 році цей показник знизився до 19,0 %.

Таким чином, результати аналізу свідчать про певне покращення мікробіологічних показників поверхневих вод у 2025 році порівняно з попередніми роками. Проте, зниження частки нестандартних проб не обов’язково свідчить про стійкий позитивний санітарний стан водних екосистем. На результати мікробіологічного моніторингу можуть впливати сезонні та гідрологічні фактори, зміни обсягів водовідведення, чисельності населення, інтенсивності господарської діяльності, а також зміна кількості та географії пунктів спостережень.

Окремий інтерес становлять результати багаторічного мікробіологічного моніторингу української ділянки річки Дунай, який проводять фахівці УКРНДІЕП.

Дослідження здійснювалися на шести ділянках рукавів Дунаю. Але у зв'язку з безпековими обмеженнями, пов'язаними з воєнними діями, кількість доступних пунктів спостережень у наступні роки поступово скорочувалася.

Для оцінювання довготривалих змін нами були відібрані результати досліджень із тих пунктів спостереження, де існували порівнювані за місцем та сезоном дані.

Показовою є динаміка індексу бактерій групи кишкової палички (індексу-колі) у районі міст Рені та Ізмаїл. У районі м. Рені навесні 2020 року індекс-колі становив 20 000 кл/л, у 2021 році – 16 000 кл/л. У подальші роки, в умовах воєнного стану, показник поступово знижувався: від 6 000 кл/л у 2022 році до 1200 кл/л у 2026 році.

Ще більш вираженою була динаміка у районі м. Ізмаїл. Навесні 2020 року індекс-колі становив 160 000 кл/л, у 2021 році – 21 000 кл/л, тоді як у наступні роки спостерігалося його подальше зниження – до 5 000 кл/л, а у 2026 році – до 200 кл/л.

Зниження мікробіологічного навантаження на досліджуваних ділянках Дунаю може бути пов'язане, зокрема, зі скороченням промислової та господарської діяльності внаслідок повномасштабної війни та, відповідно, зменшенням обсягів утворення і скидання стічних вод. Водночас така залежність потребує додаткового підтвердження шляхом зіставлення результатів мікробіологічного моніторингу з даними щодо обсягів промислового і комунального водовідведення, чисельності населення, гідрологічного режиму та інших факторів, які можуть впливати на мікробіологічний стан водного об'єкта.

Важливо також враховувати, що зменшення кількості пунктів спостереження у воєнний період, зумовлене безпековими обмеженнями, певною мірою ускладнює просторове та часові порівняння отриманих результатів. Тому виявлену тенденцію до зниження показників мікробіологічного забруднення доцільно розглядати як попередньо встановлену тенденцію, яка потребує подальшого моніторингового підтвердження.

Література

1. ВОДНА СТРАТЕГІЯ УКРАЇНИ на період до 2050 року / СХВАЛЕНО розпорядженням Кабінету Міністрів України від 9 грудня 2022 р. № 1134-р

2. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2023 році /Київ, 2024

3. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2024 році / Київ, 2025

УДК 621.317.39

Іванін П. С.

ГО «Слобожанський Ресурсний Центр»

ДИСТАНЦІЙНИЙ МОНІТОРИНГ КОНЦЕНТРАЦІЇ ЗАВИСЛИХ РЕЧОВИН У ПРИРОДНИХ ВОДОЙМАХ ЗА ДОПОМОГОЮ ПЛАТФОРМИ GOOGLE EARTH ENGINE

Завислі речовини (загальний вміст завислих твердих частинок — Total Suspended Solids, TSS) є одним із найважливіших показників екологічного стану та якості води у внутрішніх прісноводних екосистемах [1]. Підвищена концентрація TSS зменшує прозорість води, пригнічує фотосинтетичні процеси водних рослин, сприяє акумуляції важких металів та інших токсикантів, а також спричиняє замулення водойм [2]. Традиційні контактні (лабораторні) методи контролю якості води вимагають суттєвих часових і фінансових ресурсів та зазвичай обмежені точковими вимірюваннями, що не дозволяє оцінити просторову неоднорідність і часову динаміку всієї акваторії [3].

Застосування технологій дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) у поєднанні з хмарними геоінформаційними платформами, такими як Google Earth Engine (GEE), відкриває нові можливості для оперативного, довгострокового та високодеталізованого моніторингу водних об'єктів [4]. GEE забезпечує прямий доступ до багаторазових архівів супутникових даних (зокрема місій Sentinel-2 та Landsat) і дає змогу проводити високопродуктивний аналіз геопросторових даних без необхідності локального завантаження великих масивів інформації [5].

Метою даного дослідження є розробка та апробація алгоритмічного механізму автоматизованого моніторингу просторово-часового розподілу концентрації завислих речовин (TSS) у природних водоймах на основі мультиспектральних супутникових даних Sentinel-2 із використанням хмарної платформи Google Earth Engine.

Об'єктом дослідження є водойма Основ'янського озера (Основ'янське водосховище), що розташоване у південній частині міста Харкова. Водойма має складну морфометрію з наявністю мілководних зон, ізольованих заток та глибоководної центральної частини, а також зазнає антропогенного навантаження внаслідок урбанізаційного впливу та близькості промислово-транспортних зон.

Для оцінки концентрації завислих речовин використовувалися спектральні дані супутника Sentinel-2 (Level-2A, Bottom-Of-Atmosphere reflectance). Маскування хмарності та суші здійснювалося за допомогою індексу NDWI (Normalized Difference Water Index). Оцінка TSS здійснювалася на основі напівемпіричних спектральних моделей, що базуються на відношенні відбиття у червоному (Band 4 — ~665 нм) та ближньому інфрачервоному (Band 8

— ~842 нм) діапазонах спектра, де спостерігається найвища кореляція з каламутністю води [6-9].

У межах дослідження в середовищі Google Earth Engine було побудовано автоматизований пайплайн обробки часових рядів знімків Sentinel-2 за період з 2021 по 2026 рік.

Просторовий розподіл концентрації завислих речовин в акваторії Основ'янського озера демонструє виражену гетерогенність. На рис. 1 наведено карту розподілу концентрації TSS станом на 23 серпня 2026 року.

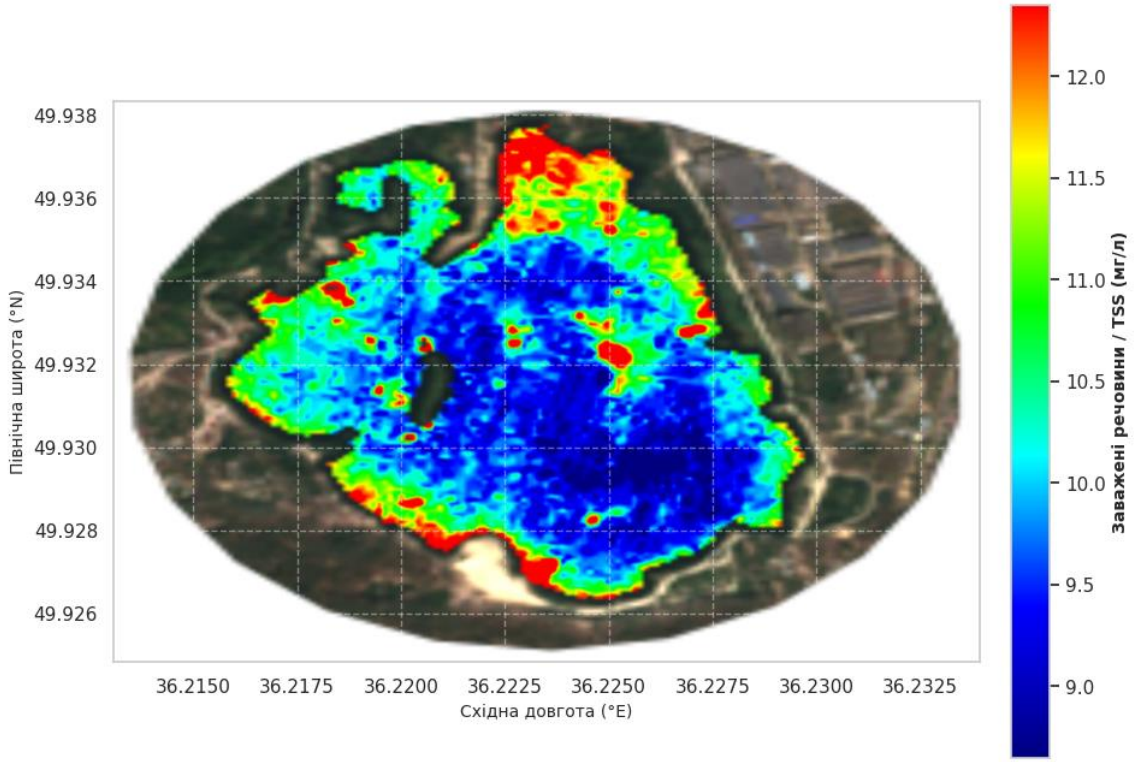


Рисунок 1 – Просторовий розподіл концентрації завислих речовин (TSS, мг/л) в Основ'янському озері за 23.08.2026 р.

Фонові значення TSS у центральній та південно-східній глибоководних частинах озера становлять близько 8,5–10,0 мг/л. Водночас уздовж берегової лінії, у мілководних ділянках та особливо у північній затоці спостерігаються підвищені значення TSS, які досягають 12,0–12,5 мг/л і більше. Це пояснюється вітровим збовтуванням донних відкладів на мілководді, прибережним змивом та інтенсивнішим розвитком фітопланктону в прогрітих мілководних зонах.

Для аналізу міжрічної та сезонної динаміки було досліджено розподіл концентрації TSS за весняно-осінні періоди 2024–2025 років (рис. 2).

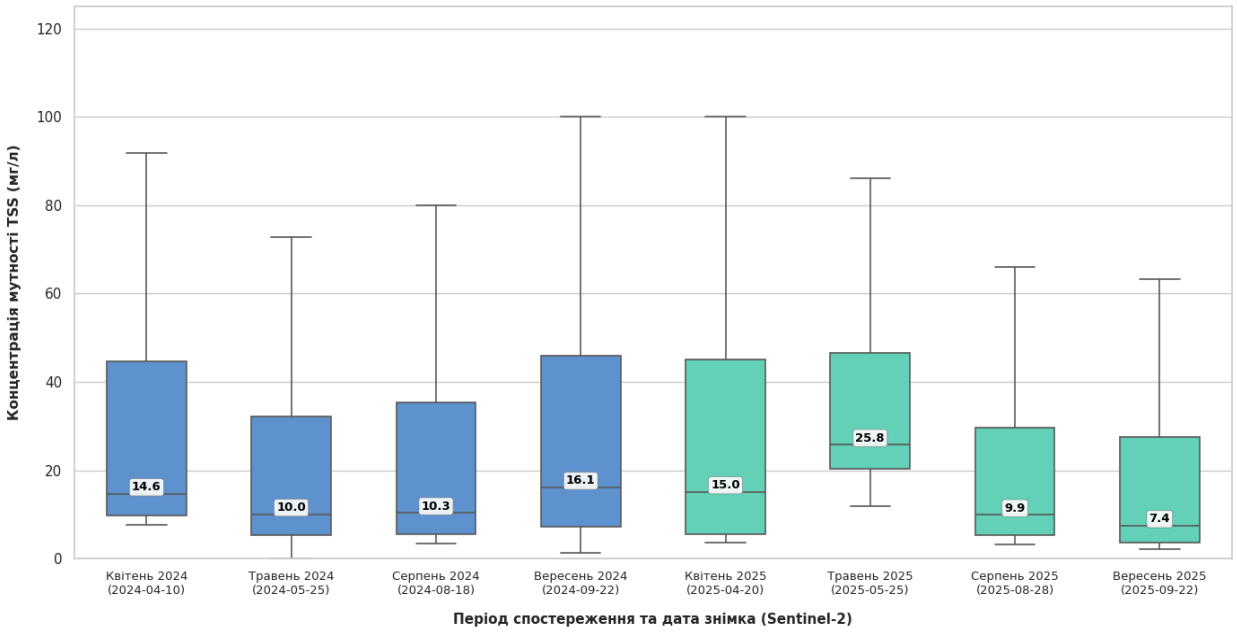


Рисунок 2 – Сезонна динаміка та розподіл концентрації завислих речовин (TSS, мг/л) за 2024–2025 роки

Аналіз медіанних значень свідчить про те, що середня концентрація TSS у більшості періодів коливається в межах 7,4–16,1 мг/л. Зіставлення сезонних даних показує, що найвищі медіанні значення спостерігалися навесні (квітень 2024 р. — 14,6 мг/л, квітень 2025 р. — 15,0 мг/л; травень 2025 р. — 25,8 мг/л), що зумовлено весняним таненням снігу, поверхневим стоком та гідродинамічною змішуваністю водних мас. У літньо-осінній період (серпень–вересень) медіанні значення стабілізуються на рівні 7,4–10,3 мг/л, проте спостерігається значний розмах максимальних значень (до 80–100 мг/л), пов'язаний із локальними піками вегетації водоростей та зливовими явищами.

Для детальнішої оцінки локальних особливостей акваторії було виділено три репрезентативні точки спостереження: Південна мілководна частина, Північна затока та Центр озера (глибоководдя) На рис. 3 наведено часові ряди середньомісячної концентрації TSS за період 2021–2025 рр.

Порівняльний аналіз трьох обраних зон виявив виражену просторову диференціацію гідроекологічного стану акваторії щодо концентрації завислих речовин. Зокрема, Північна затока протягом усього досліджуваного періоду систематично демонструє найвищі показники каламутності із середньомісячними значеннями TSS у межах 25–45 мг/л.

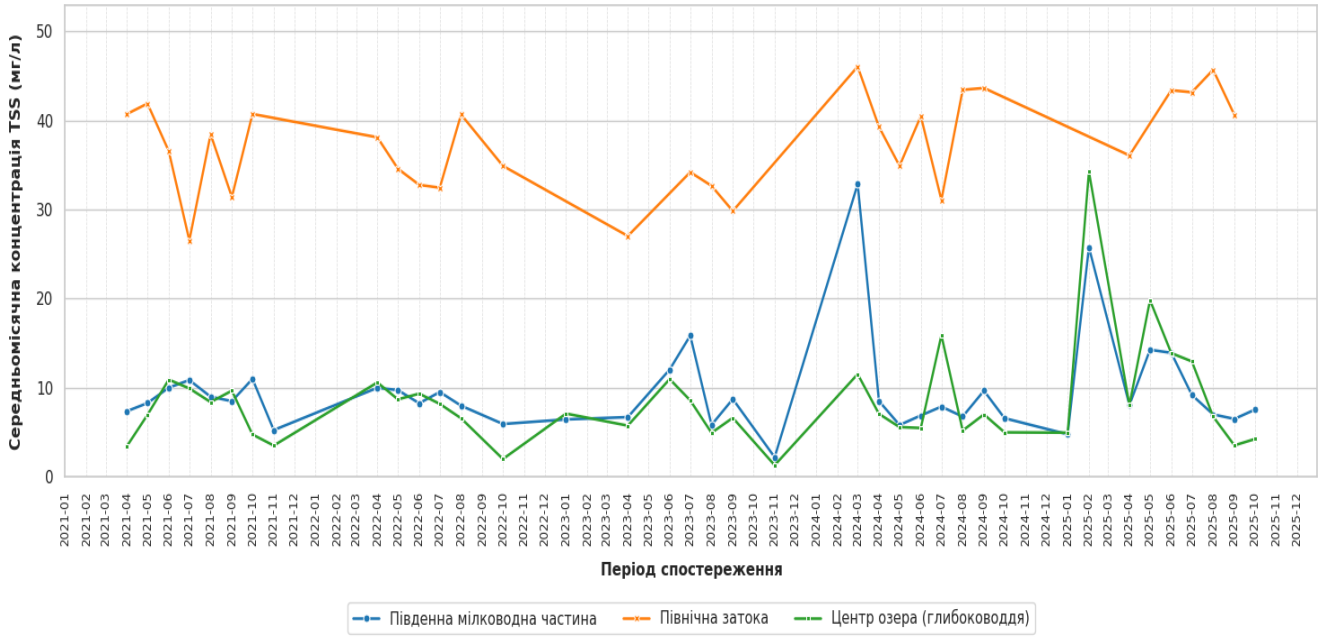


Рисунок 3 – Часова динаміка середньомісячної концентрації завислих речовин (TSS, мг/л) у 2021–2025 рр. за контрольно-вимірювальними точками

Таке суттєве перевищення концентрації TSS пояснюється ізольованістю затоки, її мілководністю та впливом інтенсивного стоку поверхневих стічних вод із прилеглої високоурбанізованої території. На противагу цьому, центральна глибоководна частина озера характеризується найнижчою та найбільш стабільною концентрацією завислих речовин (в середньому близько 12 мг/л), що відображає природний фоновий стан водойми та відсутність інтенсивного впливу зазначених вище чинників. Південна мілководна частина за загальним рівнем TSS є близькою до глибоководдя, однак виявляє періодичні пікові сплески каламутності — зокрема до 33 мг/л у березні 2024 року та до 26 мг/л у лютому 2025 року. Ці дані переконливо свідчить про чутливість Південна мілководної частини до впливу інтенсивного весняного водообміну, танення снігового покриву на урбанізованих територіях й надходження поверхневих стічних вод та вітрового перемішування донних відкладень.

Висновки

1. Як свідчать представлені науково-технічні матеріали, використання хмарної платформи Google Earth Engine у поєднанні з супутниковими даними Sentinel-2 дає змогу ефективно здійснювати високодеталізований моніторинг просторово-часової динаміки концентрації завислих речовин (TSS) у внутрішніх водоймах без залучення значних обчислювальних ресурсів, або масових відборів проб води й виконання гідрохімічних досліджень.

2. Апробація запропонованої методики на прикладі Основ'янського озера в м. Харкові виявила сталі просторові закономірності щодо концентрації завислих речовин

в цьому водному об’єкті: Північна затока є зоною підвищеної каламутності води (TSS становить 25–45 мг/л), тоді як центральна глибоководна частина озера характеризується стабільно низькими показниками каламутності (середнє значення TSS становить близько 12 мг/л).

3. Сезонна динаміка TSS показує стабільне підвищення концентрації завислих речовин в озерній воді у весняний період до 15,0–25,8 мг/л (що зумовлено інтенсивним впливом надходження поверхневих стічних вод та гідродинамічною змішуваністю водних мас) з подальшою стабілізацією цього показника влітку та восени.

4. Запропонований підхід може бути масштабований для гідроекологічного та геопросторового моніторингу інших прісноводних водойм та водотоків України з метою своєчасного оперативного виявлення зон екологічно небезпечного антропогенного впливу та загрози евтрофікації..

Література

1. Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. Remote Sensing of Environment, 202, 18-27.

2. Nechad, B., Ruddick, K. G., Park, Y. (2010). Calibration and validation of a generic single-band algorithm for retrieval of total suspended matter in turbid waters. Remote Sensing of Environment, 114(4), 854-866.

3. Palmer, S. C., Kutser, T., Hunter, P. D. (2015). Remote sensing of inland waters: Challenges, progress and future directions. Remote Sensing of Environment, 157, 1-8.

4. Dogliotti, A. I., Ruddick, K. G., Nechad, B., Doxaran, D., Knaeps, E. (2015). A single algorithm to retrieve turbidity from low to very high turbid waters in coastal and inland waters. Remote Sensing of Environment, 160, 45-56.

5. Vanhellemont, Q., Ruddick, K. (2016). ACOLITE for Sentinel-2: Aquatic processing of MSI imagery. Proceedings of Living Planet Symposium, 740, 1-4.

6. Khairy, H. M., El-Serehy, H. A. (2021). Water quality assessment using remote sensing and GIS techniques in inland lakes. Environmental Monitoring and Assessment, 193(5), 1-15.

7. Pahlevan, N., Smith, B., Schalles, J., Binding, C., Cao, Z., Ma, R., Alikas, K. (2020). Seamless monitoring of inland and coastal waters with Sentinel-2 and Landsat-8 via Machine Learning. Remote Sensing of Environment, 240.

8. Toming, K., Kutser, T., Laas, A., Sepp, M., Nõges, T. (2016). First experiences in mapping lake water quality parameters with Sentinel-2 MSI imagery. Remote Sensing, 8(8), 640. https://doi.org/10.3390/rs8080640
9. Mirosavljević, M., Horvat, M., Horvat, Z., Dániel, K. (2026). Sentinel-2 retrieval of chlorophyll-a and total suspended solids in optically complex inland waters: A case study of Lake Palic. Applied Sciences, 16(13), Article 6632. https://doi.org/10.3390/app16136632

UDC 631.4:502.13:349.41

Ivashura A. A., PhD in Agricultural Sciences, Assistant Professor
Simon Kuznets Kharkiv National University of Economics, Kharkiv, Ukraine

ENVIRONMENTAL DEGRADATION AND PRIORITIES FOR THE ECOLOGICAL REHABILITATION OF AGRICULTURAL LAND

Agricultural land is a fundamental component of agri-food systems and, at the same time, a complex ecosystem whose functioning is determined by interactions among soil, water, biological, and landscape processes. Land degradation manifests as the loss of productivity and ecosystem functions due to erosion, depletion of organic matter stocks, soil compaction, salinization, contamination, and disruption of soil biological activity. The Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) defines land restoration as the process of halting degradation or rehabilitating degraded land through sustainable management; for agricultural land, priority should be given to restoring soil health, productivity, resilience, and ecosystem services [1].

The global scale of the problem necessitates a transition from localized reclamation measures to a systemic approach to land-resource management. In Ukraine, this problem is further complicated by the consequences of armed conflict, including mechanical disturbance of the soil cover, contamination, fires, and mine-related hazards. The study by Solokha et al. confirms the complex nature of soil degradation and contamination in Ukraine resulting from military activities [2]. The aim of these theses is to provide a scientific justification for the priorities of ecological rehabilitation of agricultural land based on the principles of preventing, reducing, and reversing degradation processes.

From a methodological perspective, it is appropriate to apply the sequence «diagnosis – risk classification – intervention selection – outcome monitoring». At the first stage, the spatial extent and predominant mechanism of degradation are identified. At the second stage, the level of risk and the reversibility of the observed changes are assessed. At the third stage, an intervention is selected to eliminate or mitigate the primary degradation factor. At the fourth stage, repeated measurements are conducted and compared with the baseline condition. This logic is consistent with the contemporary approach to land restoration as a continuous process of planning, implementation, and monitoring [1; 3].

An important principle is ecological additionality: a rehabilitation measure should restore precisely the function that has been lost or significantly impaired. If erosion is the

primary problem, priority should be given to stabilizing the soil surface and regulating surface runoff; if chemical contamination is the main concern, measures should aim to reduce exposure and pollutant mobility; if degradation is associated with the loss of organic matter, interventions should focus on restoring the carbon balance and soil structure. This approach reduces the risk of formally implementing environmental measures without achieving an actual restoration of soil functionality.

Ecological rehabilitation cannot be effective without a baseline assessment and subsequent monitoring. It is advisable to establish a baseline profile of a land parcel using physical, chemical, and biological indicators. Physical indicators may include bulk density, water infiltration, aggregate stability, and signs of erosion; chemical indicators may include organic carbon, pH, electrical conductivity, essential nutrients, and, where relevant, contaminants; biological indicators may include microbial activity, biomass, and other characteristics of soil biota. The selection of indicators should be determined by the specific degradation problem rather than by an attempt to collect the largest possible volume of data.

The European Union is moving toward a systemic approach to soil monitoring. The Soil Monitoring Law, which entered into force on 16 December 2025, provides for the monitoring and assessment of soil health by Member States and addresses threats including erosion, loss of organic matter, salinization, contamination, soil compaction, soil sealing, and loss of soil biodiversity [4]. This approach is also an important reference point for Ukraine, as post-war integration into the European environmental framework will require compatible systems for data collection, assessment, and soil health indicators.

Of particular importance for Ukraine is remote sensing-based monitoring. Satellite data can be used to detect changes in land cover, fires, erosion, abandoned fields, vegetation disturbances, and the impacts of military activities. At the same time, satellite monitoring cannot replace field-based soil investigations, particularly when chemical contamination or mine-related hazards are involved. The optimal approach is to integrate remote sensing data with soil surveys, cadastral information, and laboratory analytical results.

For practical land management, it is advisable to develop a land-prioritization map that combines the degree of degradation, affected area, environmental risk, restoration potential, and socioeconomic value. Such a system makes it possible to allocate limited resources primarily to areas where the expected environmental benefit is greatest. This approach is particularly important for Ukraine because of the considerable heterogeneity of territories affected by military activities and the varying levels of accessibility for field surveys.

In Ukraine, the ecological rehabilitation of agricultural land should form part of the broader recovery policy. Its specific feature is the need to distinguish at least three groups of territories: land without significant war-related disturbance; land affected by the physical and chemical consequences of military activities; and territories where mine or explosive hazards remain. For the third group, safety and demining must be the primary priorities; any agricultural activities before the completion of the relevant procedures are unacceptable.

On land where contamination has been identified, rehabilitation should be based on a risk-oriented approach. It is necessary to determine the source of contamination, establish its spatial extent and concentrations, assess the mobility of the substances, and evaluate their potential transfer to plants and water bodies. Only then can an appropriate remediation strategy be selected, including containment, removal of the contaminated soil layer, phytoremediation, sorption-based technologies, or other approaches. There is no basis for considering any single method universally applicable to all types of war-related contamination.

An important direction is the restoration of disturbed agricultural landscape structure. Once hazardous factors have been eliminated, it is advisable to restore vegetation cover, erosion-control elements, water-regulation functions, and biological diversity. In this context, restoration should not be reduced to the fastest possible return of land to intensive cultivation. The primary objective should be the restoration of ecological functionality, after which a safe and economically viable land-use regime can be determined.

Ukrainian policy already incorporates important guidelines for environmental restoration. In 2024, the Ministry of Environmental Protection and Natural Resources of Ukraine emphasized the need to reconsider approaches to natural resources and soils to achieve the Sustainable Development Goals and national recovery [2]. Further development of this policy should be linked to specific land-condition indicators, open environmental data, long-term financing mechanisms, and clearly defined responsibilities for land users.

From an economic perspective, rehabilitation should be assessed not only by the costs of individual interventions but also by the value of the ecosystem services preserved and restored. Restored soil can simultaneously reduce erosion, retain water, support agricultural productivity, store organic carbon, and create conditions conducive to biodiversity. Therefore, investment in land restoration should be regarded as a form of long-term infrastructure for food and environmental security.

In the context of military impacts, particular attention should be paid to distinguishing between physical, chemical, and biological degradation. Research on soils in areas affected by hostilities has demonstrated the simultaneous occurrence of several types of disturbance,

including changes in particle-size distribution at explosion sites, accumulation of heavy metals, alterations in soil microbiome structure, and reductions in microbial biomass [2]. This means that mechanical leveling of the soil surface or restoration of vegetation cover alone cannot ensure ecological rehabilitation. Where chemical contamination is present, preliminary analysis of the soil profile and assessment of contaminant mobility are required.

For agricultural use, the critical issue is to establish the safety of the land, rather than merely its apparent physical suitability for cultivation. Land may have restored vegetation cover, yet remain hazardous due to residual contamination. Therefore, the criterion of "readiness for return to agricultural production" should include laboratory monitoring, assessment of risks to the food chain, and, in areas affected by explosive hazards, confirmation of safety through appropriate procedures. This approach is particularly important for Ukraine, where different mechanisms of war-related disturbance may overlap with pre-existing agroecological problems.

A rational system of post-war rehabilitation should be implemented in stages. The first stage involves ensuring the territory's safety and conducting an initial assessment. The second stage focuses on identifying the predominant degradation processes and spatial hotspots of the highest risk. During the third stage, stabilization measures are implemented, including the restoration of vegetation cover, the containment of contamination, the prevention of erosion, and the mitigation of secondary pollutant transport. The fourth stage involves long-term measures aimed at restoring soil structure, organic matter, and biological activity. The final stage is monitoring, which should confirm the sustainability of the achieved results.

Importantly, rehabilitation should not automatically imply returning every land parcel to its previous intensive-agriculture model. If assessment results indicate high soil vulnerability, appropriate measures may include changes in land-use structure, an increased proportion of perennial vegetation, the establishment of buffer zones, or other forms of functional land-use transformation. FAO considers restoration as a continuum of interventions adapted to the severity of degradation and the specific environmental and socioeconomic context [1].

The degradation of agricultural land is a complex process involving the interaction of erosion, loss of organic matter, soil compaction, chemical disturbances, salinization, contamination, and degradation of soil biodiversity. In Ukraine, these processes are further exacerbated by the direct impacts of war. Therefore, ecological rehabilitation should combine conventional soil-conservation measures with demining, assessment of war-related contamination, and restoration of disturbed landscapes.

The «Avoid – Reduce – Reverse» hierarchy should be given priority and complemented by continuous monitoring. Practical implementation should involve differentiating measures according to the type of degradation and the specific environmental and agricultural conditions. The most promising approaches include soil-conserving agriculture, permanent vegetation cover, diversified crop rotations, the rational management of organic matter, restoration of natural elements within agricultural landscapes, and protection of water resources. At the same time, no individual technology can be considered universally applicable: its effectiveness depends on specific soil properties, climatic conditions, the type of degradation, and the land-use system.

The strategic objective of ecological rehabilitation should not be limited to returning land to agricultural production, but rather should focus on restoring its capacity to sustainably perform both productive and ecosystem functions. For Ukraine, this implies a transition from reactive remediation of degradation impacts to a system of preventive soil health management that is compatible with European approaches to soil monitoring and the principles of Land Degradation Neutrality.

Therefore, scientifically grounded rehabilitation of agricultural land should be assessed in terms of its functional outcomes: reducing degradation-related losses, restoring soil properties, increasing resilience to erosion and drought, recovering biological activity, and ensuring the safe use of land. A functional approach helps avoid situations in which the formal implementation of individual environmental measures is mistakenly equated with the full restoration of an ecosystem.

For Ukraine, a strategic priority is to integrate ecological land rehabilitation into spatial planning, agricultural policy, and post-war recovery. Field and laboratory studies should be combined with remote sensing, common criteria for assessing soil condition should be established, and long-term monitoring of restored areas should be ensured. FAO directly links land assessment and monitoring with evidence-based decision-making for the sustainable use, management, and restoration of land resources [1].

An important prerequisite for effective rehabilitation is spatially differentiated land-resource management. Agronomic and environmental measures should not be selected based on a universal model but rather on soil type, topography, water regime, land-use characteristics, and the predominant degradation process. Within a single farm, areas with fundamentally different constraints may coexist, including erosion-prone slopes, zones compacted by machinery traffic, waterlogged depressions, and areas with reduced organic matter content. Therefore, planning rehabilitation at the individual field level without considering the broader landscape structure may reduce the effectiveness of environmental

investments. FAO emphasizes the importance of integrated land-use planning, sustainable land and water management, and diversified production systems [1].

Equally important is water-regime management. Excessive runoff on arable land accelerates erosion, while water deficits intensify degradation processes under arid and drought-prone conditions. Restoring the water-regulation function of agricultural landscapes requires maintaining vegetation cover, preserving soil structure, and coordinating field-level measures with watershed-scale management. In its global scenarios, UNCCD considers land restoration a comprehensive instrument capable of simultaneously improving soil resources, water regulation, biodiversity, productivity, and climate resilience [3]. This fundamentally distinguishes modern ecological rehabilitation from a narrow approach focused solely on compensating for losses in agricultural productivity.

A promising approach is to combine productive and nature-based measures within agricultural landscapes. Such elements include shelterbelts, areas of perennial vegetation, buffer zones along water bodies, and other spatial features that perform a stabilizing function. Their role extends beyond biodiversity conservation to include the redistribution of water and material flows, the reduction of erosion losses, and the enhancement of the territory's spatial resilience. The UNCCD’s place-based restoration approach emphasizes that restoration pathways should be adapted to the specific environmental and socioeconomic context [3].

To assess the effectiveness of rehabilitation, it is appropriate to use a baseline comparison approach. The mere implementation of a particular management practice does not constitute evidence of restoration. For example, sowing a cover crop may represent a positive management decision, but its environmental effects should be evaluated by changes in soil conditions, erosion risk, water regime, and other relevant indicators. Similarly, the application of organic material should be assessed not by the amount of substrate applied, but by the actual changes in soil properties and the absence of new contamination risks. Such a system is consistent with an evidence-based restoration approach, in which management decisions are adjusted according to monitoring results.

For Ukraine, institutional coordination is of fundamental importance. The ecological rehabilitation of agricultural land lies at the intersection of land, agricultural, water, environmental, and regional policies. A lack of coordination among these areas may result in situations where short-term production objectives conflict with the long-term restoration of soil resources. Therefore, restoration programs should include measurable environmental criteria, control mechanisms, and long-term monitoring. For territories affected by military activities, this also requires coordination with demining procedures, contamination

assessment, and safe land-use planning [2].

Thus, the ecological rehabilitation of agricultural land is not merely an individual technological procedure but a management system aimed at restoring the interconnected properties of soil, the water regime, biological diversity, and productivity. Its scientific validity is determined by the extent to which rehabilitation measures correspond to the specific mechanism of degradation, the evidence supporting the results achieved, and the capacity of the restored system to maintain its functions over the long term.

References

1. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2024). Restoration of degraded agricultural lands: An urgent need for agrifood system transformation and land degradation neutrality. FAO**.** https://www.fao.org/land-water/land/land-restoration/en.

2. Solokha, M., Demyanyuk, O., Symochko, L., Mazur, S., Vynokurova, N., Sementsova, K., & Mariychuk, R. (2024). Soil Degradation and Contamination Due to Armed Conflict in Ukraine. Land, 13(10), 1614. https://doi.org/10.3390/land13101614.

3. UNCCD. (2022). Global Land Outlook 2: Land Restoration for Recovery and Resilience. United Nations Convention to Combat Desertification. https://www.unccd.int/resources/global-land-outlook/glo2

4. Directive (EU) 2025/2360 of the European Parliament and of the Council of 12 November 2025 on Soil Monitoring and Resilience (Soil Monitoring Law). Official Journal of the European Union, 2025. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=OJ:L_202502360**.**

UDC 504.5:678.5(477)

Ivashura A. A., PhD in Agricultural Sciences, Assistant Professor
Simon Kuznets Kharkiv National University of Economics, Kharkiv, Ukraine

OPTICAL POLYMERS IN THE STRUCTURE OF POST-WAR LANDSCAPE POLLUTION

Military operations create a specific form of anthropogenic impact in which, alongside conventional pollutants such as metals, ammunition remnants, fuels, construction waste, and combustion products, large quantities of synthetic materials enter the environment. Modern warfare adds discarded electronic systems, UAVs, communication equipment, and fiber-optic lines to this waste stream. Optical polymers and polymer-containing components of fiber-optic lines, including control fibers used by FPV UAVs, represent an emerging and insufficiently studied pollutant. Their environmental significance stems from their considerable length, small diameter, spatial dispersion, and persistence in landscapes after use.

The issue became particularly relevant in Ukraine in 2025–2026, as fiber-optic-controlled UAVs became increasingly widespread. Unlike radio-controlled systems, these UAVs transmit commands and video signals via an optical fiber that unwinds from a spool during flight, making them less vulnerable to electronic warfare. After a flight, a long, thin fiber may remain across agricultural land, forests, shrubs, trees, settlements, and other landscape elements [4].

For accurate environmental assessment, it is essential to distinguish optical polymers from the polymeric components of glass optical fiber. The term "fiber optic" does not mean that the entire fiber is polymeric. In common glass optical fibers, the light-guiding core and cladding are primarily made of silica glass, while protective polymer coatings are applied to the glass. Telecommunications fibers typically use dual-layer UV-curable acrylate coatings, consisting of a softer inner and a harder outer layer [2, 3]. These coatings protect the glass from moisture, microdamage, and mechanical stress while maintaining fiber durability and flexibility.

Alongside glass optical fiber, polymer optical fiber (POF) is also used, in which the light-guiding component is made of a polymer. One of the most widely used materials for such systems is polymethyl methacrylate (PMMA); fluorinated polymers, cycloolefin materials, and other specialized compositions are also used [1]. Therefore, the

environmental characteristics of this waste depend fundamentally on its specific construction: in POF, a substantial proportion of the cross-section may consist of the optical polymer itself, whereas in typical GOF the main optical component is mineral, but a protective polymer coating is present along the entire length. Open sources do not provide standardized data sufficient to justify treating all fiber-optic lines used by Ukrainian and Russian UAVs as chemically identical. Consequently, it is scientifically incorrect to automatically classify all fiber remaining after drone use as PMMA or, conversely, to regard it as consisting exclusively of silica glass.

The inclusion of UAV fiber-optic lines in the broader topic of optical polymers is particularly important because this type of pollution has a pronounced filamentous morphology. Conventional solid military debris tends to form relatively localized accumulations of fragments, whereas an optical line creates an extended trail that can cross several habitat types. Even when the mass per unit length is low, the fiber's total length and spatial configuration may be ecologically more significant than its mass alone. Therefore, the conventional indicator of «kg of waste per hectare» is insufficient for this category. More informative characteristics include the length of visible fiber per unit area, intersection density, the height of the strands above the surface, the proportion of fiber located on vegetation, and the number of sites with pronounced entanglement.

The first and most obvious mechanism of impact is physical. Thin, strong strands can become entangled with branches, herbaceous vegetation, shrubs, ground obstacles, and artificial structures. In terms of their function within the landscape, such residues are partly analogous to other persistent filamentous anthropogenic materials, such as lost fishing gear, whose ecological effects are primarily associated with animal entanglement and long-term persistence in the environment. However, direct extrapolation of marine data to terrestrial ecosystems in Ukraine is not appropriate. For UAV fiber-optic lines, it is still necessary to separately establish the frequency of contact with birds, mammals, and other animals, identify the habitat types that are most vulnerable, and determine the actual consequences of such contact.

The detection in 2026 of bird nests containing fiber-optic fragments demonstrates at least two possible pathways of interaction. On the one hand, birds may use the fiber as an artificial nesting material; on the other hand, long synthetic strands may potentially pose a risk of entanglement of the legs, wings, or neck. Biologists commenting on such findings emphasized that the effect may be ambiguous and requires dedicated investigation. Therefore, a scientific paper should avoid the categorical statement that the incorporation of fiber into nests has already been proven to cause bird mortality. A more scientifically

appropriate formulation is that the physical incorporation of this material into animal behavior has been documented, while the potential for injury represents a well-founded subject for further risk assessment.

The second mechanism is associated with mechanical fragmentation. Once deposited on the surface, an extended fiber-optic line is subjected to tension, bending, vehicle and tracked-vehicle traffic, agricultural machinery, wind, precipitation, and seasonal temperature fluctuations. The strand may repeatedly break, separating into shorter fragments. In the case of glass fiber, this process produces mineral glass fragments coated with residual polymer; in the case of POF, the polymeric light-guiding core itself fragments. This distinction is fundamental: the glass core is not a microplastic, whereas its acrylate or other polymer coating, once degraded, may become a source of polymeric microfragments.

The third mechanism is the aging of polymer coatings. Acrylate materials, widely used in the fiber-optic industry, are designed to protect the fiber during operation; however, their properties change under the influence of ultraviolet radiation, oxygen, temperature, moisture, and mechanical stress [2]. Polymer coatings are subject to processes such as oxidation, chain scission, additional cross-linking, loss of elasticity, and cracking. In a war-affected landscape, conventional atmospheric aging is further compounded by localized fires, blast effects, contact with dust and mineral particles, and exposure to contaminated water. The degradation rate of specific UAV fiber-optic lines under field conditions has not yet been established; therefore, any estimates of the time required for their complete breakdown should be treated with caution.

A particularly relevant scenario concerns polymethyl methacrylate (PMMA)-based polymer optical fiber. PMMA is a durable transparent thermoplastic widely used in optical technology [1]. Under prolonged mechanical and photochemical exposure, the material may lose its structural integrity and break down into smaller size fractions. Experimental studies of other optical and transparent polymers confirm the fundamental possibility of microplastic formation during aging; for example, microplastic particles have been demonstrated to form in polycarbonate films subjected to prolonged exposure to aqueous environments. This does not demonstrate that the same process occurs at the same rate in UAV fiber-optic lines, but it provides a rationale for investigating the transition from visible fiber to micron-sized polymer contamination.

The microplastic component is particularly relevant to soils. Following breakage and abrasion, small particles from polymer coatings may become mixed with the upper soil horizon, be transported by surface runoff, accumulate in topographic depressions, and gradually become incorporated into the soil matrix. Studies of agricultural soils have already

demonstrated that microplastics from various sources can occur in both surface and deeper soil horizons, with their migration depending on particle size, shape, density, soil structure, water availability, and the activity of soil organisms. At the same time, fibrous morphology requires particular attention, as the behavior of long, thin particles differs from that of spherical and fragment-like microplastics.

In Ukraine, this issue is superimposed on pre-existing war-related soil degradation. Studies of areas affected by hostilities have documented mechanical disturbance of soil profiles, changes in particle-size characteristics, heavy-metal contamination, and other forms of degradation. Under such conditions, fiber-optic residues become not an isolated contaminant but rather a component of a complex technogenic mixture. This is important for interpreting future research: observed changes in plant condition or soil biota cannot be attributed solely to the polymer if metals, combustion products, explosive residues, and other stressors are also present at the same site.

The possibility of combined effects of polymer particles and chemical contaminants is supported by laboratory studies. For example, the combined effects of PMMA microplastics and As(V) on rapeseed have been investigated, with changes observed in plant growth and physiological status. These findings are important as a model of potential interactions, but they should not be directly extrapolated to Ukrainian frontline soils. Such extrapolation requires knowledge of the actual PMMA concentrations, the particle shape and size, the area's chemical background, and the duration of exposure. Accordingly, obtaining field data should be prioritized over extrapolating laboratory doses to unknown environmental conditions.

A separate environmental risk is associated not only with microparticles but also with the long-term persistence of the macroscopic filamentous form. As long as the fiber remains intact, it can be transported by wind, become entangled with vegetation and machinery, and be repeatedly stretched between objects. In agricultural landscapes, this may potentially interfere with mechanized operations, while in forest and steppe ecosystems it may create additional linear obstacles. Publications by the Conflict and Environment Observatory also point to potential difficulties for future humanitarian demining operations; however, the scale and practical significance of this issue have not yet been established [5]. Therefore, in post-war cleanup programs, fiber-optic lines should be considered a distinct category of filamentous debris. However, any removal activities should be undertaken only after an assessment of the mine and explosive-hazard situation.

From a waste-management perspective, the timing of material removal is critical. It is most rational to recover long strands before they are repeatedly broken, trampled into the

soil, or fragmented by agricultural and construction machinery. Once fragmentation has occurred, the cost and labor intensity of cleanup increase, while part of the polymer fraction may enter a size range that cannot be effectively removed through conventional mechanical collection. The same principle applies to military and construction waste sorting sites: the preliminary separation of polymeric and fibrous contaminants is preferable to their being crushed together with the mineral fraction.

At the same time, the removal of fiber-optic material from natural areas should not result in additional ecosystem disturbance. In forest, steppe, and riparian habitats, extensive mechanical removal of vegetation or the upper soil layer may cause greater harm than leaving some of the difficult-to-recover material in place. Therefore, a risk-based approach is required that accounts for contamination density, habitat sensitivity, the presence of protected species, the feasibility of safe manual or mechanized collection, and the risk posed by mines and unexploded ordnance. For agricultural land, priority may be given to removing long strands before intensive cultivation resumes, whereas protected natural areas require a more selective removal strategy.

The proposed monitoring system should comprise several levels. The first level would involve remote sensing and ground-based mapping of sites with a high density of fiber-optic residues. The second would consist of standardized recording of the visible fiber length and its spatial configuration. The third would involve collecting representative samples for materials characterization and identification. The fourth would assess the presence of secondary fragments in soil, bottom sediments, and surface waters. This approach would make it possible to link macroscopic contamination to the subsequent formation of a micro-sized fraction and determine which cable designs actually make a significant contribution to polymer contamination.

For each sample, it would be advisable to record the strand diameter, color and transparency, presence of an outer sheath, number of layers, surface condition, signs of thermal exposure, and the coordinates of the sampling location. Microscopic examination should determine the presence of a glass core and the thickness of the polymer coating. FTIR and Raman spectra should be used to identify PMMA, acrylate resins, polyimides, fluoropolymers, and other possible components. Such a protocol would help avoid the common error of automatically classifying any transparent cable as "plastic optical fiber" without chemical confirmation.

An additional indicator could be the mass fraction of the polymeric component per unit length of cable. This value will differ substantially between glass optical fiber and POF, meaning that the same total length of contamination may correspond to different masses of

the potentially plastic fraction. This distinction is of fundamental importance for inventory and assessment. Future studies should report, at a minimum, three parameters simultaneously: the total length of fiber-optic residues per unit area, the total mass of collected material, and the mass of the identified polymeric components. Only such a reporting framework will allow meaningful comparisons between different areas and generations of UAVs without conflating cable length with the mass of plastic.

Thus, accounting for fiber-optic lines used in UAV control systems substantially refines and expands the concept of optical polymers as a component of post-war solid technogenic pollution. In this context, the issue concerns not only conventional polymeric materials, considered an independent class of plastic waste, but also complex multicomponent optical structures that combine glass, polymeric, and, in some cases, metallic elements. From an environmental perspective, it is essential not to classify all detected fibrous materials as a single category, since their chemical composition, physical properties, resistance to environmental exposure, and potential to generate secondary microplastic pollution differ substantially.

The most appropriate approach is to distinguish between two interrelated groups of materials: polymer optical fibers (POF), in which the polymer performs the primary light-guiding function, and glass optical fibers (GOF), in which light propagates predominantly through a glass core, while polymeric materials are used as protective coatings and/or outer sheaths. Both types can generate a persistent anthropogenic footprint in terrestrial ecosystems; however, the mechanisms of their environmental transformation differ. In POF, a substantial proportion of the fiber itself may be polymeric, meaning that its degradation and aging could directly generate polymeric fractions of different sizes. In GOF, the primary potential source of the plastic fraction is the protective coating and outer polymeric sheath, whereas the glass core and other mineral components should be considered separately as mineral technogenic material. This distinction is necessary both for assessing the actual contribution of fiber-optic materials to plastic pollution and for correctly determining the consequences of their accumulation in soils, water bodies, and plant communities.

Of particular importance is the fact that the environmental significance of this type of waste is determined not only by its chemical composition but also by its spatial configuration. Unlike most fragmented forms of solid military debris, fiber-optic lines can retain an extended filamentous form and occupy a considerable area despite their relatively low mass. Therefore, assessing contamination solely by mass may substantially underestimate its ecological significance. For this category of waste, it is advisable to additionally consider fiber length, the number of intersections with vegetation and other objects, strand height

above the surface, degree of entanglement, and the proportion of material that remains structurally intact. Taken together, these indicators enable characterization not only of the quantity of the contaminant but also of its potential physical effects on ecosystems.

In addition, fiber-optic residues should be regarded as a potentially dynamic source of secondary contamination. At the initial stage of contamination, the macroscopic form of the material may be of primary importance – its ability to persist on the surface, be transported by wind, become entangled with vegetation, and interact with animals and technical equipment. As the material ages and undergoes mechanical degradation, the importance of the fine polymeric fraction increases. Consequently, the same contamination source may gradually transition from large filamentous technogenic waste material to smaller polymeric fragments. For this reason, monitoring should consider not only the presence of fiber-optic residues but also their condition, degree of degradation, and potential relationship between macroscopic residues and the accumulation of a micro-sized fraction.

The priority areas for further research should include, first and foremost, the development of spatial maps of contamination by fiber-optic residues. These should account not only for the quantity of detected material but also for land-use type, habitat characteristics, degree of military impact, proximity to agricultural land and water bodies, and the potential for further mechanical dispersal. Combining remote sensing, ground-based surveys, and geographic information systems (GIS) analysis would help identify areas with the highest likelihood of fiber-optic waste accumulation and prioritize subsequent investigation and cleanup.

A second important area is determining the chemical composition of fibers from different manufacturers, models, and UAV types. It is necessary to establish the prevalence of POF and GOF, identify the polymers used in light-guiding materials, coatings, and outer sheaths, and characterize additional cable components. Particular attention should be given to PMMA, acrylate resins, polyimides, fluoropolymers, and other polymeric materials. A library of their spectroscopic characteristics would facilitate the identification of field-collected samples.

The third priority is to assess the aging and degradation rates of polymeric components under the soil and climatic conditions in Ukraine. Laboratory data obtained under controlled conditions cannot automatically be used to predict the persistence of specific fiber-optic structures in real ecosystems. Research should consider ultraviolet radiation, temperature, moisture, freeze–thaw cycles, mechanical stress, mineral abrasion, soil microbiota, and the effects of localized fires and explosive impacts on polymer structure and fragmentation.

A fourth priority is experimentally determining the formation of micro- and nanoscale polymeric fractions from different fiber-optic structures. It is essential to distinguish degradation of the glass core from that of polymeric components and determine which materials can generate microplastics, what particle sizes are produced, and how long they persist in soil. The migration of such fragments through soil, surface runoff, and bottom sediments also requires investigation.

A fifth area concerns the biological effects of persistent filamentous material. Particular attention should be given to interactions between fiber-optic residues and birds, mammals, and other terrestrial animals, including the frequency of contact, vulnerable species, and the risk of injury or entanglement. Confirmed observations should be distinguished from hypothetical effects, and data from other synthetic filaments, such as fishing gear, should not be directly extrapolated to Ukrainian terrestrial ecosystems.

The sixth priority is assessing the effects of fiber-optic residues on agricultural and forestry operations. Long strands may interfere with tractors, harvesting equipment, and forestry machinery, while mechanical fragmentation may accelerate the formation of smaller polymeric particles. Technological risks should therefore be assessed together with potential environmental impacts.

The seventh priority is developing safe technologies for removing fiber-optic residues after demining, along with an initial assessment of explosive hazards. In areas affected by hostilities, cleanup cannot be treated as a conventional waste-collection operation because of the possible presence of landmines, unexploded ordnance, and other explosive remnants of war. Once an area is declared safe, the appropriate combination of manual and mechanized collection methods should be selected, taking into account ecosystem sensitivity and the risk of additional damage to soil and vegetation.

Finally, unified criteria are needed to incorporate fiber-optic residues into post-war environmental monitoring programs. Such criteria should take into account not only the presence and quantity of the material but also its chemical composition, degree of degradation, spatial configuration, and the ecological sensitivity of the affected area. In the longer term, it would be appropriate to establish a separate category of "filamentous technogenic pollution," within which fiber-optic residues could be assessed alongside other persistent synthetic materials while accounting for their specific morphology and multicomponent composition.

References

1. Kosmalska-Olańska A., Olszewski J., Masek A. A brief review of optical polymers in material engineering. Express Polymer Letters. 2024. Vol. 18, No. 12. P. 1291–1326. DOI: 10.3144/expresspolymlett.2024.96.

2. Janani R., Majumder D., Scrimshire A., Stone A., Wakelin E., Jones A. H., Wheeler N. V., Brooks W., Bingham P. A. From acrylates to silicones: A review of common optical fibre coatings used for normal to harsh environments. Progress in Organic Coatings. 2023. Vol. 180. Art. 107557. DOI: 10.1016/j.porgcoat.2023.107557.

3. OFS. Fiber Optic Coatings, Buffers and Cable Jacketing Materials [Electronic resource]. URL: https://www.ofsoptics.com/optical-fiber-coatings/ (accessed: 11.08.2026).

4. Clark J. N. Drones and war: Neglected environmental impacts and the potentiality of drone conservation. Environment and Security. 2026. Advance online publication. DOI: 10.1177/27538796261419549.

УДК 504.4.054;504.4.06,504.064:543.9

Калініченко О. О.;

Мельников А. Ю., канд. техн. наук**;**

Нікітіна С. В.;

Волков Ю. В.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

БІОМОНІТОРИНГ ХІМІЧНОГО СТАНУ МАСИВІВ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД

Відповідно до Методики віднесення масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного та хімічного станів масиву поверхневих вод, а також віднесення штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод, затвердженої наказом Міністерства екології та природних ресурсів України від 14 січня 2019 року № 5, хімічний стан масиву поверхневих вод визначається згідно з Переліком забруднюючих речовин для визначення хімічного стану масивів поверхневих і підземних вод та екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод, затвердженим наказом Мінприроди від 06 лютого 2017 року № 45, зареєстрованим у Міністерстві юстиції України 20 лютого 2017 року за № 235/30103 (перелік для поверхневих вод), при цьому визначення хімічного стану масиву поверхневих вод здійснюється на підставі екологічних нормативів якості (ЕНЯ), наведених у додатку 28 до цієї Методики [1].

ЕНЯ встановлено не лише для вмісту забруднюючих речовин у поверхневих водах, а і у живих водних організмах – біоті. Відповідно до додатку 28 до Методики [1] для біоти встановлено нормативи ЕНЯ для вмісту бромованих дифенілових етерів, флуорантену, гексахлорбензолу, гексахлорбутадієну; ртуті та її сполук; поліароматичних вуглеводнів, а саме (бензо(а)пірену, бензо(b)флуорантену, бензо(k)флуорантену, бензо(g,h,i,)перілену, індено(1,2,3-cd) пірену; дикофолу, перфтороктанового сульфонату і його похідних (ПФОС); діоксинів і діоксиноподібних сполук; гексабромциклододекану (ГБЦДД), гептахлору і гептахлорепоксиду.

Таким чином, біомоніторинг, заснований на дослідженні вмісту забруднюючих речовин у водних організмах є складовою частиною визначення хімічного стану масивів поверхневих вод в Україні.

Отримання якісних результатів біомоніторингу потребує розроблення

методичної бази, яка враховує специфіку об'єкту дослідження – біоти. Відповідно основні етапи біомоніторингу хімічного забруднення масивів поверхневих вод повинні включати:

1. Планування біомоніторингу хімічного забруднення масивів поверхневих вод, під час якого визначають місця досліджень та пунктів відбору проб, уточнюють коло показників для здійснення біомоніторингу, вибирають об'єкти контролю (біологічні види, їх органи та тканини), визначають методи пробовідбору та дослідження вмісту хімічних речовин, встановлюють вимоги до техніки безпеки та до документування етапу планування.

2. Відбір проб біоти, під час якого проводять пасивний біомоніторинг (відбір проб місцевої біоти) або активний біомоніторинг, коли у водний масив вносять клітки з живими організмами з відомим відгуком на забруднення. На цьому етапі треба враховувати вимоги до процедури відбирання проб та особливості досліджуваних видів біоти. На етапі відбору проб можуть бути проведені додаткові дослідження. Усі виконувані дії повинні бути детально задокументовані.

3. Транспортування та зберігання проб зазвичай потребує наявності додаткових технічних засобів для збереження біоти в тому стані, в якому її було відібрано для уникнення зміни вмісту досліджуваних речовин. Зазвичай, для цього проби біоти заморожують. Документування умов зберігання та транспортування на цьому етапі є важливим для визначення придатності проб для подальшого дослідження.

4. Етап дослідження проб включає дослідження вмісту хімічних речовин та елементів у пробах біоти і дослідження характеристик біоти. Мають бути досліджені характеристики біоти, від яких залежить накопичення забруднюючих речовин. На етапі дослідження проб обов'язково записують інформацію щодо результатів дослідження із зазначенням невизначеності, методики дослідження та можливих відхилень від встановлених умов дослідження, які можуть впливати на результат.

5. Опрацювання результатів дослідження повинно охоплювати задокументовану інформацію на усіх етапах.

6. Враховуючи особливості об'єкту дослідження треба передбачати додатковий етап із корегування процедури за результатами попередніх етапів.

Стратегію досліджень зразків біоти для хімічного моніторингу викладено у Керівництвах № 25 та № 32 [2, 3]. Види біоти для надійного відслідковування трендів концентрації небезпечних забруднюючих речовин у часі та просторі слід обирати на основі їх здатності накопичувати ці речовини та відображати стан водного об'єкта, а у разі перевірки відповідності виміряних концентрацій цих речовин встановленим

стандартам якості – на основі трофічного рівня, для якого було встановлено відповідні стандарти якості. До рекомендованих відносяться такі види

- для озер включають наступні види: окунь (Perca fluviatilis L.), лящ (Abramis brama);

- для річок: лящ (Abramis brama), головень (Leuciscus cephalus), струмкова форель (Salvelinus fontinalis) або райдужна форель (Oncorhynchus mykiss) (для гірських районів), мідія зеброва (Dreissena polymorpha);

- для перехідних, прибережних і територіальних вод: двостулкові молюски (мідії Mytilus spp., молюски родів Perna, Donax spp., Chamaelea spp., Tapes spp., Macoma spp.), риби (барабулька Mullus barbatus або M. surmuletus, морський окунь Dicentrarchus labrax, золотистий лящ Sparus aurata.

Відповідно до вимог Директиви 2008/105/ЕС [4] у разі контролю дотримання ЕНЯ частота моніторингу біоти повинна бути не рідше одного разу на рік, а для моніторингу тенденцій – один раз на три роки, якщо не буде обґрунтовано інший інтервал завдяки надбаним знанням та експертній оцінці.

Вибір методу дослідження проб біоти залежить від виду забруднюючої речовини. Для визначення вмісту ртуті використовують атомно спектральні методи (атомно-абсорбційну, атомно-флуорисцентну спектрометрії, оптико-емісійну або масспектрометрію з індуктивно зв'язаною плазмою) для детектування та різні методи пробопідготовки для виделення ртуті та/або її сполук такі, як мікрохвильова мінералізація, розділення органічних форм методом високоефективної рідинної хроматографії.

Для дослідження вмісту бромованих дифенілових етерів, діоксинів і діоксиноподібних сполук у біоті застосовують процедуру, засновану на методах газової хроматографії високого розділення та масспектрометричного детектування високого розділення для досягнення відповідних меж виявлення та кількісного визначення.

Флуорантен та інші поліароматичні вуглеводні (бензо(а)пірен, бензо(b)флуорантен, бензо(k)флуорантен, бензо(g,h,i,)перілен, індено(1,2,3-cd) пірен) визначають за допомогою методик, які засновані на рідинній хроматографії з флуорометричним детектуванням або на газовій хроматографії з масспектрометричним детектуванням.

Визначення гексахлорбензолу, гексахлорбутадієну, дикофолу, гептахлору і гептахлорепоксиду проводять із застосуванням методів газової хроматографії з електронзахоплюючим детектуванням або масспектрометричним детектуванням.

Гексабромциклододекан може бути визначений за допомогою методів газової хроматографії з масспектрометричним детектуванням та рідинної хроматографії з масспектрометричним детектуванням.

Вміст перфтороктаносульфонової кислоти і її похідних (ПФОС) вимірюють рідинною хроматографією з тандемним масспектрометричним детектуванням.

Література

1. Про затвердження Методики віднесення масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного та хімічного станів масиву поверхневих вод, а також віднесення шт... URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0127-19#Text

2. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 25. Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive URL: https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/5ff7a8ec-995b-4d90-a140-0cc9b4bf980d/language-en

3. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 32. On biota monitoring (the implementation of EQSbiota) under the Water Framework Directive URL: https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/7b978c5e-e238-11ef-be2a-01aa75ed71a1/language-en

4. 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

5. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 33. On analytical methods for biota monitoring under the Water Framework Directive URL: https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/9fe7f731-e238-11ef-be2a-01aa75ed71a1/language-en

UDC 528.8: 504.064.2.06

Khabarova H. V., PhD in Technical Sciences, Senior Researcher
Scientific Research Institution «Ukrainian Scientific Research Institute of Ecological Problems», Kharkiv, Ukraine
Kovalenko G. D., Doctor of Physical and Mathematical Sciences, Professor
Institute of High Energy Physics and Nuclear Physics, National Scientific Center «Kharkiv Institute of Physics and Technology» of the National Academy of Sciences of Ukraine, Kharkiv, Ukraine
Barbashev S. V., Doctor of Technical Sciences, Senior Scientific Associate
National University «Odesa Polytechnic», Odessa, Ukraine

PROBLEMS WITH ATMOSPHERIC AIR MONITORING IN UKRAINE: THE CURRENT SITUATION, PROPOSALS AND RECOMMENDATIONS FOR RESOLVING THEM

The legal framework for state monitoring of ambient air in Ukraine is set out in the Laws of Ukraine [1–2] and subordinate legislation [3] and focus primarily on the chemical component of pollution; they do not take into account the specific nature of the radiation component of ambient air, do not define the instrumental and information-analytical mechanisms, and do not provide for the use of remote sensing methods and satellite data as a mandatory component of the system.

Radiation safety issues are regulated separately by the Law of Ukraine «On the Use of Nuclear Energy and Radiation Safety» [4], which does not contain any provisions regarding the integration of radiation monitoring into the ambient air quality monitoring system or the use of satellite and modelling data. The Strategy for the Development of an Integrated Automated Radiation Monitoring System (IASRM) is of particular importance for the radiation component, approved by the Resolution of the Cabinet of Ministers of Ukraine dated April 29, 2022 No. 323-r. [5], which lays the foundation for automation and international exchange of radiation data, but does not consider the application of remote monitoring in the general environmental context.

International practice in the field of ambient air monitoring is based on integrated approaches that combine ground-based, remote-sensing and modelling data. In EU countries, the Copernicus programme’s services play a key role, in particular the Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS) [6], which provides regular assessments and forecasts of atmospheric conditions based on the assimilation of satellite and ground-based observations.

It should be noted that Ukraine is a member of the EURDEP international network for

the exchange of radiation data [7], but requires further international interoperability and integration with the national environmental monitoring system.

As part of the reform of the state environmental monitoring system, Cabinet of Ministers of Ukraine Order No. 610-r of 7 July 2023 approved the Concept of the State Targeted Environmental Monitoring Programme [8], which establishes the methodological and infrastructural framework. In addition, Resolution No. 684 of the Cabinet of Ministers of Ukraine of 13 June 2024, «Certain Issues Concerning the Functioning of the State Environmental Monitoring System and its Subsystems» [9], which continues the reform of the state environmental monitoring system and aims to create an integrated system and address institutional gaps, including data fragmentation and outdated approaches, within six months of the lifting of martial law in Ukraine. Furthermore, it establishes a new, unified Procedure for the operation of the state environmental monitoring system and its subsystems, and serves as a practical tool for a large-scale European integration reform of environmental monitoring in Ukraine. An analysis of the current regulatory framework in Ukraine reveals that the regulation of radiation and chemical monitoring of ambient air is fragmented.

Compared with the monitoring of chemical pollution in ambient air, radiation monitoring in Ukraine is more advanced in terms of automation and international integration.

Remote monitoring is not currently established as a mandatory component of state monitoring systems. The current regulatory documents lay the groundwork, but do not provide the practical means for implementing integrated remote monitoring.

Although the full roll-out of the updated monitoring system in accordance with Resolution No. 684 [9] has been hampered by the state of martial law, the system can be described as partially operational thanks to alternative tools and the switch to rapid response mode [10].

The authors of this article have analysed the effectiveness of the national ambient air quality monitoring system and identified its strengths, weaknesses and limitations.

The weaknesses and limitations affecting the effectiveness of the state air quality monitoring system in Ukraine are:

- physical damage to infrastructure: as a result of hostilities in the east and south of Ukraine, numerous fixed air quality monitoring stations have been damaged, destroyed or occupied;
- the impossibility of field research: in frontline areas, occupied territories and mined areas, it is impossible to carry out conventional sampling of relevant environmental components due to security risks;

- the unavailability of some data: for reasons of national security, critically important information is restricted from public access, which limits analytical and scientific work;
- delays in reforms: the full implementation of automated emission monitoring systems at industrial sites in accordance with EU standards and key provisions of Resolution No. 684 [9] is, both legally and in practice, dependent on the duration of martial law.

The strengths are:

- remote sensing of the Earth: the state compensates for the insufficient number of monitoring stations through satellite monitoring;
- mobile digital tools: the official application EcoZagroza [11] has become the main functional backbone of monitoring during the war, allowing citizens to track air quality in real time;
- hybrid monitoring: the state has integrated data from community monitoring networks into the overall system, for example, data from the EcoCity system's sensors [12], which operate online and cover areas where state-run ground-based monitoring stations are not operational;
- legal documentation of offences: despite the state of martial law, evidence is being compiled within the system on the EcoZagroza platform [11] and cases of potential environmental damage are being documented.

It should be noted that Ukraine's national ambient air quality monitoring system has already begun operating under a hybrid model; whilst it is fairly limited in regions close to the front line, it is highly effective at detecting emergencies and cross-border pollution thanks to the integration of satellite technology and community-based sensors.

The main challenges facing Ukraine's atmospheric air monitoring system during martial law which reduce or negate its effectiveness lie in the technical, infrastructural, security and methodological spheres.

Technical and infrastructure issues:

- the physical destruction of observation posts and automated stations in frontline and occupied regions;
- outdated equipment at most operational state-run posts;
- the problem of 'blind spots', which is linked to the uneven coverage of Ukraine's territory by monitoring posts;
- energy instability, linked to regular power cuts caused by shelling of critical infrastructure, which cuts off power to automated stations, leading to data loss.

Security challenges:

- threat to staff: manual sampling at fixed stations in frontline towns is dangerous due to daily shelling;
- cyber threats and data inaccessibility: constant cyber-attacks on government servers mean that direct access to certain data has to be restricted, which complicates the work of environmentalists.

Methodological and legal issues:

- technical isolation of subsystems: the lack of a single automated IT platform that would integrate, in real time, data from general environmental monitoring, radioecological monitoring of nuclear power stations and departmental networks;
- inconsistency in pollution markers: state monitoring stations measure substances in accordance with Resolution [3] (PM2.5, PM10, NO_2, SO_2, CO), yet during explosions, the burning of military equipment and the detonation of powder depots, specific toxic substances (heavy metals, benzo[a]pyrene, dioxins) are released into the air, which the current system is simply unable to detect;
- legal limitations of community-generated data: the data from sensors installed by EcoCity volunteers [12] is indicative and has no legal standing, as these devices have not undergone state certification or calibration.
- delays in the development of site-specific monitoring: due to martial law and economic considerations, the state has been forced to postpone the implementation of strict requirements for large air-polluting enterprises to install automatic sensors on every ventilation flue.

We consider the following to be effective tools for expanding the functionality of the state atmospheric air monitoring system:

1. Remote sensing of the Earth as the primary tool for assessing the state of atmospheric air in areas where traditional observation methods are not accessible, for example, through the EU Copernicus programme [6].

2. The deployment of mobile air quality monitoring stations based on European standards, as has been done in the Lviv, Ivano-Frankivsk, Sumy and Zaporizhzhia regions.

3. The integration of community-based monitoring into the state system.

In order to transform Ukraine's national ambient air monitoring system into a European-integrated tool adapted to martial law, the authors propose the following measures:

- technological modernisation and autonomisation of the system: installing autonomous power supplies for the stations; introducing automatic, continuously operating sensors that constantly transmit data to the network; the practical introduction of mobile

environmental laboratories capable of carrying out rapid air analyses at a safe distance from hazardous sites; and the inclusion of heavy metals and residues of persistent organic pollutants in the mandatory monitoring programme at monitoring stations.

- -digital and analytical integration: to give public monitoring legal recognition; integrate air quality data from EcoZagroza [11] with civil defence alerts; introduce artificial intelligence algorithms to automatically calculate atmospheric emissions based on Sentinel-5P satellite imagery in areas where ground-based monitoring is not possible.
- legislative and financial incentives: approve a targeted programme to restore destroyed monitoring stations whilst relocating new stations further into safer areas in accordance with the updated Atmospheric Air Monitoring Programme [13]; secure dedicated funding from international donors through the Ukraine Facility [14] for the modernisation of environmental networks in line with European integration, positioning this as a measure to combat ecocide; introduce tax incentives or loans for businesses that install automatic emission monitoring sensors within their organisations, even during the war.

All three steps are important; however, from the perspective of crisis management during wartime, they should be implemented in a clear sequence, for example, according to priority:

Priority 1: Legalising community-based sensors must be the absolute top priority, as it resolves the 'here and now' problem with minimal financial cost to the state.

Priority 2: Making existing stations autonomous, with the aim of preserving and protecting the existing state infrastructure from day-to-day military risks.

Priority 3: The use of artificial intelligence for satellites is the most technologically advanced approach, but it requires time, specialist scientific staff and significant funding.

In the authors' previous publications, which address the aforementioned challenges in atmospheric air monitoring [15–20], the important role of satellite and remote sensing methods and the potential of satellite data during martial law are highlighted, and the use of aerospace technologies to replace destroyed ground-based stations; they justify the transition to a combined monitoring model comprising three integrated levels, namely ground-based, remote sensing and digital.

The ground-based component comprises an upgraded ground infrastructure, with the automation of existing observation posts and their conversion to continuous operation using autonomous power supplies (solar panels/batteries), thereby minimising human presence.

The remote level involves the large-scale deployment of satellite technologies (such as the Sentinel-5P) [6]. Satellites serve as the primary tool for detecting pollution plumes from chemical and radioactive emissions in «blind spots» and in occupied territories.

The digital level establishes information and analytical synergy by integrating satellite and ground-based data into a single system, in line with the principles of the «Open Government» partnership [21].

We would like to highlight the use of mathematical modelling methods to predict the spread of pollutants in the atmosphere, with a view to providing the public with timely information.

The radioecological aspect in the authors' publications [15–20] envisages a shift from passive observation to proactive digital modelling to mitigate military threats and risks, and proposes integrating diverse radiation monitoring data into a single «EcoSystem» platform [22], to automate the monitoring of 'blind spots' and to introduce mathematical modelling of the spread of radioactive clouds [23].

Conclusions

The analysis carried out shows that Ukraine's current regulatory framework provides the general conditions for the operation of environmental and radiation monitoring systems for ambient air; however, it is currently characterised by fragmentation and the absence of a single, integrated approach. Remote monitoring and the use of satellite data are not currently enshrined as a mandatory element of the state system, which justifies the need to develop a concept for the remote monitoring component within the framework of Ukraine Recovery Plan [24].

The authors' research and publications demonstrate that the future of atmospheric air monitoring in Ukraine lies in a combination of automated ground-based and satellite-based sensors and artificial intelligence.

The following recommendations therefore arise:

- Develop and implement a remote component of atmospheric air monitoring as a cross-system element within the framework of Ukraine Recovery Plan [24].
- Ensure the integration of the IASRM with the state atmospheric air monitoring system based on standardised data exchange protocols.
- Legally enshrine the use of satellite and modelling data in combination for assessing and forecasting ambient air quality.
- Expand the list of monitored parameters to include radionuclides (Cs-137, Sr-90, I-131, tritium) in ambient air.
- Ensure the compatibility of the national monitoring system with the international networks EURDEP [7], ECURIE [25] and IRMIS [26] to facilitate the rapid exchange of information.

References

1. Law of Ukraine «On Air Protection». URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2707-12#Text.
2. Law of Ukraine «On Environmental Protection» URL: https://zakon.rada.gov.ua/go/1264-12.
3. Resolution of the Cabinet of Ministers of August 14, 2019 No. 827 “Some issues of state monitoring in the field of atmospheric air protection” as amended by Resolution of the Cabinet of Ministers of May 7, 2023 No. 513. URL**:** https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/827-2019-%D0%BF#Text**.**
4. Law of Ukraine “On the use of nuclear energy and radiation safety”. URL: https://zakon.rada.gov.ua/go/39/95-%D0%B2%D1%80.
5. Strategy for the development of an integrated automated radiation monitoring system, approved by the Cabinet of Ministers of Ukraine Resolution No. 323-r of April 29, 2022. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/323-2022-%D1%80#Text**.**
6. Copernicus Atmosphere Monitoring Service (CAMS). URL: https://www.copernicus.eu/en/copernicus-services/atmosphere**.**
7. EUropean Radiological Data Exchange Platform (EURDEP). URL: **https://remon.jrc.ec.europa.eu/About/Rad-Data-Exchange**.
8. Resolution of the Cabinet of Ministers of Ukraine dated July 7, 2023 No. 610-r. "On approval of the Concept of the State Targeted Environmental Program for Environmental Monitoring." URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/610-2023-%D1%80#Text.
9. Resolution of the Cabinet of Ministers of Ukraine “Some Issues of the Functioning of the State Environmental Monitoring System and Its Subsystems” No. 684 of June 13, 2024. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/684-2024-%D0%BF#Text.
10. Atmospheric air monitoring: how Ukraine adapts laws to EU directives. URL: https://ecomonitoring.info/monitorynh-atmosfernoho-povitria-yak-ukraina-adaptuie-zakony-do-dyrektyv-yes/.
11. EcoZagroza. URL: https://ecozagroza.gov.ua.
12. EcoCity. URL: https://ecomonitoring.info/navishcho-monitoryty-dovkillia-koly-v-ukr/.
13. On Amendments to the Form of the State Monitoring Program in the Field of Atmospheric Air Protection As amended and supplemented by Order of the Ministry of Economy, Environment and Agriculture of Ukraine dated May 19, 2026 No. 5949. URL: **https://ips.ligazakon.net/document/RE46063?an=644**.
14. Ukraine Facility. URL: https://www.ukrainefacility.me.gov.ua/.
15. Khabarova H., Vitko V., Kovalenko G., Barbashev S. The role of modern remote sensing technologies in atmospheric air monitoring under martial law in Ukraine. Proceedings of the XXIII

conference on High Energy and Nuclear Physics, 8–10 April 2025, Kharkiv, Ukraine. P. 176–179. DOI: https://doi.org/10.46813/pc-hepnp/2025-176.

16. H.V. Khabarova, G.D. Kovalenko, S.V. Barbashev. Scientific and methodological approach to the creation of remote radiation monitoring of atmospheric air in Ukraine. XXIV Conference of high energy physics and nuclear physics. 2026. P. 178-182. DOI: https://doi.org/10.46813/pc-hepnp/2026-178.

17. H.V. Khabarova, G.D. Kovalenko, S.V. Barbashev. Methodological principles of creating a remote radiation monitoring system of atmospheric air pollution in Ukraine. Problems of Atomic Science and Technology. 2026. №3(163). P. 168-174. DOI: https://doi.org/10.46813/2026-163-168.

18. H. Khabarova, G. Kovalenko, S. Barbashev. Remote monitoring of atmospheric air pollution: existing approaches to application and prospects for implementation in Ukraine / Problems of environmental protection and ecological safety: collection of scientific works / UKRNDIEP Kh.: “Stil-Izdat”. Issue 47. 2025. ISSN 2522-1388.

19. H. Khabarova, G. Kovalenko, S. Barbashev. Application of satellite technologies for monitoring the radiation state of the atmospheric air during the war and post-war reconstruction of Ukraine/Problems of Atomic Science and Technology. 2025. № 3. P. 194-199. DOI: https://doi.org/10.46813/2025-157-194.

20. Khabarova H., Kovalenko G., Barbashev S. State and prospects of using remote air monitoring methods in Ukraine // Environmental Sciences. 2025. № 4(61). P. 92-97. DOI: https://doi.org/10.32846/2306-9716/2025.eco.4-61.15.

21. International initiative «Open Government Partnership». URL: https://diia.data.gov.ua/info-center/global.

22. Ecosystem. URL: https://eco.gov.ua/.

23. K. V. Grigoriev, L. I. Grigoriev. Radioactive fallout in the atmosphere and its radioecological monitoring in the context of military operations. №12. 2025. Ukrainian Journal of Natural Sciences. DOI**:** https://doi.org/10.32782/naturaljournal.12.2025.34.

24. Ukraine Recovery Plan. URL: https://recovery.gov.ua/.

25. The European Community Urgent Radiological Information Exchange (ECURIE). URL: https://energy.ec.europa.eu/topics/nuclear-energy/emergency-preparedness-and-response_en.

26. International Radiation Monitoring Information System (IRMIS). URL: https://www.iaea.org/newscenter/news/visualising-data-for-emergency-response-iaea-launches-international-radiation-mapping-system.

УДК 628.161

Ковтун Д. Є., аспірант
Національний університет цивільного захисту України, м. Черкаси, Україна

АСИМЕТРІЯ ЕФЕКТУ МАГНІТНОГО ПОЛЯ НА ПРОЦЕСИ ІОННОГО ОБМІНУ

В наслідок воєнних дій на території України, гостро постає питання водозабезпечення населення країни. Підземні води є одним з основних джерел водопостачання, які часто характеризуються підвищеною жорсткістю та мінералізацією. Поєднання іонного обміну з магнітною активацією дозволяє інтенсифікувати процеси водопідготовки та знизити екологічне навантаження на довкілля (обсяги регенераційних розчинів) [1-3].

Нами було проведено експериментальне дослідження впливу магнітного поля на процеси іонного обміну, кількісна та якісна оцінка впливу магнітного поля..

Для оцінки ефективності розробленої технології було введено безрозмірне відношення коефіцієнтів масоперенесення [4,5]. Отримане відношення коефіцієнтів масоперенесення, що враховує протилежний напрям сили Лоренца для різнозаряджений іонів, безрозмірним параметром ζ – параметром магнітної інтенсифікації масоперенесення(1).

$$\zeta = \frac{k_L(B)}{k_L(0)} \approx 1 + \beta \frac{f_{MHD}}{\rho g} \qquad (1)$$

де $k_L(B)$ – коефіцієнт масоперенесення за наявності магнітного поля; $k_L(0)$ – коефіцієнт без магнітного поля; α – узагальнений емпірично–теоретичний коефіцієнт, що враховує геометрію пор іоніту, характер течії та локальні електрохімічні умови.

Було спроектовано та розроблено установку магнітомодифікованого іонного обміну [6]. У процесі досліджень використовувалися 2 типи іонообмінних смол: сильнокислотний катіоніт КУ-2×8 та сильнолужний аніоніт АВ-17-8, який також був обраний для вилучення хлоридів. Експериментальні дослідження проводили на природній підземній воді, яка характеризувалася такими показниками: загальна мінералізація – 905 мг/л, жорсткість – 15,34 ммоль/дм³, сульфатів – 345 мг/л, хлоридів – 256 мг/л, pH – 7,08.

Результати якісної оцінки ефекту магнітного поля, свідчать що ефект

спостерігається при значенні напруженості магнітного поля H =300 А/м. Експериментальні значення для аніонітної системи, підтвердження прогнозованої ефективності, як було досліджено раніше [7] не демонструють.

Кількісна верифікація ефекту магнітного поля визначається за безрозмірним коефіцієнтом ζ. Розраховані значення коєфіцієнта ζ наведено в таблиці 1.

Таблиця 1 – Результати розрахунків ζ

Іоніт	H=300 А/м
Катіоніт	1,020
Аніоніт SO_4^{2-}	0,985
Аніоніт Cl^-	1,000

Параметр ζ кількісно характеризує ступінь підсилення масоперенесення іонів під дією магнітного поля порівняно з немагнітним режимом роботи іонообмінної системи, тоді: ζ = 1 відповідає відсутності магнітного впливу (базовий режим), а зростання ζ > 1 свідчить про пропорційне зменшення товщини дифузійного шару [8] та прискорення досягнення іонообмінної рівноваги.

Отже, ми спостерігаємо асиметричний характери впливу магнітного поля, оскільки коефіцієнт ζ >1 тільки для катіонітної системи, в той час як для аніонітної значення нейтральне та від'ємне.

Отримані результати узгоджуються із теоретичним положенням про протилежний напрям дії Сили Лоренца для різнозаряджених іонів [9]. Це свідчить про актуальність диференційованого підходу до застосування магнітного активації процесів іонного обміну. В подальшому буде проведено калібрування коефіцієнта β для повного досліджуваного діапазону.

Література

1. Ковтун, Д. Є. (2025). Раціональне використання підземних вод за допомогою модифікованих іоннообмінних технологій. *Екологічні виклики та інновації. Захист довкілля у сучасному світі: матеріали Всеукраїнської науково-практичної інтернет-конференції* (с. 55–56). Черкаси: НУЦЗУ. http://repositsc.nuczu.edu.ua/handle/123456789/27850

2. Строкаль, В., & Ковпак, А. (2022). Воєнні конфлікти та вода: наслідки й ризики. Екологічні науки, 44(5), 94–102. https://doi.org/10.32846/2306-9716/2022.eco.5-44.14

3. Гошовський, С., Саніна, І., & Люта, Н. (2018). Ідентифікація і розмежування масивів підземних вод у басейні річки Дніпро: Технічний звіт. Київ: Державна служба геології та надр України. https://www.geo.gov.ua/wp-content/uploads/2021/05/dnipro_ukr2-na-sayt.pdf

4. Kovtun, D., & Jinadu, A. (2026). Theoretical aspects of the impact of magnetic activation of ion exchange processes. *Проблеми та перспективи забезпечення цивільного захисту: матеріали міжнародної науково-практичної конференції молодих учених* (p. 446). Черкаси: Національний університет цивільного захисту України. http://repositsc.nuczu.edu.ua/handle/123456789/28378

5. Davidson, P. A. (2001). *An introduction to magnetohydrodynamics* [PDF]. Cambridge University Press. https://dl.icdst.org/pdfs/files4/39e1817b05cf155433309dbb2f3289fe.pdf

6. Душкін, С., & Ковтун, Д. (2024). Інтенсифікація процесів іонного обміну в системах водопостачання. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*, (46), 4-13. https://doi.org/10.32347/2524-0021.2024.46.4-13

7. Ковтун Д., Душкін С. Магнітна активація процесу іонного обміну при демінералізації природних вод. *Техногенно-Екологічна Безпека*. 2024. № 16(2/2024). С. 54–60. DOI: 10.52363/2522-1892.2024.2.8.

8. Jawad, S. I., Karkush, M., & Kaliakin, V. N. (2023). Alteration of physicochemical properties of tap water passing through different intensities of magnetic field. *Journal of the Mechanical Behavior of Materials*, 32(1), 23-32. https://doi.org/10.1515/jmbm–2022–0246

9. Ковтун, Д. Є., & Колосков, В. Ю. (2025). Вплив магнітного поля на іонний обмін у технологіях демінералізації води. Municipal Economy of Cities. Series: Information Technology and Engineering, 6(194), 67-73. https://doi.org/10.33042/3083-6727-2025-6-194-67-73

УДК 628.511 : 62-784.433

Кожемякін Г. Б., канд. техн. наук, доц.;
Аданік О. О., здобувач першого (бакалаврського) рівня вищої освіти третього року навчання за спеціальністю 183 «Технології захисту навколишнього середовища»;
Сахаров В. В., здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти першого року навчання за спеціальністю G2 «Технології захисту навколишнього середовища»;
Галіч А. В., здобувач першого (бакалаврського) рівня вищої освіти третього року навчання за спеціальністю 263 «Цивільна безпека»
Запорізький національний університет, м. Запоріжжя, Україна

ДО ПИТАННЯ КРАПЛЕВИНОСУ В АПАРАТАХ МОКРОЇ ОЧИСТКИ ГАЗІВ

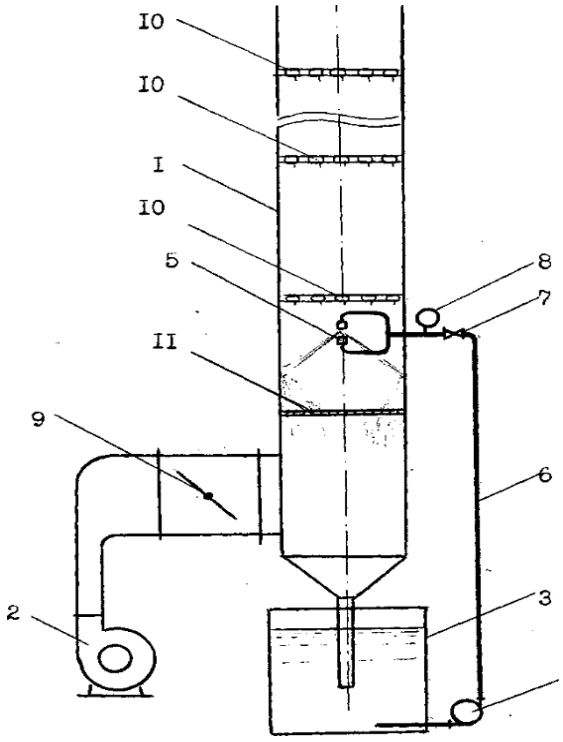
При мокрому очищенні газів спостерігається винесення газовим потоком крапель диспергованої рідини. Це призводить до ряду несприятливих факторів, а саме - до зволоження джерела викиду технологічного обладнання, будівель і споруд, що знаходяться поблизу, а при негативній температурі - і до утворення крижаного покриву. При експлуатації димососів, встановлених після апаратів мокрого очищення, також виникає проблема краплевиносу, що викликає абразивне та корозійне зношування обладнання [1]. Для усунення цих явищ застосовують різні типи краплеуловлювачів. Однак, при очищенні низьконапірних газових потоків, установка краплеуловлювачів у більшості випадків неможлива через їхній гідравлічний опір порядку 100-300 Па і вище [2]. Тому потрібні заходи зменшення краплевиносу, не пов'язані зі значним збільшенням гідравлічного опору. Для цього розглянемо процес краплевиносу при диспергуванні рідини форсунками з струменями, що стікаються, застосовуваними в газоочисних апаратах низького гідравлічного опору [3].

Досвід експлуатації таких апаратів показує, що на величину краплевиносу впливають швидкості газового потоку, тиск рідини, що зрошує, конструктивні параметри форсунки і газоочисного апарату. При збільшенні швидкості газу та тиску зрошуючої рідини краплевиніс зростає, а при зменшенні кута розкриття факела знижується. У міру просування газу газоходом концентрація крапель рідини зменшується. Через сильні турбулентні пульсації траєкторії руху окремих крапель мають безладний характер.

З метою вивчення характеру розподілу рідини по довжині газоходу в залежності від гідродинамічних характеристик газу та зрошуючої рідини використовувалася

лабораторна установка (рис.1). Швидкість газу змінювалася не більше 0,5-2 м/с, тиск рідини 0,7 - 1,3 атм. Відбір проб здійснювався з відривом 0,5-12D від форсунки.

У міру просування газу газоходом концентрація крапель рідини зменшується. Через сильні турбулентні пульсації траєкторії руху окремих крапель мають безладний характер. Кількість рідини, що забирається газовим потоком, по поперечному перерізу газоходу практично не змінюється. Це турбулентним режимом руху газу. Рідина рівномірно розподіляється по всьому газоходу через турбулентні пульсації в газовому потоці. Зменшення вмісту вологи відбувається по висоті газоходу через осадження крапель рідини на його стінках.



1 – корпус;
2 – вентилятор;
3 – бак;
4 – насос;
5 - розпилювальний пристрій;
6 - водопідвідний тракт;
7 – вентиль;
8 – манометр;
9 – дросель;
10 - пристрій для відбору проб;
11 - розподільні грати

Рисунок 1 – Експериментальна установка для дослідження процесу краплевиносу рідини у низьконапірних газових потоках

Концентрація крапель рідини в газовому потоці залежить від конструктивних параметрів газоочисного обладнання та диспергуючих пристроїв (діаметра та висоти апарату або газоходу, діаметр отворів насадків форсунки та кут їх розточування), гідрогазодинамічних характеристик рідини та газового потоку (швидкість газу, швидкість витікання рідини)

Аналізуючи спостереження можна зробити висновок, що, зменшуючи кут розкриття порожнистого конічного факела розпиленої рідини можна скоротити краплевиніс до 20%. У міру віддалення газу від форсунки концентрація рідини в ньому зменшується і на відстані 10-12 діаметрів газоходу становить близько 20% початкової концентрації. Однак, якщо для більшості газоходів їх висота укладається в ці межі, конструкції газоочисних апаратів не повинні бути з великими габаритами.

Виходячи з цього, при конструюванні газоочисних пристроїв для зниження краплеуносу слід застосовувати такі умови диспергування зрошуючої рідини, які забезпечували б по можливості мінімальний винесення рідини. Цього можна досягти, визначаючи для кожного конкретного випадку оптимальне співвідношення швидкості газу, тиску рідини, кута розкриття факела, розмірів геометричних апаратів і диспергуючих пристроїв.

Література

1. Озарків І.М. Основи мокрого очищення газів / І.М. Озарків, Г.В. Сомар, І.А. Соколовський, М.С. Кобринович, Т.А. Сомар, О.М. Левчунець // Науковий вісник національного лісотехнічного університету України : збірник науково-технічних праць. – Львів : РВВ НЛТУ України. – 2016. – Вип. 26.4. – С. 230-233.

2. Кожемякін Г. Б., Бєлоконь К. В., Вагін А. В., Грідяєв В. В., Розсоха К. В., Аданік О. О. Дослідження гідравлічного опору, створюваного порожнистим конічним факелом розпиленої рідини, при проєктуванні апаратів мокрої очистки газів. Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського. 2025. № 4. С. 317-322.

3. Кожемякін Г. Б. Конструктивні параметри форсунок зі співударними струменями для мокрого очищення газів. Екологічні науки. 2025. № №3(60). С. 41-43.

УДК 662.749.2

Кожемякін Г. Б., канд. техн. наук, доц.;
Перчеклій В. В., здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти другого року навчання за спеціальністю G2 «Технології захисту навколишнього середовища»;
Книрік В. В., здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти першого року навчання за спеціальністю G2 «Технології захисту навколишнього середовища»;
Байша М. С., здобувач першого (бакалаврського) рівня вищої освіти четвертого року навчання за спеціальністю 263 «Цивільна безпека»
Запорізький національний університет, м. Запоріжжя, Україна

ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ВИРОБНИЦТВА КОКСУ

Коксохімічна промисловість є найважливішою галуззю народного господарства і сировинною базою для металургії. Призначення коксохімічного підприємства – виробництво з кам'яного вугілля вугільної шихти, коксу, коксового газу та хімічних продуктів коксування встановленої якості.

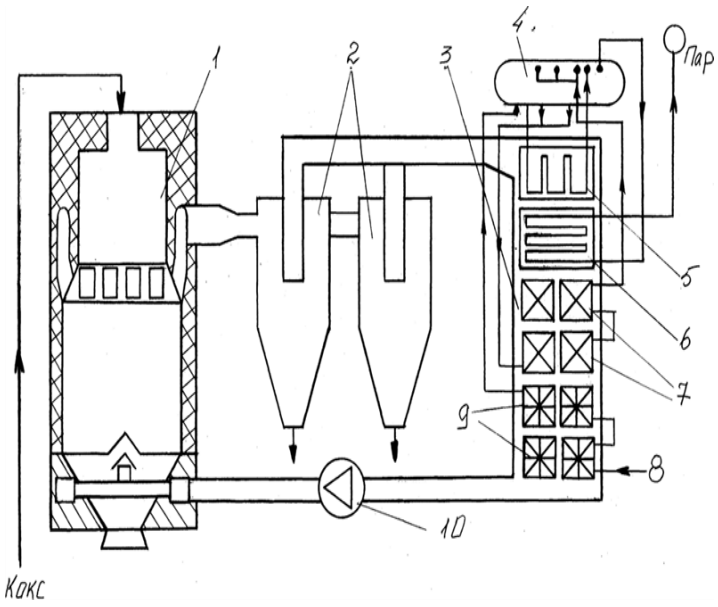
Основний шлях скорочення шкідливого впливу коксохімії на довкілля – це технічне переозброєння галузі, здійснення великомасштабної програми будівництва природоохоронних об'єктів, впровадження сучасних екологічно безпечних технологічних процесів. У розвитку коксохімічної промисловості основними завданнями є підвищення якості коксу, що використовується чорною металургією, та покращення техніко-економічних та екологічних показників виробництва коксу. Один із шляхів, що дозволяють вирішити ці завдання, – це застосування установок сухого гасіння коксу замість мокрого гасіння [1].

Цей метод дає можливість не тільки використовувати фізичне тепло розпеченого коксу для отримання пари енергетичних параметрів, а й значно підвищити якість коксу, техніко-економічні показники доменних плавок, екологічні показники коксохімічних підприємств, а також покращити умови праці коксових цехів. При переході на сухе гасіння коксу значно покращуються санітарно-гігієнічні умови праці не тільки в самому коксохімічному цеху, але і на прилеглій до нього території, оскільки немає викидів з гасильних веж таких шкідливих речовин як аміак, феноли, сірчисті та сірчані сполуки, вуглеводні, ціаністі з’єднання.

Оснащення нових і реконструйованих коксових батарей установками сухого гасіння коксу, робота яких заснована на охолодженні розпеченого коксу

циркулюючими газами з подальшим використанням тепла газів у котельні, також є одним з найперспективніших заходів щодо використання вторинних енергоресурсів [2]. Широке поширення набув метод сухого гасіння коксу з використанням вторинної теплоти в котельних установках для вироблення пари. Установка сухого гасіння коксу (рис.1) включає ряд окремих секцій. Кожна секція складається з камери для гасіння, пиловловлюючих апаратів, котла-утилізатора та ексгаустера. Охолоджені після утилізатора котла гази знову подаються на охолодження розпеченого коксу. Розпечений кокс із коксової печі вивантажується у спеціальний вагон і доставляється до камер гасіння. Стягуючим пристроєм вагон встановлюється під витягом, яким подається до завантажувального люка. Кокс висипається в камеру, де охолоджується до 200-250 °С і через розвантажувальний пристрій висипається на приймальну рампу, звідки конвеєром подається на коксосортування [3].

Циркуляційні гази на гасіння подаються в нижню частину камери через нижній кільцевий газохід, розсікач і дутьеву головку в центр камери, і через верхню частину газоходу і щілину під воронкою дутьової - по всьому периметру камери.



1 – камера гасіння;
2 – завантажувальний люк;
3 – зона косих ходів;
4 – дуття;
5 – пилоосаджувальний бункер;
6 – пара до споживача;
7 – барабан котлу;
8 – котел-утилізатор;
9 – пиловловлюючі циклони;
10 – поживна вода;

Рисунок 1 – Установка сухого гасіння коксу

Як проміжний теплоносій в установках сухого гасіння коксу використовується суміш газів, інертних по відношенню до коксу, тобто не сприяють горінню коксу. Проміжний теплоносій – циркулюючий газ – охолоджує коксу та передає тепло поверхням нагрівання котла для вироблення пари.

Утворення циркулюючого газу відбувається в початковий момент пуску установки, коли атмосферне повітря, що знаходиться в замкнутому контурі УСГК, в

результаті циркуляції через розпечений кокс вступає в реакцію з горючою частиною коксу (вуглецем коксу), в результаті чого утворюються продукти згоряння. При цьому кисень повітря, вступаючи в реакцію з вуглецем, утворює CO та CO_2; за рахунок вологи повітря та термічних процесів, що відбуваються у форкамері, утворюється H_2 та CH_4.

Простота утворення циркулюючого газу та його природне поповнення в системі у разі викиду при виникненні нещільності визначили вибір продуктів згоряння коксу як гаситель агенту.

Література

1. Когтін А. А. Аналіз технічних рішень в конструкції установок сухого гасіння коксу спрямованих на інтенсифікацію процесу сухого гасіння коксу / А. А. Когтін, Д. В. Мірошниченко // Сучасні технології переробки пальних копалин : тези доп. 7-ї Міжнар. наук.-техн. конф., 17-18 квітня 2024 р. / Нац. техн. ун-т «Харків. політехн. ін-т», Укр. держ. н.-д. вуглехім. ін-т (УХІН) / оргком.: Д. В. Мірошниченко [та ін.]. – Харків : НТУ "ХПІ", 2024. – С. 77-81/

2. Когтін А. А. Екологічні питання енергетики та комплексний підхід до використання енергоресурсів у процесі сухого гасіння коксу / А. А. Когтін, Д. В. Мірошниченко // Енергетичний менеджмент: стан та перспективи розвитку - PEMS'2023 : зб. матеріалів 9-ї Міжнар. наук.-техн. конф., 22-24 листопада 2023 р. – Електрон. текст. дані. – Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2023. – С. 90-91.

3. Гічов Ю.О. Вторинні енергоресурси промислових підприємств. Частина І: Конспект лекцій: Дніпропетровськ: НМетАУ, 2012. – 56 с.

УДК 78.25.12

Кочанов Е. О., канд. військ. наук;

Касьянов О. В.;

Хапцов Д. О.

Військовий інститут танкових військ НТУ «Харківський політехнічний інститут», м. Харків, Україна

ПЕРСПЕКТИВИ ПІДВИЩЕННЯ БОЄЗДАТНОСТІ ОСОБОВОГО СКЛАДУ ЗСУ ШЛЯХОМ ВИКОРИСТАННЯ ЗАСОБІВ ІНДИВІДУАЛЬНОГО ЗАХИСТУ ШКІРИ ФІЛЬТРУВАЛЬНОГО ТИПУ

Вступ

Засоби індивідуального захисту шкіри (ЗІЗШ) ізолюючого типу є фундаментальним елементом системи індивідуального захисту особового складу. На відміну від фільтруючих засобів, ізолюючі ЗІЗШ забезпечують герметичний захист шляхом повного унеможливлення контакту зараженого повітря зі шкірою військовослужбовця. Принцип ізоляції дозволяє досягати максимального захисту від всього спектру вражаючих факторів – крапельно-рідинних, аерозольних та парогазових ОР, радіоактивного пилу та біологічних агентів.

Ізолюючі засоби включають загальновійськові захисні комплекти (ЗЗК), костюми захисні плівкові (КЗП), костюми легкі захисні (Л-1), ізолюючі захисні комплекти (ІЗК-А, ІЗК-Б), а також сучасні індивідуальні комплекти РХБ захисту (ІКЗ-01У). Кожен з цих засобів має свою область застосування та тактичні переваги.

В умовах сучасних збройних конфліктів ізолюючі засоби залишаються незамінними при виконанні завдань в умовах надвисоких концентрацій ОР, під час дегазаційних, дезактиваційних та дезінфекційних робіт, а також для захисту від рідких крапельних ОР стійкого типу (іприт, Ві-Ікс).

Цільове призначення засобів індивідуального захисту шкіри ізолюючого типу

Цільове призначення ЗІЗШ ізолюючого типу обґрунтовується необхідністю забезпечення максимального захисту особового складу в умовах надвисоких концентрацій ОР та при безпосередньому контакті з краплями стійких отруйних речовин. Час захисної дії від крапель іприту до 48 годин (ІЗК-А, ІЗК-Б) унеможливлює проникнення ОР крізь матеріал комплекту. Ізолюючі засоби є незамінними при дегазаційних та дезактиваційних роботах, де концентрації ОР перевищують

можливості фільтруючих матеріалів. Концепція повної ізоляції відповідає вимогам STANAG 4625 (AEP-52) та підтверджується практикою застосування у провідних арміях світу.

Зазначена вимога висунута з урахуванням необхідності виконання особовим складом завдань у зонах із надвисокими концентраціями ОР, проведення дегазаційних, дезактиваційних та дезінфекційних робіт, а також захисту при безпосередньому контакті з краплинами стійких отруйних речовин у польових умовах.

Нижче наведено порівняльні характеристики сучасних вітчизняних та зарубіжних фільтрувальних комплексів:

Зразок	Конструкція та матеріал	Захист від крапель ОР	Засіб захисту органів дихання	Область застосування
ІЗК-1	Костюм-комбінезон I CLF з капюшоном; матеріал CLF (антистатичний)	Іприт ≥ 4320 хв; VX ≥ 9300 хв	Окрема захисна маска / протигаз	РХБ захист, вибухонебезпечні середовища
СІКЗР-II	Комбінезон ProChem II CLF; матеріал CLF (130 г/м²)	Іприт ≥ 4320 хв; VX ≥ 9300 хв	Окрема захисна маска / протигаз	Аварійно-рятувальні роботи
ProChem V CLF	Костюм із отвором на спині; матеріал CLF (130 г/м²)	Іприт ≥ 4320 хв; VX ≥ 9300 хв	Дихальний апарат усередині костюма	Сучасний РХБ захист, хімічні аварії
ІКЗ-01У	Комбінезон; DuPont™ Tychem® 6000 F	≥ 480 хв (іприт)	Протигаз ЗВП-01У / СВП-01У	Сучасний РХБ захист
VAUTEX ELITE ET	Газонепроникний комбінезон (тип 1); газонепроникний матеріал	Рідкі та газоподібні токсичні речовини	Автономний дихальний апарат	Аварійні роботи, ліквідація витоків
Корунд-2	Костюм з капюшоном і подвійним обтюратором; полегшена тканина	БОР, аварійні викиди НХР	Протигаз (у комплекті)	Аварійні роботи
ІЗК-Б	Костюм (куртка, брюки); ламінат з полімерним покриттям	≥ 48 год	Окремий протигаз	Спецроботи, висока концентрація ОР
ІЗК-А	Комбінезон; ламінат з полімерним покриттям	≥ 48 год	Окремий протигаз	Спецроботи, висока концентрація ОР
КІХ-4 / КІХ-5	Герметизований костюм; прогумована тканина (тип КЗА)	Пари, аерозолі, краплі ОР	КІХ-4 – протигаз; КІХ-5 – ізолюючий дихальний	Аварійно-рятувальні та спеціальні роботи

Зразок	Конструкція та матеріал	Захист від крапель ОР	Засіб захисту органів дихання	Область застосування
			апарат	
Л-1	Куртка та штани з ботами; прогумована тканина (БЦ-УТ, Т-15, 780, МВКШ-151)	Кілька годин	Окремий протигаз	Спеціальні роботи
КЗП	Плащ із капюшоном і панчохи; поліетиленова плівка	Захист від крапель ОР	Окремий протигаз	Захист від крапель ОР; обмежене використання
ЗЗК	Плащ, панчохи, рукавиці; прогумована тканина (БЦК, БЦ-УТ, Т-15, 780)	Іприт 2–24 год	Окремий протигаз	Загальновійськове

Висновки.

Засоби індивідуального захисту шкіри ізолюючого типу залишаються незамінним елементом системи захисту особового складу в умовах застосування стійких ОР та при виконанні спеціальних робіт на сильно зараженій місцевості. Принцип повної герметичної ізоляції забезпечує максимальний рівень захисту від крапельно-рідинних ОР, що є критично важливим при ліквідації наслідків застосування хімічної зброї та проведенні дегазаційних робіт.

Література

1. STANAG 2499. Technical Aspects of Chemical, Biological, Radiological and Nuclear (CBRN) Individual Protective Equipment (IPE). NATO Standardization Office (NSO), 2018.
2. STANAG 4548. CBRN Individual Protective Equipment Requirements for NATO Forces. NATO Standardization Agency, 2015.
3. AEP-38. Operational Requirements for CBRN Defense Equipment. NATO Standardization Office (NSO), Vol. I–II, 2020.
4. ATP-84. Chemical, Biological, Radiological, and Nuclear (CBRN) Defence Readiness and Training. NATO Standardization Office, 2019.
5. ДСТУ EN 14325:2019. Одяг захисний від хімічних речовин. Випробувальні методи та класифікація характеристик матеріалів одягу захисного від хімічних речовин, швів, з'єднань та з'єднувачів (EN 14325:2018, IDT). Київ: ДП «УкрНДНЦ», 2020. 34 с.
6. Ковтун О. В., Зайцев С. В. Порівняльний аналіз фізіолого-гігієнічних показників військовослужбовців при використанні засобів захисту шкіри ізолюючого та

фільтруючого типів. Збірник наукових праць ЦНДІ ОВТ ЗС України. 2021. № 2(81). С. 112–119.
7. Лисенко В. М., Рибальченко А. П. Використання активованих вуглецевих сферичних сорбентів у перспективних зразках фільтруючого захисного одягу. Військово-технічний збірник. 2022. № 26. С. 45–53.
8. GORE® CHEMPAK® Selectively Permeable Fabric Technology. Technical Performance Specification and CBRN Applications. W. L. Gore & Associates, Inc., 2021. 14 p.

УДК 78.25.12

Кочанов Е. О., канд. військ. наук;

Токовий К. І.;

Марущак В.Ю.

Військовий інститут танкових військ НТУ «Харківський політехнічний інститут», м. Харків, Україна

ПЕРСПЕКТИВИ ПІДВИЩЕННЯ БОЄЗДАТНОСТІ ОСОБОВОГО СКЛАДУ ЗСУ ЗА РАХУНОК ЗАСТОСУВАННЯ СУЧАСНИХ ЗАСОБІВ ІНДИВІДУАЛЬНОГО ЗАХИСТУ ШКІРИ ФІЛЬТРУВАЛЬНОГО ТИПУ

Вступ

Трансформація форм і способів ведення сучасного збройного протистояння, а також постійні ризики застосування противником зброї масового ураження чи вивільнення небезпечних хімічних речовин унаслідок руйнування промислової інфраструктури, вимагають кардинального перегляду підходів до забезпечення безпеки та боєздатності особового складу. Досвід виконання завдань підрозділами в умовах ХБРЯ-загроз окреслив суттєві обмеження застарілих засобів індивідуального захисту шкіри (далі-ЗІЗШ) ізолюючого типу. Головним їхнім недоліком є створення критичного фізіологічного та теплового навантаження на організм військовослужбовця: відсутність паро- та повітрообміну призводить до швидкого перегріву, виснаження та різкого зниження тактичної мобільності.

У цьому контексті стратегічним пріоритетом розвитку системи хімічного захисту ЗС України є перехід до концепції активного захисту на основі фільтруючих систем. Завдяки застосуванню багатошарових матеріалів із сорбційно-фільтрувальними властивостями (зовнішній шар з гідрофобними властивостями, внутрішній сорбційний шар на основі мікросфер активованого вугілля або вибірково-проникних мембран GORE® CHEMPAK®) удається досягти оптимального балансу: гарантувати ефективну нейтралізацію токсичних парів, аерозолів і біологічних агентів шляхом адсорбції, зберігши при цьому природну терморегуляцію тіла.

Основні техніко-експлуатаційні та тактичні переваги

Впровадження ЗІЗШ фільтрувального типу дозволяє вирішити комплекс ключових завдань щодо збереження потенціалу військ на полі бою:

- забезпечення безперервного виконання завдань середньої важкості у зараженій зоні до 24–36 годин без ризику отримання особовим складом теплового удару.

- вага сучасних комплектів становить від 1.6 кг до 3.0 кг (що додає не більше 1.5 кг до штатного екіпірування), не обмежуючи амплітуду рухів.

- забезпечення повної взаємодії з усіма сучасними фільтруючими масками (протигазами) за стандартами НАТО, засобами захисту органів дихання, балістичними жилетами, засобами зв'язку та цифровими системами управління.

- збереження захисних властивостей після багаторазового прання (від 5 до 12 циклів) та стійкість до дії пально-мастильних матеріалів, опадів і механічних навантажень.

Нижче наведено порівняльні характеристики сучасних вітчизняних та зарубіжних фільтрувальних комплексів:

Характеристика / Зразок	ФЗК-1А / ФЗК-2А (Україна)	JSLIST (США / НАТО)	Blauer XRT (США)
Тип конструкції	Комбінезон або костюм	Двокомпонентний (куртка + штани)	Цілісний комбінезон (No-Tape)
Захисний матеріал	Тришаровий фільтроламінат з вугіллям	Сорбційна тканина на основі вуглецю	Селективно-проникна мембрана GORE® CHEMPAK®
Маса комплекту	~ 2.5 - 3.0 кг	~ 2.4 кг	~ 1.6 кг
Час безперервної дії / носіння	До 24-36 годин / до 30 діб	До 45 діб (без зараження)	До 8 годин активної роботи
Ключова особливість	Наявність вогнезахисного шару, адаптованість під штатну форму	Висока ергономічність, сумісність з екіпіруванням НАТО	Надлегка вага, відсутність потреби у герметизуючій стрічці

Висновки

Формування та систематизація загальних вимог до ЗІЗШ фільтрувального типу орієнтовані на гармонізацію вітчизняної нормативно-правової бази зі стандартами НАТО (зокрема STANAG 2499, STANAG 4548, AEP-38 та ATP-84). Обґрунтовані показники захисної ефективності, ергономіки та міцності є базовою науково-методичною основою для розробки тактико-технічних завдань на проектування перспективних вітчизняних зразків екіпірування, а також формування сучасних програм і методик їх випробувань. Це гарантує повну оперативну сумісність підрозділів

ХБРЯ захисту ЗС України із силами країн-союзників під час виконання спільних місій.

Література

1. STANAG 2499. Technical Aspects of Chemical, Biological, Radiological and Nuclear (CBRN) Individual Protective Equipment (IPE). NATO Standardization Office (NSO), 2018.

2. STANAG 4548. CBRN Individual Protective Equipment Requirements for NATO Forces. NATO Standardization Agency, 2015.

3. AEP-38. Operational Requirements for CBRN Defense Equipment. NATO Standardization Office (NSO), Vol. I–II, 2020.

4. ATP-84. Chemical, Biological, Radiological, and Nuclear (CBRN) Defence Readiness and Training. NATO Standardization Office, 2019.

5. ДСТУ EN 14325:2019. Одяг захисний від хімічних речовин. Випробувальні методи та класифікація характеристик матеріалів одягу захисного від хімічних речовин, швів, з'єднань та з'єднувачів (EN 14325:2018, IDT). Київ: ДП «УкрНДНЦ», 2020. 34 с.

6. Ковтун О. В., Зайцев С. В. Порівняльний аналіз фізіолого-гігієнічних показників військовослужбовців при використанні засобів захисту шкіри ізолюючого та фільтруючого типів. Збірник наукових праць ЦНДІ ОВТ ЗС України. 2021. № 2(81). С. 112–119.

7. Лисенко В. М., Рибальченко А. П. Використання активованих вуглецевих сферичних сорбентів у перспективних зразках фільтруючого захисного одягу. Військово-технічний збірник. 2022. № 26. С. 45–53.

8. GORE® CHEMPAK® Selectively Permeable Fabric Technology. Technical Performance Specification and CBRN Applications. W. L. Gore & Associates, Inc., 2021. 14 p.

УДК 504.064:504.064.2:681.518

Лебьодкін О. І, менеджер

ООО «Хімлаборреактив», м.Київ

Цапко Н. С., канд. техн. наук, доц.;

Варламов Є. М., канд. техн. наук, ст. наук. співр.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

ВЕРИФІКАЦІЯ МЕРЕЖІ ІНДИКАТИВНОГО МОНІТОРИНГУ ENVEA CAIRNET ТА РОЗРАХУНОК ІНДЕКСУ ЯКОСТІ ПОВІТРЯ ЗА НАКАЗОМ МІНЕКОЕНЕРГО № 590: ДОСВІД КРИВОГО РОГУ

Актуальність проблеми

Глобальне поширення автоматизованих індикативних постів моніторингу якості повітря за останнє десятиліття кардинально змінило просторову щільність даних. Якщо традиційна державна мережа референтних станцій у більшості міст нараховує від одного до п'яти постів, то муніципальні мережі на базі оптичних приладів здатні охопити десятки точок вимірювання. В Україні станом на 2025 рік розгорнуто понад 51 пост ENVEA Cairnet, і ця мережа продовжує розширюватися відповідно до муніципальних програм моніторингу. Поява таких масивів даних відкриває принципово нові можливості, але водночас ставить принципове запитання: наскільки можна довіряти цим даним для прийняття регуляторних рішень?

Принципова відмінність між індикативним і референтним вимірюванням полягає у чутливості до зовнішніх умов. Гравіметричний метод з добовим усередненням нечутливий до короткотривалих артефактів; оптичний нефелометр фіксує кожну зміну кожні 15 хвилин і може реагувати на вологість, температурні градієнти, локальне забруднення оптики. Перш ніж покласти дані індикативної мережі в основу Індексу якості повітря (ІЯП), що з 2025 року є обов'язковим відповідно до Наказу Мінекоенерго № 590, необхідно переконатися: чи всі прилади мережі реагують синхронно і фізично послідовно на реальні атмосферні процеси? Чи немає систематичного дрейфу, що спотворив би загальноміський ІЯП?

Верифікація мережі через аналіз просторової когерентності є практично реалізованим і методологічно обґрунтованим підходом. Якщо кілька постів, рознесених на 5–8 км у межах одного міста, одночасно фіксують зростання та

зниження концентрацій PM10 з фізично очікуваними метеорологічними залежностями - мережа відображає реальний стан атмосфери. Якщо один із постів систематично відхиляється - це сигнал технічної проблеми. Метод не потребує референтних гравіметричних вимірювань.

У попередній публікації авторів [1] встановлено, що мережа Cairnet у Кривому Розі коректно відтворює загальноміську динаміку PM10 - на підставі паралельних вимірювань PM10 і TSP протягом 2025 року. Метою цієї роботи є кількісна верифікація просторової когерентності трьох постів мережі за повним річним масивом даних та оцінка придатності мережі для розрахунку ІЯП за вимогами Наказу № 590 [2].

Прилад ENVEA CAIRNET та його мережеві можливості

ENVEA Cairnet - автоматична станція безперервного моніторингу якості атмосферного повітря виробника ENVEA (Франція), описана у роботі [1] як засіб вимірювання PM10 лазерною нефелометрією з кроком 15 хвилин та сертифікатом відповідності типу № UA.TR.001 11-22 Rev.3 (Постанова КМУ № 94 від 13.01.2016 [3]). На відміну від застосування одиночної станції, у цій роботі досліджується мережевий режим: три прилади об'єднані в єдину хмарну інфраструктуру CairCloud із централізованим збором, збереженням та API-доступом до даних у режимі реального часу.

Мережева архітектура забезпечує одночасне вимірювання всіх п'яти параметрів, необхідних для розрахунку ІЯП за Наказом № 590: PM2,5, PM10, NO2, SO2 та O3. Кожен пост передає дані кожні 15 хвилин; CairCloud автоматично агрегує їх, виявляє пропуски та зберігає архів із часовими мітками без можливості редагування, що відповідає вимогам до документування даних моніторингу. Відтворюваність вимірювань ±5%; відповідність стандарту EN 16450 [4] є необхідною умовою для застосування у системі державного моніторингу.

Об'єкт дослідження та масив вимірювань

Дослідження проводилося у Кривому Розі - місті з різноманітними та просторово розподіленими джерелами забруднення атмосферного повітря, що детально охарактеризовані у роботі [1]. Для верифікації мережевого функціонування приладів принципово важливою є географічна рознесеність трьох постів, встановлених у різних функціональних зонах міста (табл. 1). Відстань між постами 5–8 км є достатньою для виявлення як регіонального фону (сигнал однаковий на всіх постах), так і локальних джерел (аномальне зростання на одному з постів).

Таблиця 1 – Характеристика постів мережі ENVEA CAIRNET у Кривому Розі

Ідентифікатор	Пост держмережі	Функціональна зона	Примітка
pan2	ПСЗ № 3	Центральна / житлово-транспортна	Базовий пост у [1]; порівняння з гравіметрією
pan5	ПСЗ № 5	Зона впливу ГЗК	Поблизу гірничо-збагачувального комбінату
pan6	ПСЗ № 6	Захід від центру	Фоновий сектор відносно основних джерел

Усі три прилади вимірювали PM10 безперервно протягом 365 діб 2025 року. Загальний масив: 105 120 рядків даних із роздільністю 15 хвилин. Після виключення інтервалів технічного обслуговування та очевидних артефактів кожен місяць містив щонайменше 90% від теоретично можливої кількості вимірювань. Для аналізу застосовувалося тригодинне ковзне усереднення, що усуває шумові піки без втрати добової динаміки.

Методологія верифікації

Застосовано метод аналізу узгодженості часової динаміки між постами (внутрішня когерентність мережі). На відміну від порівняння з референтними гравіметричними вимірюваннями (метод роботи [1] для оцінки абсолютних значень PM10), цей підхід перевіряє відносну поведінку приладів: чи синхронно три прилади реагують на зміни стану атмосфери? Якщо всі три пости одночасно фіксують зростання або зниження концентрацій PM10 - вони відображають реальні загальноміські процеси, а не артефакти окремих приладів.

Для кількісної оцінки розраховувалися коефіцієнти кореляції Пірсона між парами постів за кожним місяцем 2025 року, а також кореляції між PM10 і метеорологічними параметрами - температурою повітря (T) та відносною вологістю (RH).

Таблиця 2 – Рівні ІЯП та порогові значення PM10 за Наказом Мінекоенерго № 590 від 24.03.2025

Рівень ІЯП	Якісна оцінка	PM10, мкг/м³
1	Добрий	≤20
2	Прийнятний	≤50
3	Помірний	≤80
4	Поганий	≤180
5	Дуже поганий	≤300
6	Небезпечний	>300

Аналіз проводився окремо для опалювального (жовтень–березень) та міжопалювального (квітень–вересень) сезонів, оскільки домінуючі механізми формування концентрацій PM10 у ці сезони принципово різняться. Для оцінки

придатності мережі до розрахунку ІЯП використовувалися порогові значення PM10, встановлені Наказом Мінекоенерго № 590 від 24.03.2025 [2] (табл. 2).

Результати верифікації мережі

Річна динаміка та сезонний контраст. Аналіз помісячних коефіцієнтів кореляції між трьома постами виявив виражений сезонний патерн, стабільний протягом усього 2025 року. В опалювальний сезон (жовтень–березень) кореляція між постами стійко висока: значення r не опускалися нижче 0,80 у жодному з шести місяців. У міжопалювальний сезон (квітень–вересень) кореляція закономірно знижувалася, зберігаючись на рівні статистичної значущості. Цей патерн відтворювався незалежно від пари постів (pan2–pan5, pan2–pan6 або pan5–pan6), що виключає систематичну проблему з будь-яким окремим приладом.

Зимовий сезон (грудень). Коефіцієнти кореляції між постами у грудні становили r = 0,88–0,93. Фізична причина: взимку домінує регіональний фоновий аерозоль - продукти спалення опалювальних систем, що накопичуються в умовах температурних інверсій і охоплюють усе місто одночасно. Гострі епізоди зростання PM10 (125–175 мкг/м³) фіксувалися на всіх постах із часовою відмінністю не більше 30 хвилин, що підтверджує одночасне охоплення міста єдиним сигналом. Кореляція PM10 з температурою взимку (r = −0,21…−0,36) фізично очікувана: зниження температури - інверсія - накопичення PM10. Ця залежність однаково виражена на всіх трьох постах.

Вплив відносної вологості взимку (r = 0,36–0,45, грудень): при зростанні вологості гігроскопічні частинки поглинають воду і збільшуються у розмірі - оптичний сигнал нефелометра зростає. Ця поведінка однаково проявляється на всіх постах, що виключає систематичний інструментальний дрейф. Відсутність будь-якого місяця з від'ємною або близькою до нуля кореляцією між постами протягом усього 2025 року є вагомим свідченням стабільної роботи мережі.

Літній сезон (серпень). Коефіцієнти кореляції між постами у серпні - r = 0,40–0,69. Абсолютні рівні між постами суттєво відрізнялися: pan5 (зона ГЗК) стабільно показував концентрації на 40–60% вищі у пікові моменти. Просторова відмінність є фізично обґрунтованою: влітку домінують локальні джерела - кар'єри, відкриті склади, ресуспензія дорожнього пилу в спекотну суху погоду. Всі три пости синхронно слідують добовому термічному циклу (вдень - конвекція, вночі - накопичення), що підтверджує коректність приладів. Прилади відображають реальну просторову неоднорідність поля концентрацій PM10, а не артефакти вимірювань. (табл. 3)

Таблиця 3 – Зведені результати верифікації мережі ENVEA CAIRNET у Кривому Розі (2025 р.)

Сезон / місяць	r між постами	r (PM10, T)	r (PM10, RH)
Зима (грудень–лютий)	0,88–0,93	−0,21…−0,36	0,36–0,45
Літо (червень–серпень)	0,40–0,69	не визначено	—

Застосування для розрахунку індексу якості повітря

Наказ Мінекоенерго № 590 від 24.03.2025 визначає чотирнадцять конкретних вимог до системи інформування населення про якість повітря: відображення ІЯП на цифровій карті з кольоровим кодуванням за шістьма рівнями, надання поточних концентрацій усіх п'яти нормативних параметрів, динамічних часових рядів, а також текстових рекомендацій для загального населення та чутливих груп (діти, особи похилого віку, люди із серцево-судинними та респіраторними захворюваннями). Верифікована мережа ENVEA Cairnet охоплює всі п'ять параметрів ІЯП одночасно, що робить її технічно оптимальним рішенням для реалізації вимог Наказу.

Підтверджена верифікацією просторова когерентність мережі свідчить, що прилади коректно відображають реальні атмосферні процеси і не мають систематичного дрейфу. Просторові відмінності між постами влітку є реальним фізичним явищем - неоднорідністю поля концентрацій PM10 у промисловому місті. Наказ № 590 вимагає розраховувати ІЯП для кожного посту окремо; ці відмінності, таким чином, є цінною інформацією про просторовий розподіл якості повітря, а не перешкодою для застосування мережі.

Архітектура платформи реалізує повний цикл: безперервне надходження вимірювань через CairCloud API → автоматичний розрахунок субіндексів за п'ятьма параметрами та визначення ІЯП як максимуму з п'яти → публічне відображення на карті у режимі реального часу з оновленням кожні 15 хвилин і рекомендаціями для чутливих груп. Архів усіх значень з часовими мітками зберігається без змін, що забезпечує можливість незалежної верифікації контролюючими органами відповідно до вимог Наказу.

Висновки

1. Прилад ENVEA Cairnet має чинний сертифікат відповідності типу № UA.TR.001 11-22 Rev.3 (Постанова КМУ № 94 від 13.01.2016). На відміну від роботи [1], де досліджувалося одиночне застосування приладу, у цій роботі верифіковано мережевий режим: три пости у різних функціональних зонах Кривого Рогу, 105 120 вимірювань за повний 2025 рік.

2. Взимку (грудень–лютий) просторова когерентність мережі висока: r = 0,88–0,93 у грудні. Регіональний фоновий аерозоль формує єдиний загальноміський сигнал, однаково зафіксований усіма трьома приладами. Метеорологічні залежності PM10 від температури та відносної вологості ідентичні на всіх постах - систематичного інструментального дрейфу не виявлено.

3. Влітку (червень–серпень) когерентність нижча (r = 0,40–0,69), але фізично обгрунтована просторовою неоднорідністю локальних джерел (кар'єри, відкриті майданчики, дорожній пил). Відсутність жодного місяця з від'ємною кореляцією між постами протягом 2025 року підтверджує стабільну роботу мережі.

4. Мережа ENVEA Cairnet охоплює всі п'ять параметрів ІЯП відповідно до Наказу Мінекоенерго № 590 від 24.03.2025 [2]. Підтверджена просторова когерентність і відсутність систематичного дрейфу роблять мережу придатною для автоматизованого розрахунку і публічного відображення ІЯП у режимі реального часу.

5. Методологія верифікації через аналіз внутрішньої когерентності є відтворюваною і не потребує референтних гравіметричних вимірювань. Вона може бути застосована до будь-якого міста України з мережею індикативних постів у три і більше одиниці.

Література

1. Лебьодкін Є. О. та ін. Підвищення достовірності індикативного моніторингу PM10 на основі синхронних вимірювань PM10/TSP і методу Random Forest: досвід Кривого Рогу // Збірник матеріалів XXI Міжнар. наук.-практ. конф. «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення». - Харків: УКРНДІЕП, 2026.

2. Наказ Мінекоенерго № 590 від 24.03.2025 «Про затвердження Порядку інформування населення про якість повітря за основними показниками з використанням індексу якості повітря в Україні».

3. Постанова КМУ № 94 від 13.01.2016. Про затвердження Технічного регламенту законодавчо регульованих засобів вимірювальної техніки.

4. EN 16450:2017. Ambient air - Automated measuring systems for the measurement of the concentration of particulate matter (PM10; PM2,5).

УДК 504.064:504.064.2:620.9

Лебьодкін Є. О., аспірант;

Цапко Н. С., канд. техн. наук, доц.;

Варламов Е. М., канд. техн. наук, ст. наук. співр.;

Палагута О. А., канд. техн. наук

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

Скакальський О. М., начальник управління екології

Криворізька міська рада, м. Кривий Ріг, Україна

ПІДВИЩЕННЯ ДОСТОВІРНОСТІ ІНДИКАТИВНОГО МОНІТОРИНГУ PM_{10} НА ОСНОВІ СИНХРОННИХ ВИМІРЮВАНЬ PM_{10}/TSP І МЕТОДУ RANDOM FOREST: ДОСВІД ПРОМИСЛОВО-ГІРНИЧОДОБУВНОГО МІСТА КРИВИЙ РІГ

Актуальність проблеми

Якість атмосферного повітря є одним із ключових індикаторів екологічної безпеки держави. За даними Всесвітньої організації охорони здоров'я, у 2019 році забруднення атмосферного повітря спричинило 4,2 мільйона передчасних смертей у світі, і основним чинником цього ризику є дрібнодисперсні частинки фракції PM_{10} та $PM_{2.5}$, здатні глибоко проникати в органи дихання.

Нормативно-правова база України у цій сфері активно розвивається. Постанова КМУ № 827 від 2019 року (оновлена 2024-го) визначає PM_{10} та $PM_{2.5}$ як обов'язкові показники державного моніторингу. Наказ Міндовкілля № 590 (2025) запроваджує індекс якості повітря саме на базі цих фракцій. Директива ЄС 2008/50/ЄС встановлює для PM_{10} добовий норматив 50 мкг/м³ та річний 40 мкг/м³; нова Директива 2024/2881 з 2030 року посилює вимоги до 45/20 мкг/м³.

Водночас практичне впровадження цих норм стикається з об'єктивними труднощами. Більшість постів гідрометеорологічної мережі (162 пости у 53 містах) традиційно вимірюють загальні завислі речовини (TSP) гравіметричним методом, тоді як нові індикативні автоматизовані станції вимірюють PM_{10} оптичним методом і розгортаються прискореними темпами. Проблема полягає в тому, що ці два методи дають принципово різні результати, а коефіцієнт перерахунку PM_{10}/TSP не є константою - він залежить від типу джерел, сезону та локального аерозольного складу. Дослідження цього співвідношення та розробка програмно-алгоритмічного методу

корекції індикативного PM_{10} на основі референтних даних TSP і є предметом цієї роботи.

Стан питання в Україні: Дані вітчизняних досліджень

На сьогодні вітчизняна наукова база у сфері вимірювання PM_{10} та $PM_{2.5}$ поступово формується. Важливим внеском є дисертаційне дослідження Маремухи Тетяни Петрівни “Гігієнічна оцінка забруднення атмосферного повітря теплоенергетичними об’єктами” (ДУ “Інститут громадського здоров’я ім. О. М. Марзєєва НАМН України”, Київ, 2021). У роботі паралельно аналізувалися пил НДЗС, PM_{10} та $PM_{2.5}$ у зоні впливу Трипільської ТЕС та на спостережному пості в Києві.

За даними цього дослідження, медіанні концентрації у міжопалювальний період (квітень–липень) становили: пил НДЗС - 0,452 мг/м³ (452 мкг/м³), PM_{10} - 16,0 мкг/м³; в опалювальний (жовтень–листопад) - 0,576 мг/м³ (576 мкг/м³) та 28,0 мкг/м³ відповідно. Розрахунок за цими даними наведено в таблиці 1.

Таблиця 1 – Співвідношення PM_{10}/TSP у теплий та холодний періоди

Сезон	**PM_{10}, мкг/м³**	**TSP (НДЗС), мкг/м³**	**PM_{10}/TSP**
Теплий (міжопалювальний)	16,0	452	0,035
Холодний (опалювальний)	28,0	576	0,049

Отримані значення PM_{10}/TSP (0,035–0,049) відображають специфіку теплоенергетичного аерозолю в зоні впливу ТЕС і демонструють сезонну мінливість цього показника. Різниця між сезонами майже у 1,4 рази підтверджує, що характер аерозолю принципово змінюється залежно від пори року. Водночас ці коефіцієнти не можуть бути перенесені на умови Кривого Рогу через принципово іншу структуру викидів - і саме це обумовлює необхідність власного локального дослідження.

У тій самій роботі Маремухи Т. П. встановлено, що співвідношення $PM_{2.5}$/PM_{10} становить 0,65 у річному вимірі, змінюючись від 0,56 у міжопалювальний сезон до 0,75 - в опалювальний. При цьому застосування єдиного річного коефіцієнта замість сезонних знижувало збіжність розрахункових і виміряних концентрацій $PM_{2.5}$ до 51–59%, тоді як сезонні коефіцієнти підвищували її до 76%. Ці результати є важливим вітчизняним підтвердженням принципу сезонної диференціації коефіцієнтів перерахунку.

Об’єкт дослідження - місто Кривий Ріг

Для власного дослідження обрано Кривий Ріг - найдовше місто Європи (понад

126 км), розташоване у центрі Криворізького залізорудного басейну. Місто характеризується поєднанням потужного гірничодобувного та металургійного комплексів. Лише у першому кварталі 2021 року шість підприємств провели 46 вибухів у відкритих кар'єрах із сумарним викидом пилу 575 тонн. Населення міста - понад 550 тисяч осіб.

Аерозольне середовище Кривого Рогу принципово відрізняється від типового міського. Тут переважає грубодисперсний мінеральний пил гірничих розробок, що суттєво впливає на співвідношення фракцій. Саме ця специфіка робить місто унікальним полігоном для дослідження достовірності індикативного моніторингу PM_{10}.

Методологія дослідження

Просторово суміщені синхронні вимірювання. В основу дослідження покладено метод просторово суміщених синхронних вимірювань: одночасна реєстрація концентрацій PM_{10} та TSP на двох близьких пунктах спостережень. Основна пара - державний пост ПСЗ № 3 та індикативна станція pan2 (ENVEA Cairnet), відстань 443 метри. Для контрольної перевірки використовувалася допоміжна пара ПСЗ № 7 та pan5 (відстань 835 м).

Технічні системи вимірювання. Референтна система - гравіметричний відбір проб ТЗА "Тайфун" (ДСТУ, висота 1,7 м, двічі на добу - о 07:00 та 19:00). Індикативна система - французький прилад ENVEA Cairnet на основі лазерної нефелометрії (висота ~4,0 м, крок 15 хвилин, вимірює одночасно PM_{10}, $PM_{2.5}$, PM_1 та метеопараметри). Прилад внесено до Державного реєстру типів засобів вимірювальної техніки України - сертифікат перевірки типу № UA.TR.001 11-22 Rev.3, виданий відповідно до Постанови КМУ № 94 від 13.01.2016 "Технічний регламент законодавчо регульованих засобів вимірювальної техніки". Метрологічна повірка - щорічна. Міжнародна сертифікація TÜV (відповідність EN 15267).

База даних. Вимірювання проводилися упродовж повного 2025 календарного року (365 діб). Загальний обсяг: 105 120 рядків Cairnet та 1 197 гравіметричних вимірювань ТЗА. Після синхронізації та контролю якості сформовано основну аналітичну вибірку з 518 синхронних пар TSP–PM_{10}. Це достатній обсяг для побудови статистичних і машинно-навчальних моделей. Весь код обробки даних розміщено у відкритому репозиторії GitHub.

Результати вимірювань 2025 року

Сезонна динаміка PM_{10} і TSP. Аналіз 29 042 валідних 15-хвилинних вимірювань PM_{10} (сенсор pan2) виявив виразну сезонну картину. Середньорічне значення становить 26,1 мкг/м³. Пікові концентрації зафіксовано у зимово-весняний період:

лютий - 63,0 мкг/м³, січень - 42,5 мкг/м³, що перевищує добовий норматив ЄС (50 мкг/м³). Максимальне одиничне значення (лютий) пов'язане з умовами температурної інверсії та штилю. Влітку PM_{10} знижується до 12–14 мкг/м³.

Гравіметричні вимірювання TSP демонструють протилежну сезонну тенденцію. Максимум TSP - у літню посуху: липень 356 мкг/м³, серпень 306 мкг/м³ (сумарні опади за червень–серпень 2025 року склали лише 62% від норми, що спричинило інтенсивну ресуспензію промислового та дорожнього пилу). Взимку TSP помірний: грудень - 120 мкг/м³, січень - 161 мкг/м³.

Таблиця 2 - Сезонна динаміка PM_{10} і TSP за результатами вимірювань 2025 року

Сезон	Місяці	К-сть пар	Сер. TSP, мкг/м³	Сер. PM_{10}, мкг/м³	Сер. RH, %
Зима	Груд.–лют.	131	178,6	50,8	79
Весна	Бер.–трав.	156	217,9	24,6	59
Літо	Черв.–серп.	156	332,0	14,3	47
Осінь	Вер.–лист.	75	194,7	16,8	59

Таблиця 2 наочно демонструє ключову закономірність: PM_{10} і TSP рухаються у протилежних напрямках. Взимку висока частка дрібних частинок (PM_{10}/TSP ≈ 0,28), влітку - мінімальна (PM_{10}/TSP ≈ 0,04), оскільки домінує грубодисперсний пил ресуспензії. Сезонна амплітуда коефіцієнта перевищує 7 разів, що унеможливлює застосування будь-якого єдиного коефіцієнта перерахунку TSP→PM_{10}.

Узгодженість показань мережі індикативних станцій. Перехресний аналіз трьох сенсорів Cairnet (pan2, pan5, pan6) підтвердив їх взаємну узгодженість. Річні середні PM_{10}: 26,1 / 19,9 / 26,7 мкг/м³ відповідно. Відношення між постами стабільне протягом року (0,89–1,33), що свідчить про відсутність систематичного дрейфу між приладами. Різниця в абсолютних рівнях між постами відображає реальну просторову неоднорідність: pan2 - зона вуличного транспорту, pan5 - рекреаційна зона. Система в цілому коректно відтворює загальноміську динаміку забруднення, з вищою міжпостовою узгодженістю взимку (r = 0,74–0,80) та нижчою - влітку, коли зростає роль локальних джерел.

Коефіцієнт PM_{10}/TSP: чому немає єдиної відповіді

Результати дослідження підтверджують те, що відомо зі світової літератури: коефіцієнт PM_{10}/TSP - це не технічна константа, а динамічна характеристика аерозолю конкретної точки та конкретного сезону. У міжнародних дослідженнях його діапазон становить 0,32–0,91 (Канада, Швейцарія, Іран, Румунія). Для Кривого Рогу зафіксовано ще ширший діапазон сезонної мінливості, обумовлений специфікою гірничодобувного

аерозолю.

Це має пряме практичне значення: якщо при розрахунку PM_{10} за даними TSP застосувати «середній» коефіцієнт, отримані значення будуть систематично хибними - завищеними в один сезон і заниженими в інший. Єдиним науково коректним підходом є локальне визначення сезонних коефіцієнтів на основі синхронних вимірювань. Це і реалізовано у цьому дослідженні.

Програмно-алгоритмічний метод корекції

На базі сформованої вибірки розроблено програмно-алгоритмічний метод корекції індикативних вимірювань PM_{10} з використанням алгоритму машинного навчання Random Forest. Модель враховує: показання оптичного сенсора (PM_{10}), дані гравіметрії (TSP), відносну вологість, температуру, швидкість і напрям вітру, а також сезонні ознаки. Окремі моделі будуються для опалювального та міжопалювального сезонів.

Застосування моделі в умовах Кривого Рогу забезпечило коефіцієнт детермінації $R^2 = 0,70$ у зимовий сезон та $R^2 = 0,83$ - у літній. Вищий показник влітку пояснюється більш стабільним і однорідним характером аерозолю у теплий період, тоді як взимку на точність моделі впливає висока варіабельність вологості та джерел викидів. Обидва значення відповідають рівню якості, прийнятому в міжнародній практиці для машинно-навчальних корекційних моделей ($R^2 = 0,73–0,93$), і дозволяють знизити невизначеність вимірювань до рівня, порівнянного з референтними станціями (ціль якості ≤25% за Постановою КМУ № 827), без заміни обладнання.

Практичне значення та перспективи

Розроблений підхід відкриває кілька важливих практичних напрямів для системи екологічного моніторингу України.

*Підвищення якості оперативних даних***.** Будь-яка громада, де поруч із постом гідрометмережі функціонує індикативна станція, може отримати значно достовірніші дані PM_{10} без придбання дорогого референтного обладнання.

Ретроспективний аналіз. Десятиліття накопичених рядів TSP можуть бути перераховані у PM_{10} із врахуванням локальних сезонних коефіцієнтів і увійти до аналізу довгострокових трендів якості повітря.

Масштабованість. Методологія є повністю відтворюваною для будь-якого міста з аналогічним оснащенням. Код розміщено у відкритому доступі.

Основа для подальших досліджень. Отримана база даних є фундаментом для просторового моделювання розподілу PM_{10} в умовах гірничодобувної агломерації.

Висновки

1. В умовах промислово-гірничодобувного міста коефіцієнт PM_{10}/TSP є динамічною характеристикою аерозолю, що суттєво змінюється між сезонами. Застосування єдиного коефіцієнта перерахунку є методично необґрунтованим.

2. Вперше в Україні для умов металургійно-гірничодобувного міста сформовано систематичний масив паралельних вимірювань PM_{10} та TSP тривалістю повний календарний рік (518 синхронних пар).

3. Мережа індикативних станцій Cairnet коректно відтворює загальноміську часову динаміку PM_{10} та не має систематичного дрейфу між приладами. Для підвищення метрологічної якості абсолютних значень застосовується метеорологічна корекція.

4. Програмно-алгоритмічна модель корекції на основі Random Forest забезпечила R^2 = 0,70 (зимовий сезон) та R^2 = 0,83 (літній сезон), що дозволяє привести дані індикативних станцій у відповідність до цілей якості Постанови КМУ № 827 без заміни обладнання.

5. Підвищення достовірності індикативного моніторингу PM_{10} шляхом програмно-алгоритмічної корекції на основі синхронних вимірювань TSP є практично реалізованим рішенням для промислових міст України, де традиційна гравіметрична мережа може слугувати референтною базою для калібрування оптичних станцій.

Література

1. Постанова КМУ № 827 від 14.08.2019 (ред. 2024). Порядок здійснення державного моніторингу в галузі охорони атмосферного повітря.

2. Директива 2008/50/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 21.05.2008 про якість атмосферного повітря та чистіше повітря для Європи.

3. Директива (ЄС) 2024/2881 Європейського Парламенту та Ради від 23.10.2024 щодо якості атмосферного повітря.

4. Наказ Міндовкілля № 590 від 16.09.2025. Порядок визначення індексу якості атмосферного повітря.

5. WHO Global Air Quality Guidelines. Geneva: World Health Organization, 2021.

6. EN 12341:2023. Ambient air - Standard gravimetric measurement method for the determination of the PM10 or PM2.5 mass concentration.

7. Постанова КМУ № 94 від 13.01.2016. Про затвердження Технічного регламенту законодавчо регульованих засобів вимірювальної техніки.

8. Маремуха Т. П. Гігієнічна оцінка забруднення атмосферного повітря теплоенергетичними об’єктами: дис. ... канд. мед. наук. Київ: ДУ “Інститут громадського

здоров’я ім. О. М. Марзєєва НАМН України”, 2021.
9. Петросян А. А., Маремуха Т. П., Моргульова В. В. Удосконалення та організація автоматизованої системи моніторингу за якістю атмосферного повітря в Україні // Молодий вчений. 2020. № 8 (84). С. 97–102.
10. Milovanovic B. et al. Machine learning approach for PM10 correction of optical sensor data // Atmospheric Measurement Techniques. 2022.
11. Zamora M. L. et al. Field performance of low-cost sensors under different atmospheric conditions // Atmospheric Measurement Techniques. 2020.
12. Brook J. R. et al. PM10/TSP ratios across Canadian urban monitoring network // NAPS Report. 2004.
13. EEA. Air quality in Europe 2023 report. Copenhagen: European Environment Agency, 2023.
14. ДСТУ ISO/IEC 17025:2019. Загальні вимоги до компетентності випробувальних та калібрувальних лабораторій.

УДК 379.852

Лисов Б. В.[1];

Нещерет І М. [2], канд. філос. наук;

Мовчан Ю. О. [1]

[1]Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна
[2]Громадська організація Харківський фонд психологічних досліджень. м. Харків, Україна

ЕКОЛОГО-СОЦІАЛЬНА ТЕМАТИКА У ХАРКІВСЬКИХ ВИСТАВКОВИХ АРТ-ПРОЄКТАХ НА ПОЧАТКУ XXI СТОЛІТТЯ

На початку XXI століття самим значним виставковим арт-проєктом, присвяченим тематиці захисту довкілля у Харкові була міжнародна трієнале «Четвертий блок». Ця спеціалізована виставка, присвячена екологічному плакату проводилася раз у три роки на різних виставкових майданчиках нашого міста у 2000, 2003, 2006, 2009 роках. Метою цього виставкового арт-проєкту було «…об'єднати соціальну й екологічну проблематику, візуальні інновації та новітні тенденції в міжнародному плакатному дизайні, демонструючи в кожній новій експозиції свіже плакатне мистецтво з усього світу, що має екологічне спрямування, конотацію та вплив» [1].

Слід зазначити, що частка авторів цієї статті брала участь у деяких зі згаданих нижче еколого-соціальних виставкових арт-проєктах. Вони намагалися підняти прапор захисту довкілля через незвичайні мистецькі прояви, організуючи арт-преформенси у Харкові того часу або відвідуючи виставки та осмислюючи побачені роботи, які містили екологічну проблематику. Так, у програмі виставки-конкурсу «Дзеркальний струмінь» у 2002 році серед інших творів демонструвалися експонати, які, на нашу думку, можна віднести до концептуального еко-мистецтва. Це «Wash down!» by Mykolai Sokolov (Миколай Соколов), який було визнано самим дотепним об'єктом на конкурсі та «Devoted to our courtyard» Артема Левітіна (Artyem Levitin) [2]. Ці арт-об'єкти показували авторські рефлексії на кепський стан систем водовідведення та каналізації у сучасному місті, демонстрували концепт забрудненого навколишнього й житлового середовища. Також ці роботи натякали глядачеві на необхідність очищення навколишнього середовища та його піддержання у належному, безпечному стані.

Того ж 2002 року Харківською міською художньою галереєю та її партнерами проводився мистецький фестиваль «Шиворот на ви», де було презентовано виставковий арт-проєкт «Галерея «Лісопарк». Головною ідеєю цього арт-проєкту було

експонування художніх робіт без посередньо у еко-середовищі, а назви виставок «Зима=Літо» та «Зими не буде» містили у собі рефлексії на теми зміни клімату та глобального потепління. Глядачам запам'яталися світлини Олександра Куценко, на яких був зображений забруднюючий природу кросовий чобіт, що увесь поріс мохом. Цей «сумісно створений» промисловістю, людиною та еко-середовищем об'єкт символізував антропогенне навантаження на природу та показував її відповідь на забруднення.

У 2003 році у Харківській міській художній галереї відбулася виставка-конкурс «Образи людського спілкування» (Images of Human Communication), присвячена до Всесвітнього дня філософії. Приз глядацьких симпатій від компанії Мінолта Україна отримала світлина Вахтанга Кобаладзе. На ній зображено дівчину, яка дивиться на глядача через багатокольорове осіннє кленове листя, що символізує прекрасне та чисте довкілля [3]. (рис. 1)



Рисунок 1 – Глядачка виставки фотографує світлину-переможницю конкурсу. Кадр з архіву виставкового арт-проєкту «Образи людського спілкування».

Спробою привернути увагу до проблеми накопичення у атмосфері парникових газів було присвячено один з візуальних творів Олексія Сергієнко (1971-2022) (рис. 2). Його «Палаючий холодильник» - є своєрідним еко-рімейком «Пилаючого жирафа» Сальвадора Далі було представлено у середині 2000-них років на приватному арт-майданчику, про який йшлося у статті (4).



Рисунок 2 – Олексій Сергієнко. «Палаючий холодильник».

Привертає увагу до проблеми поводження з побутовими відходами світлина одного з авторів цієї статті «Корова, яка їсть сміття», (рис. 3), що увійшла до авторської альбому «Факти антропогенного навантаження».



Рисунок 3 – Ігор Нещерет. «Корова, яка їсть сміття».

Його ж світлина «Жінка розмовляє з дельфіном» з альбому «Один на один з еко-середовищем» показувалася онлайн на Міжнародному арт-фестивалі «Sony World Photography Award-2009». Також його фото, які містили екологічну складову, демонструвалися у програмі міжнародного мандрівного виставкового проєкту «Взаємодії» Кафедри ЮНЕСКО «Філософія людського спілкування» (Харків-Запроріжжя-Дрезден-Коіромонте-Сінт-Трюден-Дрезден-Харків) (5). На першому етапі виставкового проєкту сорок фотографій з психології, філософії та екології людського спілкування було показано у Харківській міській художній галереї та у галереї сучасного мистецтва у місті Запоріжжя. Виставкою у WIR AG Dresden (Німеччина) було відкрито другий, закордонний етап, який було присвячено до Всесвітнього дня охорони довкілля - 2010, що відзначається 5 червня. Потім виставка експонувалася на фестивалях «World Peace Festival» та «Spirit of Woodstock Festival» у місті Коіромонте-Мірапурі (Італія) Coiromonte-Mirapuri (Italy). Темою «World Peace Festival» була «Щасливе майбутнє та зміна клімату» (6). Потім виставка демонструвалася у еко-поселенні «Kasteel Nieuwenhoven - Замок Нівенховен» (Бельгія). Глядачами цих виставок харківського фотомитця були європейські та американські еко-активісти, шанувальники фото, небайдужа молодь.

Заключну частину виставкового проєкту було відкрито у Kultur Aktiv Dresden у березні 2011 року, а закінчено у харківській галереї «Артінформ»і у липні 2011 року. Представлена нижче фотографія з цього мандрівного виставкового арт-проєкту є вдалою візуальною метафорою важливості природоохоронної діяльності. Вона

закликає сучасну людину прислухатися до меседжів навколишнього середовища та дбайливо ставитися до природи. (рис. 4)



Рисунок 4 – Ігор Нещерет. «Друїд прислухається до природи».

Після закінчення війни ми вважаємо за доцільне продовження традиції стаціонарних і мандруючих виставок, які розкривають актуальні екологічні теми. Також край необхідно привертати увагу міжнародної спільноті та суспільства до того, яку грандіозну шкоду несуть довкіллю України бойові дії. Ми запрошуємо заінтересовані міжнародні організації та інституції країн Європейського союзу підтримати виставкові арт-проєкти з екологічної тематики за участю українських митців.

Література

1. Офіційний сайт Національної Академії мистецтв України : [Електронний ресурс] – Режим доступу:https://academyart.org.ua/news/khii-mizhnarodna-triienale-eko-plakata-4blok-kharkiv-2024

2. Mirror Stream. Exhibition-contest. Kharkiv: Vlada-Promtex, 2002. P. 9; 26.

3. Philosophy of Language: Within the Boundaries and Beyond. International Monograph Series. ‘Philosophy of Human Communication’ UNESCO Chair’s Library. Volume 5. Kharkiv: Konstanta, 2004. P. 6; 10.

4. Дмитрієва О. О., Нещерет І. М., Лисов Б. В., Мєльник Л. В. Іноваційний підхід до локальних рекреаційно-мандрівних практик. / XXI міжнродна науково-практична конференція «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення.» Харків, УКРНДІЕП - Збірник наукових статей. 25-26 вересня 2025 р. С. 228-230.

5. Лисов Б. В., Нещерет І. М., Мовчан Ю. О. Виставковий екотуризм у контексті сучасного філософського мандрівництва. / XX міжнародна науково-практична конференція «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення.» Харків, УКРНДІЕП - Збірник наукових статей. 19-20 вересня 2024 р. С. 275-277.

6. Mirapuri World Peace Festival. Happy Future & Climate Change. 09.07.2010 – 11.07.2010. Program of festival. P.2.

УДК 551.583: 551.584.2

Мельник С. В., канд. техн. наук.;
Карамушко А. В., канд. техн. наук
Національний університет «Одеська політехніка», м. Одеса, Україна

ОЦІНКА ЧИННИКІВ МІНЛИВОСТІ КЛІМАТУ МІСЬКИХ ТЕРИТОРІЙ НА ПРИКЛАДІ МІСТА ОДЕСА

В сучасних умовах зміни клімату у взаємодії з інтенсивною урбанізацією представляють надзвичайні загрози для глобальної стійкості та добробуту людей [1]. Урбанізація посилює прояви глобального потепління через трансформацію землекористування, індустріалізацію, інтенсивне енергоспоживання, використання викопного палива, вирубку лісів і розвиток міської інфраструктури. Урбаністичні процеси формують у містах унікальні кліматичні режими, які відрізняються від навколишніх районів (природних або сільськогосподарських), а самі міські території дедалі частіше стають осередками екстремальних погодних явищ і підвищених температур. Велика щільність забудови, асфальтовані поверхні та дефіцит зелених зон призводять до посилення ефекту теплового острова [2], що негативно впливає на комфорт і здоров’я мешканців. Паралельно із зростанням кількості опадів і їхньою інтенсивністю підвищується ймовірність локальних повеней, а зміни інтенсивності сонячної радіації впливають на енергетичний баланс будівель та ефективність сонячних електростанцій [3, 4].

Клімат формується під впливом пов'язаних між собою чинників, які в кожному конкретному регіоні України мають свої особливості. Насамперед, це – сонячна радіація, циркуляція атмосфери та опади. Взаємодія цих чинників, їх інтенсивність і особливості впливу характеризуються певною територіальною індивідуальністю. На думку автора [5] клімат на території України внаслідок глобального потепління стане різко змінюватися, особливо в південних регіонах [6, 7]. Тож, сталий соціально-економічний розвиток країни вимагає прогнозування як стану кліматичної системи в цілому, так й динамічних змін кліматичних ресурсів.

Дослідження динаміки місячної кількості опадів у південних районах України протягом XX століття продемонстрували просторово-часове розподілення річної кількості опадів теплого і холодного періодів на основі співставлення багаторічної кількості опадів, що розраховані за різні періоди осереднення. Дослідження авторів [8] показали, що зміни просторово-часового розподілу температури й опадів в Одесі

мають тенденцію до підвищення вологості в зимові місяці, особливо у грудні й січні, а також зменшення кількості опадів у лютому. Липень залишається найвологішим місяцем року. Аналіз статистичної структури (тренди та періодичні складові) отриманих часових рядів дозволив спрогнозувати майбутні тенденції в досліджуваних полях до 2025–2030 рр. на всій території півдня України [9, 10]. Так, у грудні та лютому місячна кількість опадів буде зменшуватися, порівняно з початком XXI століття, а у січні кількість опадів слід очікувати в межах багаторічних значень (15–45 мм).

В представлених дослідженнях акцент зроблено переважно на аналізі опадів, тоді як динаміка сонячної радіації, температури, вітру та їх вплив на мікроклімат Одеси досліджені недостатньо. В цілому, як свідчать наведені дані, вкрай актуальним є дослідження природних факторів урбанізованих територій, які впливають на формування показників клімату.

Оцінка мінливості клімату міських територій визначається змінами хронологічних рядів температури, опадів, сонячної радіації та максимальної швидкості вітру, що дає змогу виявляти довгострокові тренди, точки розриву та приховані залежності між метеорологічними змінними. Одним із поширених методів є тест Манна-Кендалла, що ефективно виявляє тренди у кліматичних даних [11,12]. Однак, використання сирих даних з мережі метеостанцій Укргідрометцентру або міської мережі моніторингу клімату стикається з низкою методологічних викликів. Наявна практика часто обмежується аналізом одного показника, без урахування взаємодії чинників та нелінійних ефектів. Поєднання розрізнених часових даних із різною періодичністю (годинною, добовою, місячною) та очищення від шуму дозволить будувати прогностичні моделі для оцінки екстремальних подій та надавати більш точні прогнози і рекомендації для міського планування.

Мета роботи – провести аналіз змін кліматичних параметрів міського середовища шляхом статистичної обробки хронологічних рядів температури, кількості опадів, швидкості вітру і потужності сонячної радіації на прикладі м. Одеса.

Для формування рядів спостережень використовувались архівні данні [13] та данні метеостанції DavisVantage Pro2, яка встановлена на даху головного учбового корпусу Національного університету «Одеська політехніка» кафедрою екологічної безпеки та гідравліки з 2012 р.

Дослідження рядів кліматичних величин для надійності проводилися за допомогою не параметричних методів [11, 12, 14, 15].

В якості непараметричного методу визначення статистично значущих трендів використаний тест Мана-Кендала який широко застосовується для обробки

метеорологічних і гідрологічних рядів [11, 12, 14, 15]. Для оцінки значущості тренду розрахована статистика методом, викладеним в роботі [15].

Тренди середньорічних температур. Для аналізу температурних змін були використані дані середньорічної температури у м. Одеса за 1820–2024 рр. [13] Хронологічний ряд наведений на рис. 1.

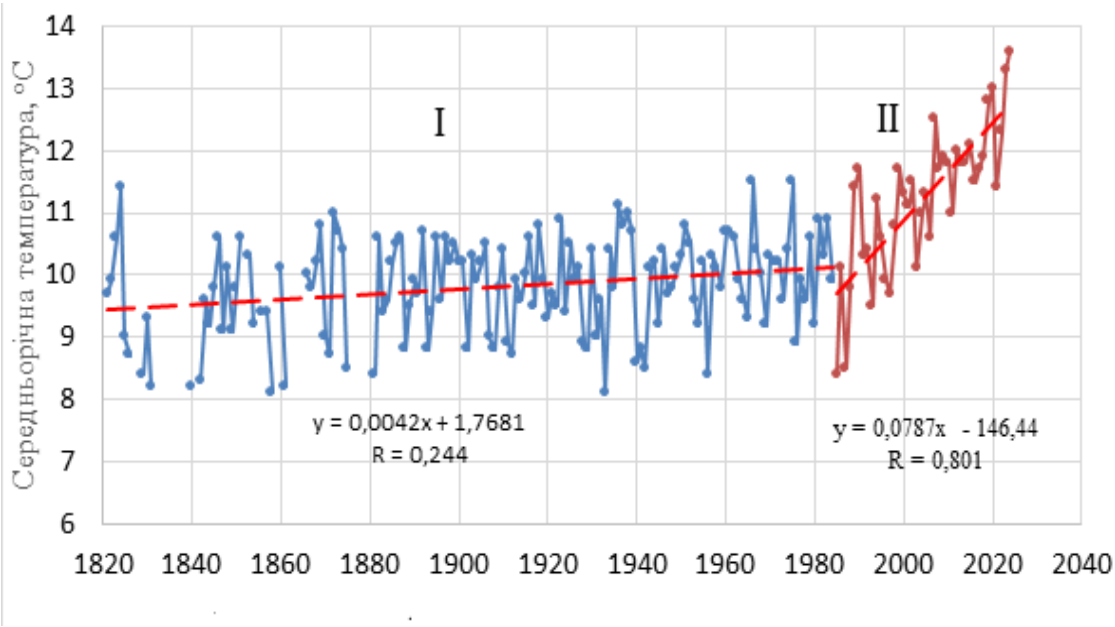


Рисунок 1 – Хронологічний ряд середньостатистичних температур в м. Одеса

Для кращого виявлення змін хронологічний ряд середньорічних температур розділений на два періода: I – до 1984 р.; II – 1985–2024 рр. Для визначення статистичної значущості змін середньорічних температур і температур по окремих місяцях значення тесту Мана-Кендалла розраховані окремо для періоду I та II після чого визначено ймовірність P (%). Якщо величина від'ємна, то лінія тренду знижується. На рівні значущості (α = 0,05) тренд статистично значущий, коли ймовірності більше 95,0 %. Розраховані значення для періоду I наведені в табл. 1.

Таблиця 1 – Ймовірність значущості тренду за тестом Мана-Кендалла для змін температури в м. Одеса за 1820–1984 рр.

Ймовірність	Січень	Лютий	Березень	Квітень	Травень	Червень	Липень	Серпень	Вересень	Жовтень	Листопад	Грудень	Рік
P, %	83,1	78,5	6,3	79,5	-89,3	-24,0	**-99,4***	-74,1	25,1	-70,1	**95,2***	**95,8***	60,4

**) Статистично значущі значення виділені жирним шрифтом*

Результати розрахунків для періоду II (1985–2024 рр.) представлені в табл. 2.

Таблиця 2 – Ймовірність значущості тренду за тестом Мана-Кендалла для змін температури в м. Одеса за 1985–2024 рр.

Ймовірність	Січень	Лютий	Березень	Квітень	Травень	Червень	Липень	Серпень	Вересень	Жовтень	Листопад	Грудень	Рік
P, %	**95,3**	**99,1**	**99,1**	**95,3**	**95,8**	**99,9**	**99,8**	**99,9**	**99,9**	**99,8**	**99,4**	**99,7**	**99,9**

**) Статистично значущі значення виділені жирним шрифтом*

Тенденції середньорічних опадів. Для порівнянності із трендами змін середньорічних температур часовий ряд середньорічних опадів також представлений для двох аналогічних періодів. Для першого періоду не спостерігалось статистично значущих змін ні в окремі місяці, ні середньорічних показників. У табл. 3 наведено результати розрахунків тесту Мана-Кендалла до II хронологічного ряду місячних опадів за 1985–2024 рр.

Таблиця 3 – Ймовірність значущості тренду за тестом Мана-Кендалла для опадів в м. Одеса за 1985–2024рр.

Ймовірність	Січень	Лютий	Березень	Квітень	Травень	Червень	Липень	Серпень	Вересень	Жовтень	Листопад	Грудень	Рік
P, %	**99,3**	-8,0	71	84,1	22,0	-67,7	29,6	-2,5	4,0	-15,8	-49,1	77,7	94,5

**) Статистично значущі значення виділені жирним шрифтом*

Визначення часових рядів потужності сонячної енергії, що надходить на 1 м² поверхні. Хронологічний ряд сонячної потужності встановлений на основі емпіричних досліджень. Виміри проводились за допомогою метеостанції DavisVantage Pro2, яка встановлена на даху головного навчального корпусу Національного університету «Одеська політехніка» на висоті 18 м з 2012 р.

Перевірка значимості трендів середньорічної потужності і по окремих місяцях представлена в табл. 4.

Таблиця 4 – Ймовірність значущості тренду за тестом Мана-Кендала для змін потужності сонячної енергії в м. Одеса за 2012–2024рр.

Ймовірність	Січень	Лютий	Березень	Квітень	Травень	Червень	Липень	Серпень	Вересень	Жовтень	Листопад	Грудень	Рік
P, %	88,6	**96,7**	56,5	-49,7	49,6	70,1	61,0	85,8	-15,0	**95,5**	**96,2**	-61,0	**98,7**

**) Статистично значущі значення виділені жирним шрифтом*

Іншою важливою енергетичною характеристикою є швидкість вітру. Для проведення статистичного аналізу використовувалися значення максимальної швидкості вітру за місяць, середня з яких розрахована як середньорічна. (рис. 2)

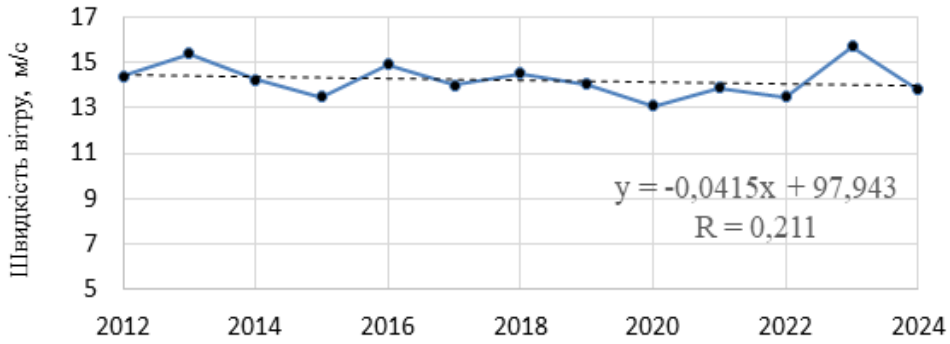


Рисунок 2 – Хронологічний ряд середньорічних з максимальних швидкостей вітру в м. Одеса

Коливання середньорічних швидкостей не виявили статистично значущих змін.

Висновки

1. Досліджена динаміка середньорічної температури в Одесі за 1820–2024 роки. Проведене розділення хронологічного ряду на два періоди – до 1985 року та після, що дало змогу встановити відсутність статистично значущих змін у першому періоді та чітке підвищення середньорічних температур у другому. У 1985–2024 рр. зростання температур виявилось статистично значущим за всіма місяцями року. Отримані результати підтверджують наявність стабільного потепління в урбанізованій зоні м. Одеси.

2. Проведення статистичного аналізу змін кількості атмосферних опадів показало, що впродовж 1985–2024 рр. середньорічна кількість опадів у м. Одеса має тенденцію до незначного підвищення, однак без статистичної значущості. Лише для січня виявлено значуще зростання опадів. Водночас у літні місяці (червень, серпень) спостерігається зниження кількості опадів, що також не є значущим. Загальна картина відповідає загальносвітовим спостереженням про зростання температур при відносній стабільності або незначних коливаннях інших гідрометеорологічних параметрів.

3. Проведене вивчення часової динаміки потужності сонячної радіації на основі даних з метеостанції DavisVantage Pro2 дозволило встановити наступні результати. Встановлено значне багаторічне коливання сонячної потужності, при цьому найвищі значення зафіксовано у 2020 році, що не співпадає з піками сонячної активності за даними міжнародних обсерваторій. Відсутність кореляції пояснена тим, що динаміка

сонячного випромінювання на локальному рівні зумовлена переважно атмосферними факторами – хмарністю, вологістю та аерозольним навантаженням. У розрізі місяців суттєве зростання потужності сонячної енергії встановлено у жовтні, листопаді та лютому. Отримані дані мають практичне значення для оцінки енергетичного потенціалу території та планування розміщення сонячних установок.

4. Аналіз хронологічного ряду максимальних швидкостей вітру також показав відсутність статистично значущих змін, що дає можливість розширювати вітрову енергетику розраховану на існуючі стабільні швидкості вітру.

Література

1. Das, S., Roy Choudhury, M., Chatterjee, B., Das, P., Bagri, S., Paul, D., Bera, M., & Dutta, S. Unraveling the urban climate crisis: Exploring the nexus of urbanization, climate change, and their impacts on the environment and human well-being – A global perspective. AIMS Public Health. 2024. Vol. 11. № 3. P. 963–1001. https://doi.org/10.3934/publichealth.2024050

2. Vaishaly, S., Bin Firoz, A., Sridhar, K., & Govindaraju, M. Comprehensive analysis of urban heat island and climate change impact on the environment – An overview. Journal for Basic Sciences. 2024. Vol. 24. № 5. P. 326–334. https://doi.org/10.37896/JBSV24.5/3116

3. Li D. Opportunities and Challenges for Solar Cells. Highlights in Science, Engineering and Technology. 2023. Vol. 59(2023) P. 129-136. https://doi.org/10.54097/hset.v59i.10072

4. D'Agostino, D., Congedo, P. M., Albanese, P. M., Rubino, A., & Baglivo, C. Impact of climate change on the energy performance of building envelopes and implications on energy regulations across Europe. Energy. 2024. Vol. 288(129886). https://doi.org/10.1016/j.energy.2023.129886

5. Хохлов В. Н. Кількісний опис зміни клімату Європи у другій половині XX століття. Український гідрометеорологічний журнал. 2007. Вип. 2. С. 35–42.

6. Хохлов В. М., Єрмоленко Н. С. Майбутні зміни клімату та їх вплив на режим опадів та температури в Україні. Український гідрометеорологічний журнал. 2015. Вип. 16. С. 76–82.

7. Мартазинова В. Ф., Щеглов А. А. Характер екстремальних опадів початку XXI століття на території України. Український гідрометеорологічний журнал. 2018. Вип. 22. С. 36–45. https://doi.org/10.31481/uhmj.22.2018.04

8. Гончарова Л. Д., Прокоф'єв О. М., Решетченко С. В. Особливості кліматогеографічного розподілу атмосферних опадів на півдні України. Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Геологія. Географія. Екологія».

2022. Вип. 57. С. 81–94. https://doi.org/10.26565/2410-7360-2022-57-07
9. Прокоф’єв О. М., Гончарова Л. Д. Статистичні характеристики добових сум атмосферних опадів на території Одеської області в умовах глобальних змін клімату. Вісник ОНУ. Серія: Географічні та геологічні науки. 2021. Т. 26, Вип. 1(38). С. 67–80. https://doi.org/10.18524/2303-9914.2021.1(38).234649
10. Сніжко С. І., Шевченко О. В., Свінціцька Г. М. Хвилі тепла в центральних областях України за умов сучасних змін клімату. Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Військово-спеціальні науки. 2019. № 2(39). С. 58–62. https://doi.org/10.17721/1728-2217.2018.39.58-62
11. Lipon C., Mohuil I., Sanjib G. Mann–Kendall trend detection for precipitation and temperature in bangladesh. International Journal of Big Data Mining for Global Warming. 2022. Vol. 4. Issue 1. P 1-12. https://doi.org/10.1142/S2630534822500012
12. Salvati, L., Zambon, I., Pignatti, G., et al. A time-series analysis of climate variability in urban and agricultural sites (Rome, Italy). Agriculture, 2019. Vol. 9. Issue 5, 103. https://doi.org/10.3390/agriculture9050103
13. Meteostat. Odessa. [Електронний ресурс].
URL:https://meteostat.net/en/place/ua/odessa (дата звернення: 21.01.2025).
14. Yue S., Pilon P. A comparison of the power of the t test, Mann-Kendall and bootstrap tests for trend detection. Hydrological Sciences Journal. 2004. Vol. 49. №1. P. 21–37.
15. Melnyk S., Loboda N. Trends in monthly, seasonal, and annual fluctuations in flood peaks for the upper Dniester River. Meteorology Hydrology and Water Management. 2020. Vol. 8. Issue 2. P. 28–36. https://doi.org/10.26491/mhwm/126705

УДК 624.014:614.841:504.06

Миргород О. В., канд. техн. наук, ст. наук. співр., доц.;

Пирогов О. В., канд. техн. наук, доц.;

Рудаков С. В., канд. техн. наук, доц.

Національний університет цивільного захисту України, м. Черкаси, Україна

ДОСЛІДЖЕННЯ ПОЖЕЖНОЇ БЕЗПЕКИ ТА ЕКОЛОГІЧНОСТІ СЕНДВІЧ-ПАНЕЛЕЙ З СУЧАСНИМИ НАПОВНЮВАЧАМИ

Сучасний етап розвитку будівельної галузі України характеризується необхідністю вирішення двох критичних завдань: забезпечення високого рівня протипожежного захисту та екологічної безпеки будівель із одночасним реагуванням на екстремальні виклики воєнного стану. Пошкодження та руйнування промислових, складських і цивільних об'єктів унаслідок бойових дій вимагають упровадження високоефективних, легких та швидкомонтованих огороджувальних конструкцій. У попередніх дослідженнях авторів [1] було проаналізовано базові характеристики тришарових сендвіч-панелей із традиційними наповнювачами (пінополістирол, стандартна мінеральна вата, пінополіуретан PUR) та відзначено зростаючий попит на продукцію вітчизняних виробників, таких як ТОВ «Лексмі-Метал» (торгова марка BUDIMPEKS).

Водночас, досвід ліквідації наслідків надзвичайних ситуацій під час воєнного стану демонструє, що традиційні матеріали [2-6] нерідко виявляють суттєві обмеження. Зокрема, пінополістирольні наповнювачі при високих температурах піддаються швидкій термодеструкції з виділенням високотоксичного диму (HCN, CO, фосгенподібні сполуки), що створює смертельну загрозу для людей та ускладнює роботу підрозділів ДСНС України. У зв'язку з цим виникає нагальна потреба в поглибленому вивченні альтернативних сучасних наповнювачів, які поєднують високу вогнестійкість, екологічну чистоту, нульовий або мінімальний коефіцієнт токсичності та високу ремонтопридатність в умовах швидкої відбудови.

Розвиток хімічної та матеріалознавчої промисловості дозволив створити нове покоління теплоізоляційних матеріалів для сендвіч-панелей [7-9], які суттєво перевершують за техніко-експлуатаційними показниками зразки минулих років:

- *модифікований пінополіізоціанурат (PIR / PIR-Plus):* на відміну від стандартного пінополіуретану (PUR), PIR має термореактивну ізоціануратну структуру

із кільцевими хімічними зв'язками. Під дією відкритого полум'я PIR не плавиться, а утворює стійкий обвуглений поверхневий шар (карбонізований матрикс), який блокує подальше поширення вогню. Сучасні модифікації PIR-Plus забезпечують показники горючості Г1 (важкогорючі) та межу вогнестійкості стінових панелей товщиною 100–150 мм до EI 60 – EI 90;

- *базальтове супертонке волокно (БСТВ) високої щільності (110–140 кг/м³):* повністю негорючий матеріал (клас НГ, євроклас А1). Сендвіч-панелі з базальтовим наповнювачем витримують температуру понад 1000 °С і забезпечують межу вогнестійкості від EI 120 до REI 240, що робить їх незамінними для протипожежних перегородок та об'єктів з підвищеними вимогами до вибухопожежнебезпеки;

- *пінофенілопласти (Resol Foam / Phenolic Foam):* інноваційні жорсткі пінопласти на основі резольних фенолоформальдегідних смол із закритими порами. Мають наднизький коефіцієнт теплопровідності (0,018–0,021 Вт/(м·К)), надзвичайно низьке димоутворення (клас Д1) та відсутність краплепадіння при горінні;

- *екологічні біокомпозитні та деревнево-волокнисті наповнювачі з антипіреновим просоченням:* сучасні органічні теплоізолятори на основі оброблених волокон льону, коноплі та деревини із мінералізованими антипіренами (борна кислота, силікати). Використовуються для екологічного та біокліматичного будівництва тимчасового та постійного житла для внутрішньо переміщених осіб (ВПО).

Оцінка екологічності сучасних сендвіч-панелей включає аналіз повного життєвого циклу матеріалу (Life Cycle Assessment, LCA) - від видобутку сировини та виробництва до експлуатації, поведінки при пожежі та подальшої утилізації чи рециклінгу.

Ключовими екологічними критеріями для будівництва в Україні є:

- *токсичність продуктів горіння (показник Т): з*астосування спінювачів V покоління (HFO — гідрофлуороолефіни) замість застарілих фреонів дозволило знизити потенціал глобального потепління (GWP) практично до нуля (GWP < 1). При термічному розкладанні панелей PIR-Plus та Phenolic Foam рівень виділення токсичних газів відносно традиційного PUR знижено на 45–60%, а показник димоутворення відповідає категорії Д1–Д2;

- *відсутність емісії летких органічних сполук (ЛОС / VOC):* використання связуючих на безформальдегідній основі в сучасних базальтових плитах гарантує безпечний санітарно-гігієнічний стан повітря всередині приміщень громадського та медичного призначення;

- *придатність до повторної переробки (Circular Economy):* сталеві

облицювання сендвіч-панелей підлягають 100% повторній переробці. Базальтовий наповнювач після демонтажу може подрібнюватися та використовуватися у виробництві важких бетонів або сухих будівельних сумішей, а PIR-наповнювачі піддаються хімічному рециклінгу (гліколізу) для одержання вторинних поліолів.

Воєнний стан формує специфічні вимоги до огороджувальних будівельних конструкцій, які не розглядалися у класичних будівельних нормах мирного часу. До таких викликів належать:

- *стійкість до ударних хвиль та локальних уламкових уражень:* тришарова структура сендвіч-панелей із міцними зовнішніми сталевими листами (0,55–0,7 мм) та в'язким наповнювачем здатна гасити енергію низькошвидкісних уламків та запобігати утворенню важких осколків, що знижує травматизм людей всередині будівель;

- *локалізація осередків пожеж при обстрілах:* **з**астосування негорючих панелей із базальтовим наповнювачем (EI 120 / EI 180) перешкоджає каскадному поширенню вогню між секціями складських та виробничих комплексів при влучанні вражаючих елементів;

- *швидкість монтажу та повторного використання:* завдяки замковим з'єднанням типу Z-Lock та Roof-Lock швидкість зведення модульних споруд з сендвіч-панелей досягає 300–500 м² за зміну однією бригадою. У разі пошкодження окремого фрагмента стіни можлива швидка локальна заміна панелі без загальної деструкції каркасу.

На основі проведеного аналізу рекомендується впровадити наступні комплексно-конструктивні рішення при відбудові об'єктів в Україні:

- *диференційований вибір наповнювача залежно від категорії об'єкту:* для об'єктів критичної інфраструктури, енергетики та вибухопожежнебезпечних виробництв застосовувати виключно сендвіч-панелі з базальтовим волокном (БСТВ) межею вогнестійкості не менше EI 120. Для складських, логістичних та торговельних комплексів рекомендується використання панелей PIR-Plus товщиною 100–120 мм, що забезпечує максимальне енергозбереження та легкість металокаркасу;

- *впровадження стандартизованих ремонтних модулів:* розробити уніфіковані розмірні ряди сендвіч-панелей (наприклад, 1000х3000 мм та 1000х6000 мм) із універсальними замковими системами для формування мобільних ремонтних бригад ДСНС та будівельних компаній при оперативному відновленні контурів пошкоджених будівель;

- *вимоги до екологічного маркування:* зобов'язати виробників надавати повні декларовані показники токсичності продуктів горіння (категорії T1–T4),

димоутворювальної здатності (Д1–Д3) та наявності сертифікатів екологічної відповідності (Type III Environmental Product Declaration — EPD).

Підсумовуючи вищевикладене, можна зробити висновок про те, що використання застарілих горючих наповнювачів (пінополістиролу) у сучасних умовах є неефективним та пожежонебезпечним. Перехід на інноваційні наповнювачі нового покоління (PIR-Plus, базальтове супертонке волокно БСТВ, фенольні пінопласти) дозволяє підняти межу вогнестійкості огороджувальних конструкцій до EI 120 – EI 240.

Екологічна безпека сучасних сендвіч-панелей досягається за рахунок відмови від фреонових спінювачів, переходу на гідрофлуороолефіни (HFO) з GWP < 1 та застосування безформальдегідних связуючих. Це суттєво зменшує токсичність диму при пожежах та мінімізує негативний вплив на довкілля.

В умовах воєнного стану сендвіч-панелі з інноваційними наповнювачами є найраціональнішим матеріалом для швидкого зведення та локального ремонту об'єктів цивільного, промислового та критичного призначення завдяки високій заводській готовності, легкості, ремонтопридатності та стійкості до повторного монтажу.

Література

1. Миргород О. В., Пирогов О. В., Рудаков С. В. Застосування сендвіч-панелей при будівництві виробничих будинків та суспільних будівель. Збірник матеріалів конференції УкрНДІЕП, 2025. С. 341–343.
2. ДСТУ Б В.2.7-316:2016. Плити та картон мінераловатні теплоізоляційні. Технічні умови. К.: ДП «УкрНДНЦ», 2017.
3. ДСТУ EN 14509:2017. Панелі самонесні теплоізоляційні двобічні металеві облицьовані. Фабричні вироби. Специфікації (EN 14509:2013, IDT).
4. ДБН В.1.1-7:2016. Пожежна безпека об'єктів будівництва. Основні вимоги. К.: Мінрегіон України, 2017.
5. ДСТУ Б В.2.7-184:2009. Будівельні матеріали. Матеріали звукоізоляційні та звукопоглинаючі. Методи випробувань.
6. ISO 13784-1:2014. Reaction-to-fire tests for sandwich panel building systems — Part 1: Test method for small rooms.
7. EN 13501-1:2018. Fire classification of construction products and building elements — Part 1: Classification using data from reaction to fire tests.
8. Васильченко А. М., Кравченко О. В. Підвищення вогнестійкості будівельних конструкцій в умовах надзвичайних ситуацій воєнного характеру. Пожежна безпека: зб. наук. пр. НУЦЗУ, 2024. № 38. С. 45–52.
9. European Association for Panels and Profiles (PPA-Europe). Quality Regulations for Sandwich Panels and Profiles. EPA-01, 2023.

UDC 504.064:504.054

Mykhailova E. O., Candidate of Technical Sciences, Associate Professor
Simon Kuznets Kharkiv National University of Economics, Kharkiv, Ukraine

MONITORING OF CHEMICAL CONTAMINANTS AS A TOOL FOR ENVIRONMENTAL RISK MANAGEMENT

Chemical pollution of the environment simultaneously affects the condition of ecosystems, public health and the resilience of socio-economic systems. Unlike many physical factors, chemical contaminants may persist in environmental compartments for extended periods, undergo transformation, be transported between environmental media and accumulate in living organisms. A particular concern is posed by new and insufficiently studied contaminants, for which conventional control systems have not yet established a sufficient evidence base regarding their occurrence and toxicological effects.

The contemporary approach to environmental safety is gradually shifting from responding to already established pollution towards risk prevention. In this context, monitoring of chemical contaminants should not be regarded merely as a system of periodic measurements of substance concentrations. Its functional purpose is to provide an information basis for identifying pollution sources, determining the extent of exposure, assessing the likelihood of adverse effects, selecting control measures and evaluating their effectiveness. It is precisely the integration of monitoring with risk assessment and management response that transforms an observation system into a tool for environmental risk management [1].

The relevance of this approach is further increased by the need to monitor not only individual priority contaminants but also complex chemical mixtures. The environmental effect of a mixture cannot always be adequately predicted from the results of analysing each substance separately. Moreover, the concentration of a contaminant in water, soil or air does not always directly reflect its bioavailability and actual effects on biota. Therefore, contemporary approaches involve combining the chemical characterisation of mixtures with biological and toxicological assessment [2].

For Ukraine, the issue is of particular importance under conditions of hostilities, damage to industrial and energy infrastructure, fires, and the destruction of facilities for storing chemicals and waste. Such factors may generate new local and regional areas of chemical hazard whose characteristics change over time. In 2024, the Ministry of

Environmental Protection and Natural Resources of Ukraine reported the introduction of systematic monitoring of chemical safety threats and the establishment of a relevant register [3]. This further highlights the need to move from recording individual pollution incidents towards systematic observation, risk assessment and the provision of information to support management decisions.

Environmental risk associated with chemical pollution is determined by the hazardous properties of a substance, the level and duration of exposure, and the vulnerability of the receptor. Accordingly, monitoring should provide not only data on contaminant concentrations but also information required to characterise exposure, determine potential consequences and substantiate management decisions. Monitoring should therefore cover not only the direct determination of contaminant concentrations but also the identification of their sources, pathways of input and dispersion, spatiotemporal dynamics, possible transformations and bioavailability. Combining these data makes it possible to move from simply recording the occurrence of pollution to assessing its potential consequences and determining the priorities for management measures [1, 4].

Thus, the system for monitoring chemical contaminants can be considered as a closed management cycle, in which monitoring results are successively transformed into information on exposure and risk, management decisions and control measures, the effectiveness of which is assessed through repeated monitoring (Fig. 1).

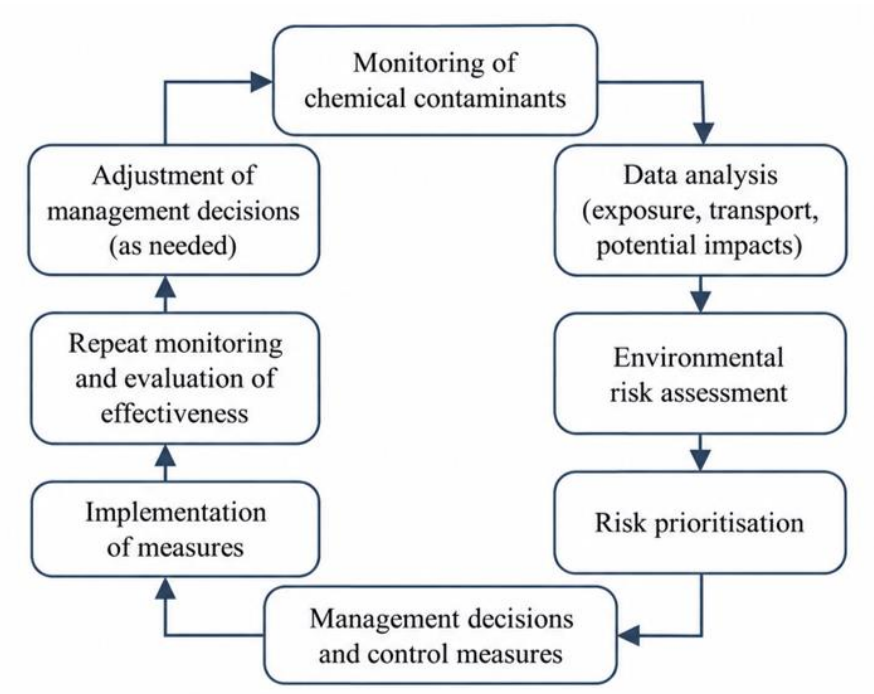


Figure 1 – Integrated framework for using chemical contaminant monitoring in environmental risk management

One of the key elements of this approach is the risk-based selection of contaminants for monitoring. Contemporary chemical management systems are moving from monitoring exclusively regulated substances towards prioritisation based on hazardous properties, potential exposure, environmental fate and possible exposure scenarios. This approach is particularly important for new and insufficiently studied contaminants (emerging contaminants), whose occurrence in the environment may precede the development of a sufficient evidence base for regulatory control. Therefore, screening procedures should be applied to identify potentially hazardous substances and establish priorities for further investigation and control [1].

The groups of contaminants that may be included in risk-based monitoring comprise heavy metals and metalloids, polycyclic aromatic hydrocarbons, pesticides, pharmaceuticals, PFAS, industrial organic compounds and their transformation products. The specific list should be determined by the characteristics of the area, potential pollution sources and pathways through which substances enter the environment.

An important direction in the development of monitoring is the transition from the analysis of individual substances to multicomponent and broad-spectrum characterisation of chemical composition. Modern analytical technologies make it possible to detect a wide range of organic and inorganic compounds simultaneously, increasing the potential to identify previously unconsidered components of pollution. For organic contaminants, particular importance is attached to advanced chemical analysis methods, sensor technologies, bioindicators and other approaches that provide information not only on the presence of a substance but also on its transformation, transport and potential effects [4].

Another important aspect is the consideration of spatiotemporal dynamics. A single concentration measurement characterises the state of the environment only at a particular point in time and does not always make it possible to determine the development trend of pollution. The generation of time series enables persistent trends, seasonal variations and concentration peaks to be identified, while spatial analysis makes it possible to determine pollution hotspots and potential pathways of dispersion. Therefore, monitoring results should not be considered in isolation but in the context of temporal and spatial changes [4].

A separate challenge is posed by chemical mixtures. Under real environmental conditions, ecosystems are exposed to multiple substances simultaneously; therefore, assessment of individual components may fail to reflect the combined effect. Combining the chemical characterisation of a mixture with biological and toxicological assessment makes it possible to identify potentially hazardous components more effectively and to assess overall biological activity. In this context, effect-based monitoring, in which biological

responses to the presence of a mixture are assessed alongside concentration measurements, is a promising approach. This approach is particularly useful where it is impossible to identify all components of pollution or where the biological effect is determined by the combined action of several substances [2].

The management value of monitoring is determined not by the amount of data accumulated but by the ability to transform data into concrete decisions. Detection of an exceedance of a regulatory value should be accompanied by identification of the source, spatial extent and potential consequences of pollution. At the same time, the absence of an exceedance does not necessarily indicate the absence of risk: a persistent increase in concentration or expansion of the affected area may provide grounds for preventive intervention. Therefore, temporal trends, rather than isolated measurement results alone, are important for risk management.

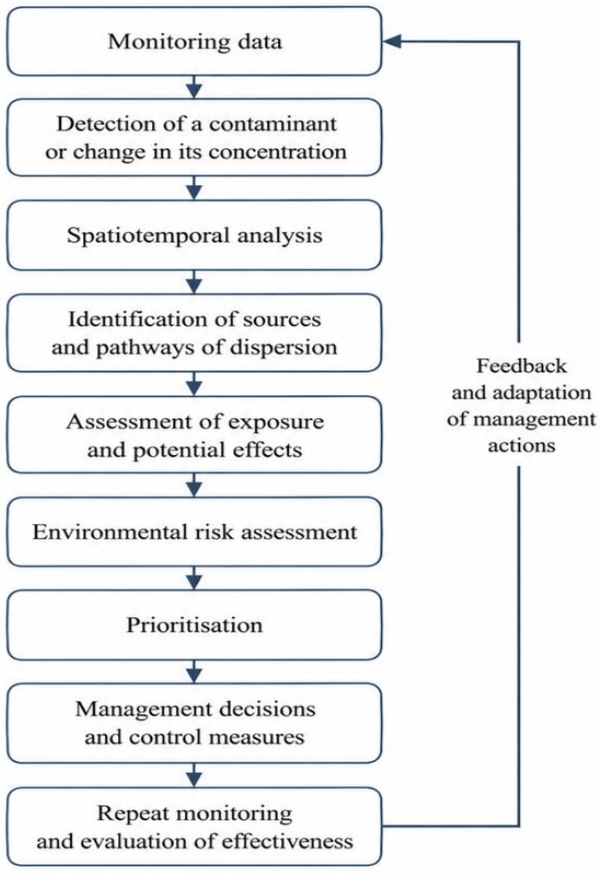


Figure 2 – Transformation of monitoring data into a management decision

For example, a substance whose concentration remains below the regulatory value but demonstrates a persistent upward trend may justify increasing the frequency of observations, identifying the pollution source more precisely or conducting additional investigations.

The mechanism for transforming monitoring results into a management decision is presented in Fig. 2.

Contemporary chemical risk management systems also require uncertainty to be taken into account. Sources of uncertainty may include sampling and analytical errors, incomplete information on pollution sources, seasonal variability, differences in the behaviour of substances in different environmental media, and limited toxicological data. Therefore, monitoring results should be interpreted with regard to the quality and completeness of the available data, while management decisions should be revised as new information accumulates [1, 4].

Another important element of risk-oriented monitoring is ensuring the quality and comparability of the data obtained. Observation results can be used to support management decisions only if quality is controlled at all stages, from the planning of observations and sampling to laboratory analysis, statistical processing, and interpretation. Particular importance should be attached to the standardisation of methodologies, sample representativeness, control of the limits of detection and quantification of substances, as well as the use of quality assurance and quality control (QA/QC) procedures. Failure to comply with these requirements may result both in an inaccurate assessment of pollution levels and in the incorrect prioritisation of environmental protection measures [1, 4].

The practical value of monitoring is also enhanced by establishing clear response criteria. Depending on the level of detected pollution and the nature of its dynamics, different management scenarios may be applied, including continuation of standard monitoring, increased sampling frequency, expansion of the list of substances under investigation, detailed investigation of the pollution source, or direct implementation of risk-reduction measures. Thus, the same monitoring system can serve both as a means of routine control and as an early-warning mechanism. Of particular importance is the detection of situations in which pollutant concentrations have not yet reached critical levels but show a sustained upward trend. In such cases, preventive management action may be more effective and economically justified than addressing consequences that have already developed [1, 5, 6].

Therefore, the effectiveness of monitoring should be assessed not only by the number of measurements conducted or the breadth of the list of substances analysed, but also by its ability to detect changes in a timely manner, provide reliable information on the level of risk, and support the selection of specific management measures. Such an approach facilitates a shift from passive observation of environmental conditions towards proactive management of environmental risks.

At the same time, there is a need to move from fragmented monitoring of individual environmental compartments towards an integrated spatiotemporal approach. Chemicals may move between air, water, soil, sediments and biota. Consequently, analysis of a single

environmental medium may result in underestimation of the actual extent of exposure. Combining chemical data with spatial information, time series and data on potential effects makes it possible to characterise environmental risk more comprehensively [4].

For Ukraine, the development of risk-based monitoring should proceed alongside the improvement of the national environmental monitoring system. Resolution No. 684 of the Cabinet of Ministers of Ukraine dated 13 June 2024 establishes the framework for the functioning of the state environmental monitoring system and its subsystems, thereby providing a regulatory basis for the systematic collection, processing and use of environmental information [5].

Of particular importance is Resolution No. 891 of the Cabinet of Ministers of Ukraine dated 6 August 2024, which approved the Procedure for monitoring threats to chemical safety and identifying their sources. According to this document, monitoring is aimed at the prompt detection of threats, assessment of their level, identification of sources, implementation of measures to minimise threats and risks, and verification of the effectiveness of such measures [6].

Thus, at the regulatory level, Ukraine has established a logic close to that proposed in this study: threat detection → assessment of its level → identification of measures → risk control → verification of effectiveness. This is particularly relevant under conditions of wartime impact and post-war recovery, when damage to industrial enterprises, storage facilities, energy infrastructure and other infrastructure may create new sources of chemical pollution. Resolution No. 891 explicitly provides for the use of information on the hazardous properties of chemicals, their production and circulation volumes, risk assessment results, and actual or potential adverse effects on the environment [6].

For such areas, a one-off survey is insufficient: long-term time series are required to determine trends in the natural decline, stabilisation or secondary spread of pollution. A multi-level monitoring system may therefore be appropriate: initial screening of potentially problematic areas and substances; detailed analysis in high-risk areas; regular or automated monitoring; and assessment of the effectiveness of environmental protection measures.

Thus, monitoring of chemical contaminants should be regarded as an element of the environmental risk management cycle, rather than as an independent laboratory procedure. Its outputs should include not only data on substance concentrations but also information on pollution sources, spatiotemporal dynamics, exposure, potential biological effects and risk levels. It is precisely the transformation of monitoring data into management decisions that ensures its practical value as a tool for preventing and reducing environmental risks.

References

1. Moore, D. W., Ruffle, B., McQueen, A., Thakali, S., & Edwards, D. (2023). Frameworks for screening and risk management of chemicals and advanced materials: A critical review. *Integrated Environmental Assessment and Management, 19*(5), 1192–1206. https://doi.org/10.1002/ieam.4590

2. Luo, Y.-S., Chen, Z., Hsieh, N.-H., & Lin, T.-E. (2022). Chemical and biological assessments of environmental mixtures: A review of current trends, advances, and future perspectives. *Journal of Hazardous Materials, 432*, 128658. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128658

3. Ministry of Environmental Protection and Natural Resources of Ukraine. (2024). *Ukraine to establish a register of chemical safety threats and conduct systematic monitoring*. https://mepr.gov.ua/v-ukrayini-stvoryat-reyestr-zagroz-himichnij-bezpetsi-ta-provodytymut-systemnyj-monitoryng/

4. Chen, H., Gao, P., Zhu, X., Basyal, S., & Ma, L. Q. (2024). Monitoring, fate and transport, and risk assessment of organic pollutants in the environment: CREST publications during 2019–2023. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 54*, 1–12. https://doi.org/10.1080/10643389.2023.2273603

5. Cabinet of Ministers of Ukraine. (2024). *Certain issues concerning the functioning of the state environmental monitoring system and its subsystems: Resolution of the Cabinet of Ministers of Ukraine No. 684 of June 13, 2024*. https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/684-2024-%D0%BF#Text

6. Cabinet of Ministers of Ukraine. (2024). *On approval of the Procedure for monitoring chemical safety threats and identifying their sources: Resolution of the Cabinet of Ministers of Ukraine No. 891 of August 6, 2024*. https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/891-2024-%D0%BF#Text

УДК 504.06:622.276:355.01

Німець Н. М., канд. техн. наук

АТ «Укргазвидобування», м. Харків, Україна

Цапко Н. С., канд. техн. наук, доц.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА НАФТОГАЗОВИДОБУВНИХ ОБ'ЄКТІВ В УМОВАХ ВОЄННИХ РИЗИКІВ

Воєнні дії створюють для нафтогазовидобувних об'єктів комплекс загроз, що виходять далеко за межі економічних втрат від зупинки видобутку. Обстріли, пожежі, мінування територій, руйнування систем електропостачання, зв'язку та логістики можуть спричинити розгерметизацію свердловин, трубопроводів, резервуарів, установок підготовки газу й конденсату. У такій ситуації об'єкти видобування та підготовки вуглеводнів перетворюються на потенційні осередки тривалого забруднення атмосферного повітря, ґрунтів, поверхневих і підземних вод.

Актуальність проблеми для України підтверджується систематичними атаками на енергетичну інфраструктуру. За оцінкою Міжнародного енергетичного агентства (МЕА), на початку 2025 року внаслідок атак на газовий сектор Україна тимчасово втратила близько 40 % видобутку природного газу [1]. Цей показник демонструє не лише масштаб енергетичного ризику, а й імовірність значного екологічного навантаження в районах нафтогазовидобутку, нафтопереробки, компресорних станцій і транспортних мереж.

Метою роботи є визначення основних екологічних ризиків для нафтогазовидобувних об'єктів в умовах воєнного впливу та обґрунтування природоохоронних заходів, які мають бути інтегровані у відновлення пошкодженої інфраструктури.

Найбільш небезпечними сценаріями є пошкодження гирлової арматури нафтогазових свердловин, порушення цілісності промислових і магістральних трубопроводів, займання резервуарів із конденсатом або нафтопродуктами, руйнування установок комплексної підготовки газу, а також відсутність контролю за законсервованими чи покинутими свердловинами. Усі ці події можуть супроводжуватися неконтрольованими викидами метану, летких органічних сполук, сірководню, оксидів азоту, оксиду вуглецю, дрібнодисперсного пилу та продуктів

неповного згоряння.

Особливе місце посідає проблема аварійних викидів метану. Метан є основним компонентом природного газу та одним із найважливіших короткоживучих парникових газів. За даними МЕА, енергетичний сектор формує понад третину антропогенних викидів метану, а викопнопаливний сектор загалом щороку викидає понад 120 млн т цього газу [2]. Тому пошкодження газових свердловин і газозбірних мереж має подвійний негативний ефект: локальне погіршення якості повітря та посилення глобальних кліматичних змін. Важливо, що супутникові спостереження дедалі частіше фіксують великі події надвисоких викидів метану на нафтогазових об’єктах, а фактичні викиди можуть бути недооціненими через відсутність безпосередніх вимірювань [2].

Не менш небезпечним є потрапляння газового конденсату, нафти, дизельного палива, мастильних матеріалів і пластових вод у компоненти довкілля. Газовий конденсат являє собою суміш легких вуглеводнів, частина яких легко випаровується та негативно впливає на атмосферне повітря. Інша частина сорбується ґрунтом, утворюючи джерело довготривалого забруднення. Нафтопродукти містять ароматичні вуглеводні, зокрема бензол, толуол, етилбензол і ксилоли; їх міграція у ґрунтове середовище створює ризик забруднення водоносних горизонтів, що в свою чергу може призводити до незворотного забруднення підземних вод, а в подальшому потрапляти до колодязів, річок і струмків, значно поширюючи територію забруднення [3].

Пластові води, які можуть виходити на поверхню при аварії, становлять окрему екологічну загрозу. Вони часто характеризуються високою мінералізацією та можуть містити завислі речовини, нафтопродукти, солі, важкі метали й залишки технологічних реагентів. Їхнє надходження у ґрунт спричиняє засолення, зміну кислотності, пригнічення мікробіологічної активності та зниження родючості земель. У разі потрапляння таких вод у поверхневі водойми погіршується їхній гідрохімічний стан і виникають ризики для водних екосистем.

Ще одним з наднебезпечних явищ, які можуть спостерігатися для нафтогазовидобувних об’єктів в умовах воєнного впливу є пожежі на об’єктах зберігання та підготовки вуглеводнів, що значне посилює токсичне навантаження. Як приклад масштабу такого впливу можна навести пожежу на нафтобазі в Калинівці Київської області у березні 2022 року: за даними Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України, горіння 5,8 тис. т палива тривало п’ять діб і призвело до надходження в атмосферу близько 20 тис. т забруднювальних речовин. Площа забруднення ґрунту нафтопродуктами становила 25,5 тис. м², а зафіксоване забруднення перевищувало норму у 16 разів [4]. Хоча нафтобаза не є

нафтогазоконденсатним родовищем, цей випадок наочно ілюструє екологічні наслідки займання вуглеводневої інфраструктури внаслідок воєнного ураження.

Для нафтогазовидобувних об’єктів характерна також небезпека відкладеного впливу. Пошкоджена, але не ліквідована свердловина може бути джерелом періодичних витоків газу або пластових флюїдів впродовж тривалого часу. Мінування територій ускладнює аварійне реагування, доступ до об’єкта та проведення екологічного моніторингу. Крім того, руйнування електропостачання може зупинити системи автоматичного контролю тиску, аварійного відсікання потоку, вентиляції, факельного господарства та очищення стічних вод. Саме тому відновлення видобутку без попередньої екологічної оцінки є неприпустимим.

Виходячи з цього, можна констатувати, що відновлення постраждалої інфраструктури доцільно здійснювати поетапно з дотриманням науково обґрунтованих екологічних вимог.

На *першому етапі* необхідні розмінування, дистанційне обстеження та первинна екологічна оцінка. Для цього слід використовувати супутникові дані, безпілотні літальні апарати з тепловізійними й газоаналітичними датчиками, наземні вимірювання концентрацій метану та летких органічних сполук. Важливо сформувати геоінформаційну карту пошкоджень із прив’язкою до свердловин, трубопроводів, резервуарів, водних об’єктів, житлової забудови та природоохоронних територій. Такий підхід дає змогу визначити ділянки, де ризик поширення забруднення є найвищим.

Другий етап передбачає локалізацію аварійних джерел. Пріоритетними роботами мають бути герметизація гирла пошкоджених свердловин, встановлення аварійних відсікальних пристроїв, зниження тиску у пошкоджених трубопроводах, збирання розлитого конденсату та нафтопродуктів, облаштування тимчасових обвалувань і сорбційних бар’єрів. За неможливості оперативного відновлення свердловина має бути безпечно законсервована або ліквідована відповідно до проєктних і природоохоронних вимог. Для запобігання надходженню забруднених вод у водні об’єкти доцільно застосовувати мобільні установки очищення, герметичні ємності для аварійного збору рідин та локальні очисні споруди.

Третім етапом є ремедіація забруднених територій. Вибір технології повинен залежати від виду забруднювача, площі ураження, глибини проникнення, гідрогеологічних умов та близькості водних об’єктів. Для ділянок із високими концентраціями нафтопродуктів доцільними є вилучення найбільш забрудненого ґрунту, його очищення або безпечне поводження як з небезпечними відходами. На

територіях із помірним забрудненням перспективними є біоремедіація, біовентилювання, внесення поживних речовин для активізації природної мікрофлори та фіторемедіація. Ефективність очищення необхідно оцінювати не тільки за концентраціями сумарних нафтопродуктів, а й за вмістом токсичних компонентів, станом ґрунтової біоти, рослинності та якістю підземних вод.

Четвертий етап має бути спрямований на екологічно орієнтовану модернізацію. Під час відбудови слід передбачати секціонування трубопроводів із можливістю швидкого дистанційного перекриття, подвійні стінки резервуарів або захисні піддони, локальні системи збору аварійних стоків, резервне електроживлення критичних систем, датчики тиску та витоків метану. Окремим напрямом має стати впровадження постійних систем LDAR (Leak Detection and Repair) – виявлення та оперативного усунення витоків. Зменшення неконтрольованих викидів метану повинно бути критерієм успішності відновлення нарівні з відновленням виробничої потужності.

Принциповим є застосування підходу «зеленої відбудови». Він означає, що відновлення не повинно відтворювати попередню вразливість інфраструктури та накопичені екологічні проблеми. Європейська комісія розглядає зелене відновлення України як шлях до усунення воєнної шкоди, екологічної та соціальної стійкості, а також наближення до екологічних вимог ЄС [5]. Для нафтогазоконденсатних родовищ це означає поєднання технічної безпеки, кліматичної відповідальності, належного поводження з відходами та відновлення природних властивостей земель.

Таким чином, можна підвести висновки, що воєнні ризики для нафтогазовидобувних об’єктів є одночасно техногенними, екологічними й кліматичними. Найбільшу небезпеку становлять витоки метану, розливи конденсату та пластових вод, пожежі, забруднення ґрунтів і вод, а також тривала неконтрольованість пошкоджених свердловин. Відбудова таких об’єктів має розпочинатися з екологічного обстеження та локалізації забруднення, продовжуватися ремедіацією територій і завершуватися модернізацією інфраструктури за принципами запобігання витокам, мінімізації викидів і відновлення екосистем. Для забезпечення балансу інтересів усіх зацікавлених сторін, пріоритетом має бути не тільки швидкість повернення до видобутку, а і безпечне для довкілля відновлення територій та зменшення їхньої вразливості до майбутніх ризиків.

Література

1. International Energy Agency. Ukraine’s Energy Security: A pre-winter assessment. 2025. URL: https://www.iea.org/reports/ukraines-energy-security/a-pre-winter-assessment

2. International Energy Agency. Global Methane Tracker 2025: Key findings. 2025. URL: https://www.iea.org/reports/global-methane-tracker-2025/key-findings

3. United States Environmental Protection Agency. Superfund Groundwater Introduction. URL: https://www.epa.gov/superfund/superfund-groundwater-introduction

4. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. Дайджест ключових наслідків російської агресії для українського довкілля за 30 червня – 6 липня 2022 року. URL: https://mepr.gov.ua/dajdzhest-klyuchovyh-naslidkiv-rosijskoyi-agresiyi-dlya-ukrayinskogo-dovkillya-za-30-chervnya-6-lypnya-2022-roku/

5. European Commission. Greening Ukrainian recovery. URL: https://ec.europa.eu/environment/stories/greening-ukrainian-recovery/index_en.html

6. United Nations Environment Programme. The Environmental Impact of the Conflict in Ukraine: A Preliminary Review. 2022. URL: https://www.unep.org/resources/report/environmental-impact-conflict-ukraine-preliminary-review

UDC 628.477.6:665.3

Radomska M. M., PhD in Engeneering, Associate Professor;
Bakhareva A. O., student
National University «Kyiv Aviation Institute», Kyiv, Ukraine

PREREQUISITES FOR CREATING A USED COOKING OIL PROCESSING SYSTEM IN UKRAINE

According to the UN, 20% of the food produced for human consumption is lost or wasted worldwide, amounting to about one billion meals a day, and the total loss to the global economy is estimated at around US$1 trillion. However, the consequences of this extend beyond the purely economic dimension: food waste generates up to 10% of global greenhouse gas emissions – almost five times more than total emissions from the aviation sector [1].

Depending on the source of formation, food waste is divided into several main groups:

- agricultural waste;
- food industry waste;
- waste from public catering establishments;
- household food waste of the population.

The modern concept of a circular economy considers food waste not as garbage, but as a secondary resource. The choice of direction for the use of food waste largely depends on the place of its formation, which in turn determines the quantitative and chemical indicators of the food mass that needs to be processed. Thus, agricultural waste is processed best, while household waste is least involved in the management system. Food waste from catering establishments occupies an intermediate position in this scheme. They could be organized into the centralized collection and disposal system. But this depends on the level of responsibility of the network management and economic parameters: it is often easier to handle such waste as ordinary household waste. And if spoiled food and leftovers can be transferred to farms for animal feed, specific materials that are not used directly in food cause problems. We are talking about used cooking oils, which are generated in different quantities, depending on the profile of the catering establishment.

Used cooking oil is a valuable secondary raw material for the production of biodiesel and other biofuels. Many EU Member States operate dedicated collection points for used cooking oil from the public, and there are mandatory requirements for the transfer of waste

fats by catering enterprises to licensed operators. This approach ensures a stable supply of high-quality secondary raw materials for the production of biodiesel.

One of the most important regulatory acts of the European Union in the field of renewable energy development is Directive (EU) 2018/2001, better known as Renewable Energy Directive II (RED II). A key element of RED II was the introduction of sustainability criteria for the production of biofuels. The directive stipulates that priority should be given to biofuels produced from waste and residues, rather than from crops that can compete with food production.

Used cooking oil is included in Annex IX, Part B of the RED II Directive as one of the feedstocks that can be used for the production of advanced biofuels. This means that fuels made from such feedstock are taken into account by Member States when achieving their renewable energy targets. This approach encourages the development of systems for collecting used cooking oil and investing in appropriate processing capacities.

The next step in the development of European renewable energy policy was Directive (EU) 2023/2413 (RED III), which strengthens the requirements for the decarbonization of the transport sector. Member States can achieve the set targets by increasing the use of advanced biofuels produced from waste and residues, in particular used cooking oil. Thus, EU legislation creates a stable demand for this raw material and stimulates the creation of effective systems for its collection and processing.

Of particular importance is the issue of quality control and origin of waste cooking oil. In 2025, the European Commission further regulated the requirements for the import of certain categories of waste cooking oil, in particular regarding its origin, transportation, control and pre-treatment. This indicates the growing industrial importance of this type of secondary raw material and the need to ensure its traceability.

Unlike the European Union countries, the system of collection of used cooking oil in Ukraine is at the initial stage of development. Organized collection is carried out mainly by large enterprises of the restaurant business, fast food chains and individual processing companies. In most settlements there is no infrastructure for accepting used oil from the population, which significantly limits the possibility of its further processing.

The main problems in the development of the collection system in Ukraine are insufficient regulatory detailing of procedures for handling used cooking oil, low level of public awareness of the environmental consequences of its improper disposal, insufficient development of logistics infrastructure, and lack of economic incentives for separate collection of this type of waste.

For Ukraine, the use of waste oil is an economically attractive prospect due to the

lower cost of raw materials compared to primary vegetable oils. In addition, the organization of a centralized collection system allows you to form a stable raw material base for manufacturing enterprises. At the same time, a significant part of the cost can be the costs of collection, transportation, purification and preliminary preparation of oil [2]. Therefore, the efficiency of production directly depends on the organization of the logistics system and the scale of processing.

An important advantage of using used cooking oil is the lack of direct competition with the food use of vegetable oils. This factor is one of the key arguments in favor of using waste and residues as raw materials for biofuels. In particular, increasing the use of waste and residues in biofuel production is an important direction for decarbonizing the transport sector and reducing pressure on food resources [3].

Thus, used cooking oils are a promising secondary raw material for the production of biofuels, primarily biodiesel and renewable diesel fuel. Their use allows simultaneously to reduce the negative impact of food waste on the environment, reduce the use of primary raw materials and obtain an energy product with added value. Therefore, the creation of a system of organized collection, sorting, purification and further processing of used cooking oils is an important prerequisite for the formation of a stable raw material base for biofuel production.

References

1. United Nations Environment Programme. (2024). Food waste index report 2024: Think eat save – Tracking progress to halve global food waste. Nairoby: United Nations Environment Programme. 193 p.

2. Bhran, A. A. (2025). A Comparative Techno-Economic Analysis of Waste Cooking Oils and Chlorella Microalgae for Sustainable Biodiesel Production. Processes, 13(11), 3526. **https://doi.org/10.3390/pr13113526**

3. Qi, Z., Zhang, C., Wang, Y., Ping, L., Gao, B., Sun, T., & Zhang, H. (2024). The future of waste cooking oil and its carbon and economic benefits – An automotive energy perspective. Biomass and Bioenergy, 184, 107204. **https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2024.107204**

УДК 621.187:620.9

Романова К. О., канд. техн. наук, доц.;

Правовєров А. О., аспірант;

Цзунянь У., аспірантка

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», м. Київ

ПІДВИЩЕННЯ ЕНЕРГОЕКОЛОГІЧНОЇ ЕФЕКТИВНОСТІ КОТЛІВ ШЛЯХОМ ОПТИМІЗАЦІЇ ТА НАЛАГОДЖЕННЯ СТЕХІОМЕТРИЧНОГО БАЛАНСУ ПРОЦЕСУ ГОРІННЯ

Постановка проблеми та її актуальність. В умовах енергетичної кризи та зростання вартості паливно-енергетичних ресурсів підвищення енергоефективності котельних установок є одним із пріоритетних завдань промислової теплоенергетики України. Котельні установки є значними споживачами природного газу, і навіть незначне відхилення повітряно-паливного співвідношення від оптимального призводить до суттєвих втрат теплоти та зростання питомих витрат палива [4]. Це обумовлює актуальність розробки та впровадження методів контролю й оптимізації процесу горіння безпосередньо в умовах експлуатації.

Аналіз останніх досліджень. Питання підвищення ефективності роботи котельних установок розглядаються у численних наукових працях. Г. Сатьявада та С. Балді запропонували гібридний підхід першопринципного моделювання для моніторингу енергоефективності конденсаційних котлів, що дозволяє в режимі реального часу оцінювати відхилення від оптимального режиму [5]. Д. Моліна та ін. застосували багатоцільову оптимізацію для підвищення ефективності парового котла, досягнувши значного зниження питомої витрати палива [6]. Дослідження термодинамічних процесів у повітряному потоці, проведені М. Стручаєвим та Ю. Постол, підтверджують визначальну роль якості повітропостачання для забезпечення повноти згоряння палива [1]. Загальні питання енергозбереження в теплоенергетичних системах висвітлено в інших джерелах [2; 3].

Формулювання мети. Метою роботи є визначення оптимального повітряно-паливного співвідношення для котельної установки, що працює на природному газі, з метою мінімізації питомої витрати палива та підвищення ККД котла.

Основна частина. Ефективність процесу горіння в котельній установці суттєво залежить від коефіцієнта надлишку повітря α, який визначається як відношення

фактичної кількості повітря до теоретично необхідного:

$$\alpha = \frac{L_{\text{факт}}}{L_0}, \quad (1)$$

де $L_{\text{факт}}$ – фактична кількість повітря, що подається на горіння, м³/м³ палива;

L_0 – теоретично необхідна кількість повітря для повного згоряння одиниці палива, м³/м³.

При α < 1 спостерігається неповне згоряння палива з утворенням CO та незгорілих вуглеводнів, що призводить до хімічного недопалу. На рисунку 1 наведено залежність температури відхідних газів $t_{ух}$ від коефіцієнта надлишку повітря α при трьох рівнях навантаження котла: 50%, 75% та 100%.

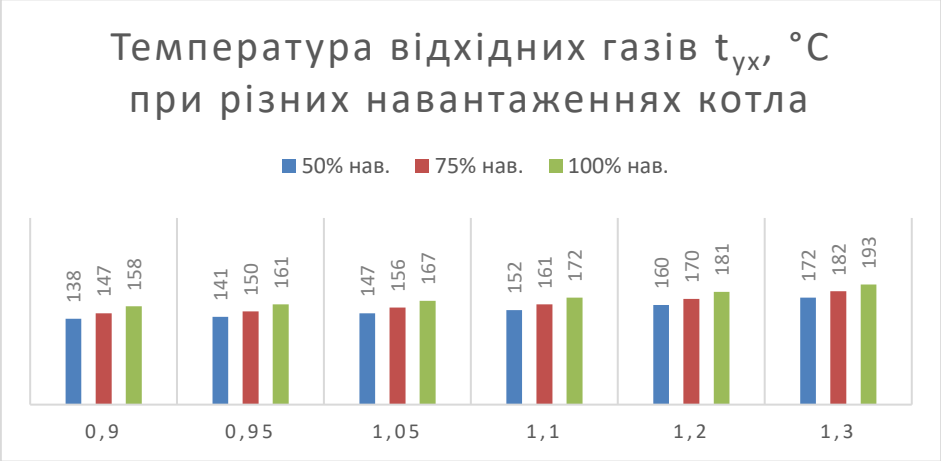


Рисунок 1 – Температура відхідних газів $t_{ух}$, °C при різних навантаженнях котла

З графіка видно, що зі зростанням α температура відхідних газів монотонно збільшується за всіх режимів навантаження, що підтверджує зростання теплових втрат із димовими газами. Підтримання оптимального коефіцієнта надлишку повітря позитивно впливає не лише на паливну економічність, а й на екологічні показники роботи котельної установки. Зменшення хімічного недопалу при α ≈ 1,05 сприяє зниженню викидів оксиду вуглецю та незгорілих вуглеводнів, а обмеження надлишкового повітря – зменшенню об'єму відхідних газів і, відповідно, втрат теплоти з ними. У результаті досягається комплексний ефект: підвищення ККД, скорочення витрат природного газу та зниження антропогенного навантаження на довкілля.

Контроль коефіцієнта надлишку повітря α доцільно здійснювати на ділянці подачі повітря до пальникового пристрою із застосуванням датчиків кисню в димових газах та автоматизованого регулятора співвідношення «газ–повітря».

При α > 1 надлишкове повітря охолоджує топкові гази та збільшує втрати

теплоти з димовими газами. Тепловий ККД котла η визначається як:

$$\eta = 1 - \sum q_i = 1 - (q_2 + q_3 + q_4 + q_5 + q_6), \quad (2)$$

$$\eta = 1 - \sum q_i = 1 - (q_2 + q_3 + q_4 + q_5 + q_6),$$

де q_2 – відносні втрати теплоти з димовими газами;

q_3 – втрати від хімічного недопалу;

q_4 – втрати від механічного недопалу;

q_5 – втрати від зовнішнього охолодження;

q_6 – втрати з фізичною теплотою шлаку.

Залежність втрат теплоти з димовими газами q_2 від коефіцієнта надлишку повітря описується виразом:

$$q_2 = \frac{(\alpha - 1) \cdot V_0 \cdot c_p \cdot (t_{\text{ух}} - t_0)}{Q_{\text{н}}^{\text{р}}} \cdot 100\%, \quad (3)$$

де V_0 – теоретичний об'єм димових газів;

м³/м³; c_p – питома теплоємність димових газів;

кДж/(м³·К); $t_{\text{ух}}$ – температура відхідних газів;

°С; t_0 – температура навколишнього повітря;

°С; $Q_{\text{н}}^{\text{р}}$ – нижча теплота згоряння палива, кДж/м³.

На підставі розрахунків за наведеними залежностями було проведено аналіз роботи водогрійного котла при різних значеннях коефіцієнта надлишку повітря. Результати розрахунку зведено до таблиці 1.

Таблиця 1 – Показники роботи котельної установки при різних значеннях коефіцієнта надлишку повітря

Коефіцієнт надлишку повітря α	**Температура відхідних газів $t_{\text{ух}}$, °С**	**Втрати з димовими газами q_2, %**	**Втрати від хімічного недопалу q_3, %**	**ККД котла η, %**
0,90	158	7,1	3,8	89,1
0,95	161	7,6	1,9	90,5
1,05	167	8,4	0,2	91,4
1,10	172	9,2	0,0	90,8
1,20	181	10,9	0,0	89,1
1,30	193	13,1	0,0	86,9

З аналізу даних таблиці 1 випливає, що максимальний ККД котла досягається при α = 1,05, що відповідає незначному надлишку повітря, достатньому для забезпечення повноти згоряння при мінімальних втратах з відхідними газами.

Збільшення α понад 1,10 призводить до інтенсивного зростання q_2 та зниження ККД. Зменшення α нижче 1,00 викликає різке зростання хімічного недопалу q_3. На рисунку 2 представлено зміну показників теплових втрат котла – втрат із димовими газами q_2, втрат від хімічного недопалу q_3, сумарних втрат Σq_i та ККД η – залежно від коефіцієнта надлишку повітря α в діапазоні 0,90–1,30.

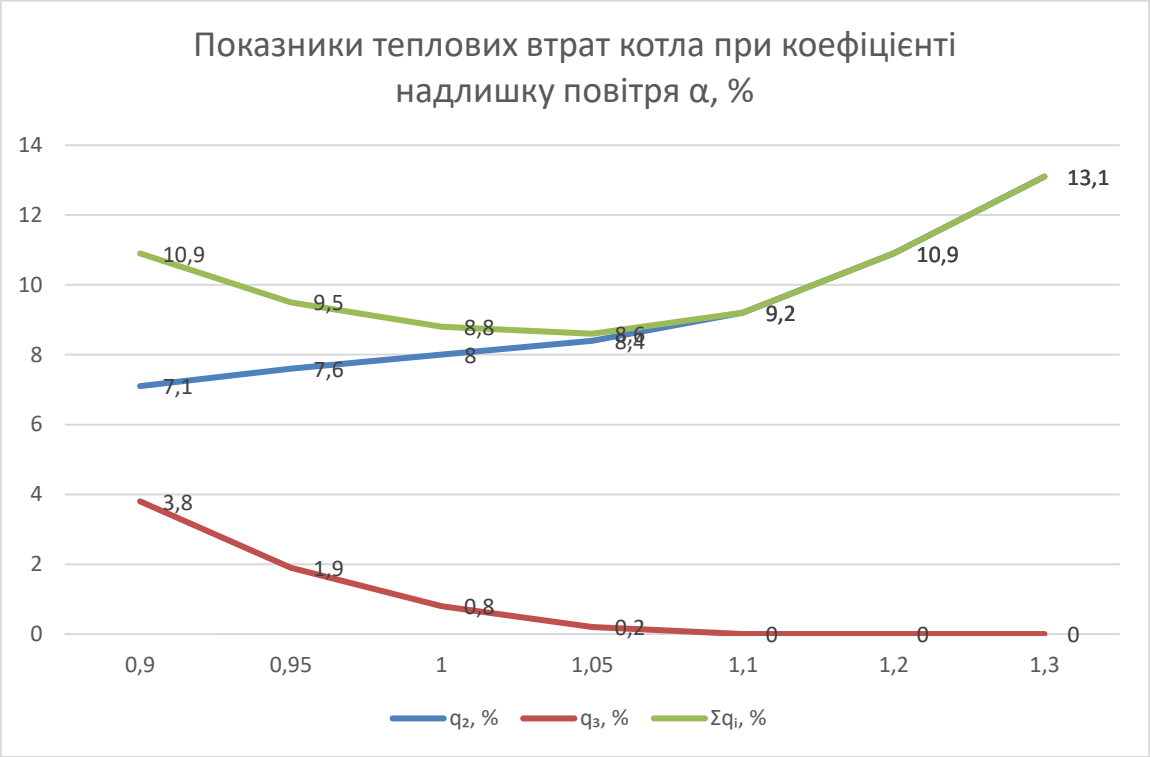


Рисунок 2 – Показники теплових втрат котла при коефіцієнті надлишку повітря α = 0,90–1,30

Аналіз графіку свідчить про те, що оптимальне значення α = 1,05 забезпечує мінімальні сумарні втрати та максимальний ККД котла 91,4%. Економічна доцільність впровадження автоматичного регулювання підтверджується швидкою окупністю таких систем за рахунок зменшення витрат палива. Навіть незначне підвищення ККД на 1–2 % для котелень середньої потужності забезпечує суттєву річну економію природного газу. Крім того, стабілізація режиму горіння знижує термічне навантаження на поверхні нагріву, що позитивно впливає на ресурс обладнання та зменшує витрати на ремонт і обслуговування.

Практична реалізація оптимізації повітряно-паливного співвідношення передбачає встановлення автоматичної системи регулювання подачі повітря з використанням газоаналізатора відхідних газів за вмістом O_2. Коригування положення регулювального клапана повітря здійснюється у зворотному зв'язку за сигналом від газоаналізатора, що забезпечує підтримання α у діапазоні 1,03–1,07 незалежно від

навантаження котла [4-6].

Висновки

Оптимізація повітряно-паливного співвідношення є ефективним і порівняно малозатратним заходом підвищення енергоефективності котельної установки. Розрахунки показали, що підтримання коефіцієнта надлишку повітря на рівні α = 1,05 дозволяє досягти максимального ККД котла 91,4 % та знизити питому витрату газу на 2–4 % порівняно з нерегульованим режимом. Впровадження автоматичної системи регулювання на базі газоаналізатора відхідних газів забезпечує стабільне підтримання оптимального режиму горіння в умовах змінного навантаження.

Література

1. Стручаєв М. І., Постол Ю. О. Аналіз термодинамічних процесів у потоці повітря. Вісник ХНТУСГ ім. Петра Василенка. 2017. Вип. 187. URL: https://elar.tsatu.edu.ua/server/api/core/bitstreams/5815f487-91e2-4601-aa58-0070cd95750f/content (дата звернення: 22.02.2026)

2. Трикоз В., Галавура М., Постол Ю. О., Стручаєв М. І. Енергоефективність та енергозбереження. Сучасні проблеми інноваційного розвитку електричної інженерії : матеріали І Всеукр. інтернет-конф. Мелітополь : ТДАТУ, 2020. С. 63–65.

3. Підвищення енергоефективності національної економіки – концепція нової цільової програми на 2022-2026 роки. Державне агентство з енергоефективності та енергозбереження України. URL: https://saee.gov.ua/news/pidvishhennia-energoefektivnosti-nacionalnoyi-ekonomiki-koncepciia-novoyi-cilyovoyi-programi-na-2022-2026-roki (дата звернення: 22.02.2026)

4. Ткаченко С. Й., Чепурний М. М., Степанов Д. В. Розрахунки теплових схем і основи проектування джерел теплопостачання : навч. посіб. Вінниця : ВНТУ, 2005. 137 с.

5. Satyavada H., Baldi S. Monitoring energy efficiency of condensing boilers via hybrid first-principle modelling and estimation. Energy. 2018. Vol. 142. P. 121–129. DOI: https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.09.124

6. Molina D. L. et al. Multiobjective Optimization of the Energy Efficiency and the Steam Flow in a Bagasse Boiler. Sustainability. 2023. Vol. 15, № 14. DOI: https://doi.org/10.3390/su151411290

УДК 662.951.23

Романова К. О., канд. техн. наук, доц.;

Правовєров А. О., аспірант;

Шевчук Д. О., аспірант

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», м. Київ, Україна

ЕНЕРГО-ЕКОЛОГІЧНА ЕФЕКТИВНА МОДЕРНІЗАЦІЯ ТА ОПТИМІЗАЦІЯ РЕЖИМІВ РОБОТИ ВОДОГРІЙНИХ КОТЛІВ СЕРІЙ ТВГ ТА КВГ

Постановка проблеми та її актуальність. На сьогодні системи централізованого теплопостачання міст України перебувають у складній економічній та технічній ситуації і потребують комплексної оптимізації та глибокої модернізації [1-2]. Це безпосередньо стосується комунальних та промислових опалювальних водогрійних котелень, де основне обладнання (зокрема водогрійні котли) відпрацювало свій паспортний термін експлуатації [3-4]. У зв'язку з термомодернізацією будівель, частковим від'єднанням промислових підприємств і скороченням споживання гарячої води навантаження на котельні суттєво зменшилося, що вимагає розширення діапазону регулювання котлоагрегатів [5-6]. Найбільш поширеними у складських та квартальних котельнях залишаються водогрійні котли серій ТВГ та КВГ. Попри високу надійність топкових об'ємів та ефективне компонування конвективних поверхонь, їхній поточний стан за рівнем автоматизації, обмурування та системи повітропостачання не відповідає сучасним вимогам енергоефективності [7-8]. В умовах високої вартості паливно-енергетичних ресурсів розробка малозатратних заходів із модернізації цих котлів є вкрай актуальним завданням.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Проблематика підвищення ефективності котельного обладнання висвітлена в багатьох наукових працях. Гламаздін П. М. та Гламаздін Д. П. у своїх роботах детально проаналізували резерви підвищення енергоефективності котлів серій ТВГ і КВГ, вказуючи на необхідність перебудови систем газо- та повітропостачання, а також заміни застарілої обмурівки [4]. Дослідження Сатьявади Г. та Балді С. демонструють успішність застосування гібридного моделювання для моніторингу енергоефективності в режимі реального часу [5]. Питання оптимального спалювання палива та оптимізації процесу горіння розглядалися Моліною Д. та ін., де було доведено суттєвий економічний ефект від

зниження коефіцієнта надлишку повітря [6]. Водночас роботи [9-10] підтверджують необхідність системного підходу до модернізації опалювальних систем.

Формулювання мети дослідження. Метою роботи є виявлення та реалізація технічних резервів підвищення енергоефективності водогрійних котлів серій ТВГ та КВГ шляхом удосконалення їхньої конструкції, модернізації систем повітропостачання та оптимізації стехіометричного балансу процесу горіння.

Основна частина дослідження. Водогрійні котли серій ТВГ та КВГ є складними теплотехнічними комплексами. Для проведення глибокого аналізу їхніх показників було застосовано декомпозицію конструкції котлоагрегата з виділенням ключових підсистем (рис. 1).

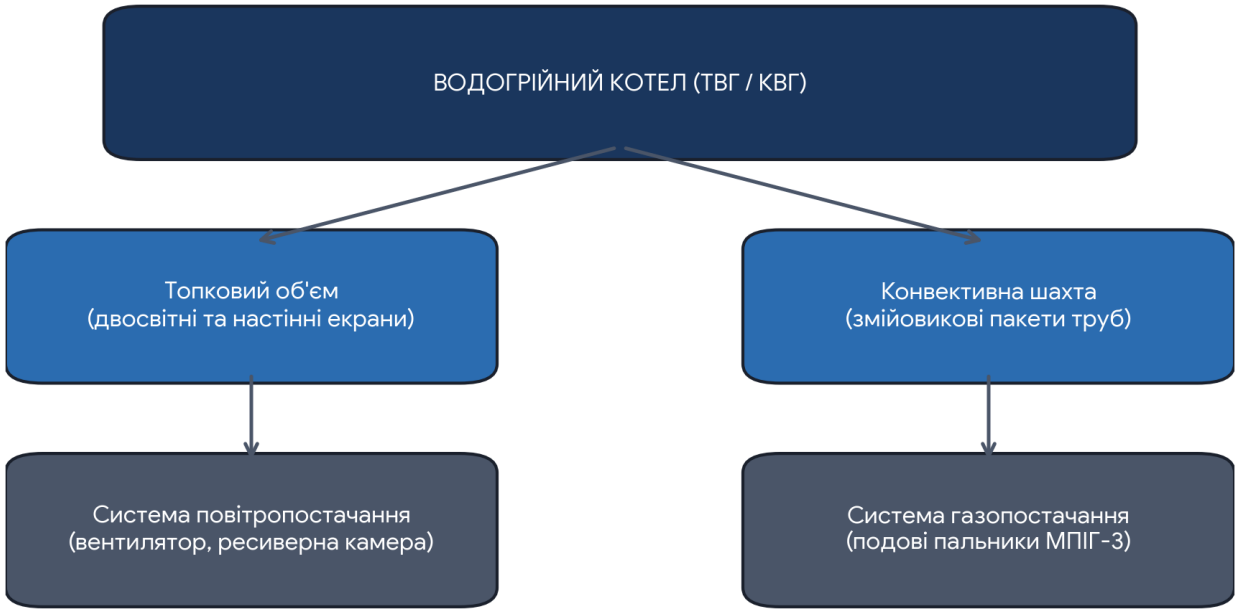


Рисунок 1 – Структурна декомпозиція та підсистеми водогрійних котлів серій ТВГ та КВГ

Аналіз конструкції свідчить, що топковий простір котлів розділений двосвітними екранами на окремі відсіки, у поді яких встановлено подові пальники. Головні технічні вади існуючих котлів полягають у застарілій системі повітропостачання через спільну підземну ресиверну камеру, низькій долговічності обмурування із шамотної цегли та підвищеному гідравлічному опорі конвективних пакетів із труб малого діаметра (d = 28×3 мм). Наявність спільної ресиверної камери спричиняє аеродинамічне розбалансування відсіків топок і утворення зон із недопалом палива та відкладенням сажі.

Найважливішим чинником підвищення ККД є мінімізація втрат теплоти з відхідними газами q_2 та від хімічного недопалу q_3. Втрати q_2 безпосередньо залежать

від коефіцієнта надлишку повітря α, який визначається співвідношенням:

$$\alpha = L_{факт} / L_0 , \qquad (1)$$

де $L_{факт}$ – фактична витрата повітря, м³/м³; L_0 – теоретично необхідна кількість повітря для повного згоряння 1 м³ природного газу.

Залежність втрат теплоти з димовими газами q_2 від коефіцієнта надлишку повітря описується виразом:

$$q_2 = \frac{(\alpha - 1) \cdot V_0 \cdot c_p \cdot (t_{\text{ух}} - t_0)}{Q_{\text{н}}^{\text{р}}} \cdot 100\%, \qquad (2)$$

Де:

V_0 – теоретичний об'єм димових газів, м³/м³;

c_p – питома теплоємність димових газів, кДж/(м³·К);

$t_{\text{ух}}$ – температура відхідних газів; °С;

t_0 – температура навколишнього повітря, °С;

$Q_{\text{н}}^{\text{р}}$ – нижча теплота згоряння палива, кДж/м³.

У результаті теплотехнічних розрахунків та експлуатаційних випробувань було визначено показники роботи котла при різних значеннях α (табл. 1).

Таблиця 1 – Показники роботи котельної установки залежно від коефіцієнту α

Коефіцієнт надлишку повітря α	**Температура газів $t_{ух}$, °С**	**Втрати з газами q_2, %**	**Хімічний недопал q_3, %**	**ККД котла η, %**
0.90	158	7.1	3.8	89.1
0.95	161	7.6	1.9	90.5
1.05	167	8.4	0.2	91.4
1.10	172	9.2	0.0	90.8
1.20	181	10.9	0.0	89.1
1.30	193	13.1	0.0	86.9

Як видно з даних таблиці 1 та графічних залежностей (рис. 2), оптимальним значенням коефіцієнта є α = 1.05. При такому режимі забезпечується повнота згоряння палива при мінімальних втратах із димовими газами, а ККД котла досягає максимуму – 91.4%.

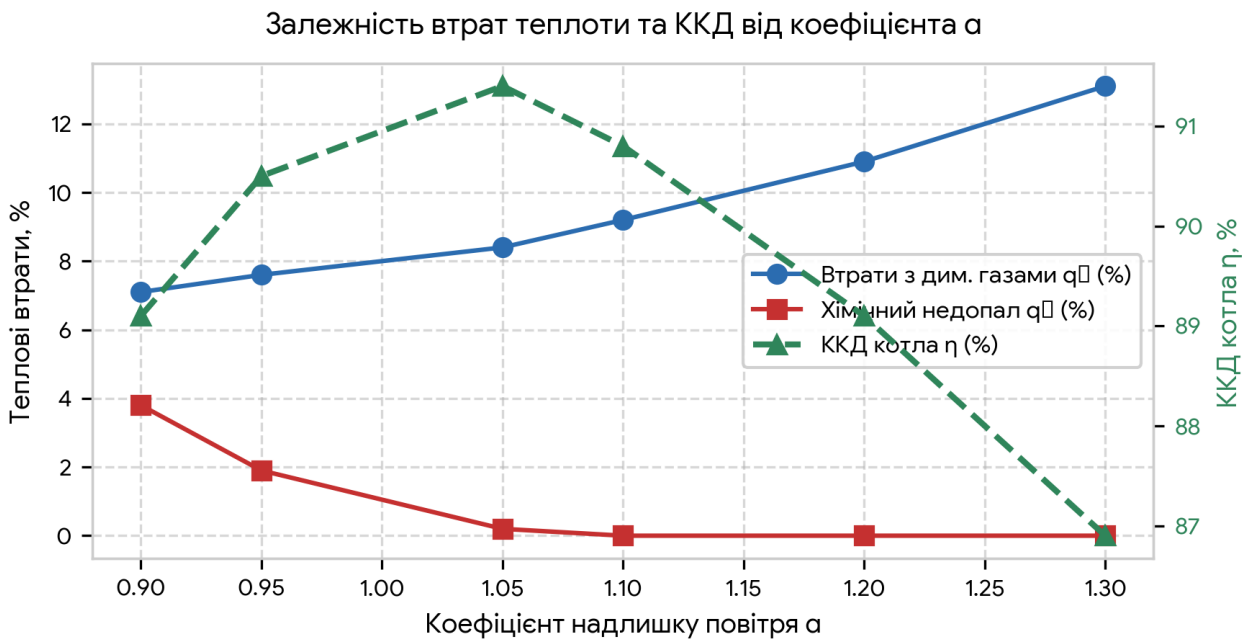


Рисунок 2 – Показники теплових втрат та ККД котла в діапазоні α = 0.90–1.30

Для практичної реалізації виявлених резервів пропонується комплекс заходів із модернізації:

1) Розділення системи повітропостачання з улаштуванням індивідуальних підводів повітря із сервоприводами до кожного пальника;

2) Заміна застарілої обмурівки на легку волокнисту теплоізоляцію із зовнішнім металевим кожухом, що знижує присисання повітря Δα до 0.02;

3) Впровадження каскадного керування пальниками й оснащення тягодуттьових машин частотними регуляторами; 4) встановлення виносних теплоутилізаторів (економайзерів). Це дозволяє підвищити ККД котлів до 94–95%.

Висновки та перспективи подальших досліджень

Модернізація водогрійних котлів серій ТВГ та КВГ є високоефективним і економічно доцільним способом підвищення енергетичної та екологічної безпеки комунальної теплоенергетики. Оптимізація повітряно-паливного співвідношення до рівня α = 1.05 дозволяє підняти ККД котла до 91.4%, а комплексна реконструкція обмурування, газопостачання та повітропроводів із додаванням виносного економайзера забезпечує ККД на рівні 94–95%. Подальші дослідження будуть спрямовані на чисельне моделювання температурних полів у відсіках топкового об'єму при застосуванні пальників безполум'яного горіння.

Література

1. Варламов Г.Б., Капустянський А.О. Вплив характеристик непроектного твердого палива на показники надійності та економічності роботи котельного устаткування // Енергетика: економіка, технології, екологія. – 2018. – №1. – С. 90–98.

2. Kravets T., Miroshnychenko Y., Kapustianskyi A. Enhancement of technical and economic indicators of power-generating units of thermal power plants by eliminating flue gas recirculation // Energy Engineering and Control Systems. – 2021. – Vol. 7, No. 1. – P. 26–31.

3. Капустянський А.О., Романова К.О. Вугільна теплова генерація України в сучасних умовах курсу на декарбонізацію // Сучасні проблеми наукового забезпечення енергетики. – Київ, 2023. – С. 200–201.

4. Kapustyanskii A.A. Study of flame combustion of off-design binary coal blends in steam boilers // Thermal Engineering. – 2017. – Vol. 64. – P. 534–541.

5. Чернявський М.В. та ін. Розробка методів приготування суміші антрациту з газовим вугіллям та її пиловидне спалювання // Енерготехнології та ресурсозбереження. – 2016. – №4. – С. 3–13.

6. Variny M. et al. Advances in Biomass Co-Combustion with Fossil Fuels in the European Context: A Review // Processes. – 2021. – Vol. 9(1). – P. 100.

7. Adoption of strategies for clean combustion of biomass in boilers / S. Sharma et al. Corrosion reviews. 2021. URL: https://doi.org/10.1515/corrrev-2020-0095.

8. Backa A., Nosek R., Čaja A. The analytical model of biomass combustion. MATEC web of conferences. 2020. Vol. 328. P. 04003. URL: https://doi.org/10.1051/matecconf/202032804003.

9. Bala-Litwiniak A., Musiał D. Computational and experimental studies of selected types of biomass combustion in a domestic boiler. Materials. 2022. Vol. 15, no. 14. P. 4826. URL: https://doi.org/10.3390/ma15144826.

10. Characteristics of trace elements and potential environmental risks of the ash from agricultural straw direct combustion biomass power plant / S. Xu et al. Chemosphere. 2023. Vol. 333. P. 138989. URL: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138989.

УДК 504.056:621.039.58]:355.01(477)

Солодовнікова Л. М., канд. техн. наук

Державна наукова установа «Науково-технологічний комплекс «Інститут монокристалів» НАН України, м. Харків, Україна

Сізова Н. Д. д-р техн. наук, ст. наук. співр.

Харківський національний університет будівництва та архітектури, м. Харків, Україна

РАДОНОНЕБЕЗПЕКА ПРОМИСЛОВИХ ОБ'ЄКТІВ УКРАЇНИ В УМОВАХ ВОЄННОГО СТАНУ

Введення

В умовах діючого воєнного стану спостерігається підвищення небезпеки від радіоактивного газу радону-222 на промислових об'єктах України, а саме на підприємствах урановидобувної, вугільної та залізорудної промисловості [1,2].

Відомо, що радіоактивний газ радон-222 та продукти його розпаду становлять близько 70 % колективної дози опромінення населення України. Радон проникає в дихальні шляхи, розпадається сам і утворює низку радіоактивних продуктів, які накопичуються та розпадаються в легенях, спричиняючи їх ураження. Радіоактивний газ радон-222 є одним із продуктів розпаду в ланцюгу урану-238. Розташування значної частини території України на кристалічному щиті з великим вмістом урану-238 та торію-232 сприяє інтенсивним еманаціям радіоактивних газів радону-222 і торону-220. В наслідок тривалого воєнного стану посилюється негативний ризик від радону-222 для життя та здоров'я людини. Постійні ракетні обстріли території України підвищують самовільне виділення радону-222 в місцях розташування об'єктів вугільної, залізорудної промисловості та посилюють радононебезпеку урановидобувних підприємств. Вибухи, артилерійські удари, рух важкої військової техніки, будівництво укріплень та інші земляні роботи можуть змінювати: пористість ґрунту, його проникність, тріщинуватість, структуру ґрунтових горизонтів, шляхи міграції ґрунтового газу. Це потенційно змінює умови надходження радону-222 із ґрунту до атмосфери та підвищує інтенсивність його еманації на території промислових об'єктів.

Актуальність

В умовах діючого воєнного стану в України радононебезпека підприємств вугільної, залізорудної та урановидобувної промисловості є важливою проблемою.

Актуальним завданням в цих умовах є проведення моніторингу радону-222 в

атмосферному повітрі підприємств вугільної, залізорудної та в шахтних водах урановидобувної промисловості України та аналіз розповсюдження радону-222 в за допомогою математичного моделювання. Це є необхідним для розробки оперативних протирадонових заходів згідно існуючому законодавству України [1,2].

Основна частина

В роботі проведено аналіз причин підвищення концентрацій радону-222 в умовах діючого воєнного стану на підприємствах вугільної, залізорудної промисловості та урановидобувної промисловості.

Чинне законодавство України та міжнародні стандарти в галузі радіаційної безпеки населення і виробничого персоналу промислових об’єктів набули нагальності в умовах воєнного стану і зобов’язують проводити постійний моніторинг радону-222 з розробкою відповідних протирадонових заходів. Прийнятий МАГАТЕ у 2018 р. стандарт (IAEA - Safety - Standards - Series) № GSG-9 «Регуляторний контроль радіоактивного забруднення навколишнього середовища» зобов'язує проводити контроль викидів у навколишнє середовище всіх радіаційно-небезпечних об'єктів з метою зменшення їхнього впливу на довкілля [3]. Контроль радонової обстановки промислових приміщень на залізорудних, вугільних, уранових підприємствах проводиться згідно вимог НРБУ-97/2000 [4].

На теперішній час в Україні всі діючі уранові шахти та рудники географічно зосередженні переважно в Кіровоградській (Новокостянтинівське уранове родовище) та частково в Дніпропетровській областях. Посилене виділення радону-222 відбувається під час видобутку та переробки уранової руди. Найбільш небезпечними є відвали видобутку уранової руди, які знаходяться на поверхні. Посилюється небезпека від радону-222 під час транспортування уранової руди, її розміщення в бункерах, навантаження, попереднього дроблення, складування, радіометричному сортуванню, на рудних складах, відвалах збалансованих руд і пустих порід де радоном-222 забруднюються не тільки атмосферне повітря і ґрунт, а й поверхневі та підземні води. Також радон-222 потрапляє в довкілля шляхом фільтрації через обвали, розломи, тріщини, незаглушені свердловини. На більшості рудників забруднення радоном-222 простежується на відстані 500–600 м від основного джерела забруднення. Потенційна небезпека від радону-222 під впливом воєнних дій посилюється внаслідок обстрілів енергосистеми України**.** Зміна енергопостачання призводить до: *1) припинення роботи вентиляційних систем; 2) відключення електроенергії; 3) переходу на аварійний режим вентиляції; 4) тривалого перебування людей у закритих приміщеннях; 5) використання підземних укриттів*.

Це особливо важливо, оскільки концентрація радону-222 у приміщенні визначається не тільки швидкістю його надходження, але й швидкістю видалення з повітрям. Таким чином, припинення вентиляції потенційно може спричинити значне накопичення радону в виробничих приміщеннях навіть без збільшення його надходження з ґрунту.

Також, в разі відключення енергопостачання, знеструмлюються насоси відкачки шахтних вод. Так, критичні об'єкти Державного підприємства «Східний гірничо-збагачувальний комбінат» (ДП «СхідГЗК») неодноразово знеструмлювалися, це приводило до зупинки насосів на уранових шахтах (наприклад, Смолінській), що призводило до їх підтоплення і створювало ризики екологічної катастрофи через потенційне забруднення шахтних вод радіоактивними речовинами. Потрапляння забруднених шахтних вод в підземні і поверхневі води сприяє підвищенню концентрації радону-222 та його виділенню в атмосферне повітря на території підприємства та далеко за його межами.

На залізорудних і вугільних шахтах України радонова небезпека пов'язана з наявністю природних радіонуклідів урану-238 і торію-232 у видобувних корисних копалинах та породах, що їх вміщують. Неодноразові ракетні удари по промисловій інфраструктурі видобутку залізної руди відбувалися по об’єктам найбільшого в Україні Криворізького залізорудного басейну. Головні атаки призводили до руйнувань інфраструктури та зміни пористості порід, їх проникності, тріщинуватості, структури видобувних горизонтів порід, шляхи міграції ґрунтового газу та жертв серед працівників підприємств. Цей факт зумовлює додаткову небезпеку від радону-222 та продуктів його розпаду до вже існуючого радіаційного забруднення не уранових шахт і підземних рудників. Радон-222 потрапляє в атмосферне повітря та в шахтну атмосферу за рахунок дифузійного та фільтраційного перенесення в масиві й завдає величезної шкоди здоров’ю гірників. Усі ці загрози вимагають обстеження та постійного радонового моніторингу атмосферного та шахтного повітря для прийняття відповідних проти радонових заходів.

Особливо тривалу загрозу від радону-222 становлять хвостосховища відкритого типу – місця складування та зберігання відходів переробки уранової руди, які в умовах воєнного стану є потенційно радононебезпечними об’єктами впливу. Виділяючись із хвостосховища радон-222 завдає шкоди здоров’ю населенню, яке проживає на прилеглих до сховищ територіях. Також, і відпрацьовані джерела урану-238 і радію-226, що містяться у сховищах радіоактивних відходів закритого типу (спецкомбінати УкрДО «Радон») становлять певну радононебезпеку для виробничого персоналу і

мають бути забезпечені відповідним контролем та протирадоновими заходами [3].

Також, небезпека від радону-222 посилюється постійним руйнуванням від обстрілів промислового комплексу де будівельні матеріали споруд можуть вміщувати природній уран-238, в наслідок цього потенційно можуть спостерігатися самовільні викиди радону-222 в атмосферне повітря. У повітряному просторі України фіксувалися випадки застосування ворогом безпілотних літальних апаратів (БпЛА) зі слідами збідненого урану-235. Уламки одного з таких, містили радіоактивні елементи (уран-235 та уран-238) і становили локальну радіаційну небезпеку для довкілля та потенційну небезпеку від радону-222 для населення в областях ураження. Після збиття БпЛА небезпечні компоненти транспортувалися до місць зберігання радіоактивних відходів. Такі атаки не є поодинокими випадками.

Дослідження потенційного рівня радононебезпеки об'єктів довкілля технічно забезпечується засобами вимірювання радону-222, що реалізують різні методи реєстрації α-частинок, які випромінюються радоном-222 при радіаційному розпаді природного урану-238 (рис. 1)

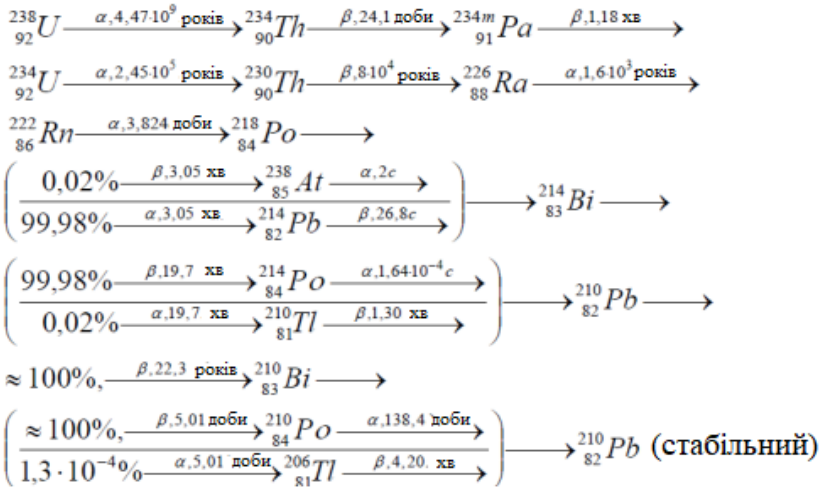


Рисунок 1 – Схема розпаду природного урану-238 .

Найчастіше класифікацію методів вимірювання радону-222, поділяють на дві групи: пасивні (інтегральні) та активні (миттєві або безперервні). Такий поділ вважається стандартним у радіоекології, оскільки пасивні методи вимірюють середню концентрацію за тривалий час (тижні, місяці), а активні — поточну концентрацію в реальному часі .

Пасивні (інтегральні) методи під час експозиції не потребують примусового прокачування повітря насосом та джерел електроживлення, оскільки накопичують інформацію за певний період (від кількох діб до місяців). До них відносять:

- Метод трекових детекторів - ідеальний для довготривалого інтегрального

моніторингу (від 1 до 3–12 місяців) у житлових приміщеннях.

- Метод електретної камери - використовується для середньострокових вимірювань (від кількох днів до тижнів). Електрет слугує одночасно і джерелом електричного поля, і датчиком.
- Метод адсорбції радону на активованому вугіллі (метод вугільних адсорбентів) - експрес-інтегральний метод для коротких періодів (зазвичай 2–7 діб). Часто застосовується для первинного скринінгу приміщень.

Активні (миттєві та безперервні) методи потребують використання аспіраторів (насосів) для примусового відбору проб повітря, води чи ґрунтового газу, а також електроживлення для роботи електронних вузлів приладу. Вони показують коливання концентрації радону в реальному часі. До них відносять:

- Метод імпульсної іонізаційної камери - забезпечує високу точність і чутливість, дозволяє проводити як миттєві вимірювання окремих проб, так і безперервний моніторинг динаміки радону. Метод реалізовано в професійному радон-моніторі AlphaGUARD DF2000 (Німеччина) [5,6]. Безперервне вимірювання об'ємної активності (ОА) і еквівалентної рівноважної об'ємної активності (ЕРОА) радону-222, температури, тиску і відносної вологості повітря, діапазон виміру ОА радону – від 2 до $2 \cdot 10^6$ Бк/м^3 з похибкою вимірювання не більше ± 10% (час вимірювання на рівні 2 Бк/м^3 не менше 24 год). Діапазон вимірювання ЕРОА радону – від 5 до $2 \cdot 10^5$ Бк/м^3 з похибкою вимірювання не більш ± 20%. AlphaGUARD DF2000 застосовується для визначення величин об'ємної активності радону-222 в повітрі промислових приміщень закритих сховищ радіоактивних відходів УкрДО «Радон». Для визначення густини потоку радону-222 в місцях порушення структури ґрунту внаслідок обстрілів та з поверхні хвостосховищ радіоактивних відходів відкритого типу використовується AlphaGUARD DF2000 (глибина відбору проб повітря – від 0,2 до 10 м). Діапазон вимірювання ОА радону в ґрунтовому повітрі – від 1000 до $2 \cdot 10^6$ Бк/м^3 з похибкою не більше ± 10% (час одного вимірювання – не більше 15 – 20 хв).
- Метод напівпровідникових детекторів завдяки високій роздільній здатності дозволяє розділяти альфа-частинки радону-222 та його дочірніх продуктів розпаду (ДПР) у режимі реального часу.
- Сцинтиляційний метод - найчастіше використовує сцинтиляційні камери (комірки Лукаса), застосовується як для швидкого відбору «миттєвих» проб повітря (із подальшим вимірюванням у лабораторії), так і в автоматичних безперервних моніторах. На сьогоднішній час для вимірювань величини об'ємної активності радону-222 в атмосферному повітрі підприємств вугільної, залізорудної та урановидобувної

промисловості України використовується сцинтиляційний метод реєстрації радону-222, який реалізовано в радіометрі РГА-09М (ТОВ «НВП «ТЕТРА», м. Жовті води). Похибка вимірювання приладу складає ±30 % і застосовується на підприємствах ядерно-паливного циклу, вугледобувної та гірничорудної промисловості.

Таким чином, оцінка радононебезпеки в умовах воєнного стану підприємств урановидобувної, вугільної та залізорудної промисловості України є необхідною та актуальною задачею [1-9]. Моніторинг радону-222 та математичне моделювання розповсюдження радону-222 на об’єктах дослідження сприяє розробці ефективних проти радонових заходів з метою зменшення радіаційного навантаження на виробничий персонал та на населення прилеглих територій.

Література

1. Визначення та оцінки концентрацій активності радону на робочих місцях : методичні рекомендації / Т. О. Павленко, М. А. Фризюк, А. П. Оперчук ; ДУ «Інститут громадського здоров'я ім. О. М. Марзєєва НАМН України». — Київ, 2024. — 38 с. URL: https://health.gov.ua/activity/scientific-activity/methodological-recommendations/ (Документ №10 у переліку за 2024 рік).

2. Солодовнікова Л. М., Семіноженко В. П., Павленко Т. О. Оцінка рівня радононебезпеки підземних шкіл та підземних захисних споруд. Актуальні питання громадського здоров’я та екологічної безпеки України. 2025. № 25. С. 152–154.

3. IAEA - Safety - Standards - Series № GSG-9 «Regulatory control of radioactive discharges to the environment / International Atomic Energy Agency, 2018 (International Atomic Energy Agency, 2018. | Series: IAEA safety standards series, ISSN 1020–525X; no. GSG-9 | Includes bibliographical references.)

4. Норми радіаційної безпеки України. Доповнення: Радіаційний захист від джерел потенційного опромінення (НРБУ-97/Д-2000). Затверджено Постановою Головного державного санітарного лікаря України від 12.07.2000. № 116. Київ. 2000. 25 с.

5. Solodovnikova L. N., Tarasov V., Sizova N. A standard radon-222 source for the system of high-accuracy monitoring of radon-hazardous facilities in Ukraine. Functional materials. 2018. Vol. 25, no. 1. P. 193–199. URL: **https://doi.org/10.15407/fm25.01.193** (date of access: 01.05.2026).

6. ДСТУ IEC 61577-1:2008 Прилади радіаційного захисту. Прилади вимірювання радону та продуктів його розпаду. Частина 1. Загальні принципи (IEC 61577-1:2006, IDT)

7. Павленко Т.О., Сердюк А.М., Оперчук А.П., Аксьонов М.В., Фризюк М. А., Тарасюк О.Є., Федоренко О. В., Михайленко О.В. Рівні опромінення населення України в контексті плану дій щодо зменшення рівнів радону в повітрі приміщень. Проблеми радіаційної медицини та радіобіології : зб. наук. праць. 2020. № 25. С. 220-229. https://doi.org/10.33145/2304-8336-2020-25-220-229

8. Павленко Т.О., Оперчук А.П., Аксьонов М.В., Фризюк М.А., Михайленко О.В. Першочергові завдання плану дій щодо зменшення рівнів радону в повітрі будинків. Ядерна та радіаційна безпека. 2021. № 1(89). С. 14-20 https://doi.org/10.32918/nrs.2021.1(89).02

9. Павленко Т. О., Аксьонов М. В., Фризюк М. А. Вміст природних радіонуклідів у технологічних відходах видобувної та переробної промисловості України. Проблеми радіаційної медицини та радіобіології : Зб. наук. праць. 2019. № 24. С. 136-145. https://doi.org/10.33145/2304-8336-2019-24-121-130

УДК 504.3.054

Сорока М. Л.[1,2], канд. техн. наук;

Бєлоконь К. В.[1], канд. техн. наук, доц.;

Аданік О. О.[1], здобувач першого (бакалаврського) рівня вищої освіти третього року навчання за спеціальністю 183 «Технології захисту навколишнього середовища»;

[1]*Запорізький національний університет, м. Запоріжжя, Україна*
[2]*Західноукраїнський національний університету, м. Тернопіль, Україна*

РЕТРОСПЕКТИВНИЙ АНАЛІЗ ЗМІН АЕРОЗОЛЬНОГО ІНДЕКСУ У ПОВІТРІ ЗАПОРІЗЬКОЇ ОБЛАСТІ У 2020-2024 РОКАХ

Забезпечення належної якості атмосферного повітря є одним із ключових завдань екологічної безпеки, особливо для Запорізької області під час війни та на етапі повоєнної зеленої відбудови. Моніторинг та оцінка рівнів забруднення аерозольними частками є важливим параметром екологічної безпеки, що не забезпечує чинна Програма державного моніторингу стану та якості атмосферного повітря. За цих умов, виправданим є аналіз даних альтернативних джерел моніторингу – сучасних інструментів дистанційного зондування Землі.

Метою роботи є здійснення комплексного ретроспективного аналізу просторово-часової динаміки змін аерозольного індексу (AI) в атмосферному повітрі територій адміністративних районів Запорізької області за період 2020–2024 років, узагальнення масивів даних та виявлення багаторічних тенденцій, спільних сезонних патернів та оцінки загального рівня аерозольного навантаження у регіоні.

Ця робота базується на основі впорядкованих ретроспективних даних третього рівня архівації дистанційного зондування супутником Sentinel-5 Precursor (далі S5P) з приладом TROPOMI. Первинні вихідні дані для аналізу завантажені через діалогові системи Copernicus Browser для сервісу візуалізації даних (роздільної здатності одиниці усереднення результатів 5,0×8,5 км) та робочого середовища WorkSpase [1] EESA обробки даних та завантаження даних через екосистему продуктів Explore Data Copernicus Data Space Ecosystem.

Ретроспективний аналіз виконаний для інтегрального параметру якості та стану атмосферного повітря – аерозольного індексу, за результатами дистанційного супутникового моніторингу Землі. Цей інтегральний показник якості повітря вказує на наявність у шарах атмосфери аерозолів, що поглинають ультрафіолетові промені (умовний аналог TSP, вмісту пустельного пилу тощо), обчислений усередненням у

квадратах 5,0×5,5 км на довжинах хвиль 340/380 нм в умовних одиницях. Детальну інформацію про алгоритми обробки, дешифрування та інтерпретації спектральних даних ви можете знайти у каталозі Copernicus Sentinel-5P data products Sentinel-5 Precursor Level 2 Ultraviolet Aerosol Index [2].

Використання відкритих ретроспективних даних третього рівня архівації через екосистему Copernicus Data Space Ecosystem відкриває нові можливості для оцінки однорідності розподілу забруднювачів, виявлення сезонних патернів та ідентифікації епізодичних аномалій на рівні окремих адміністративних районів. Аналіз первинних даних складений для просторових полігонів, еквівалентних територіям адміністративних районів Запорізької області [3]. Для оцінки ступеню репрезентативності узагальнених даних для кожної групи даних обчислений якісний показник надійності мінімальної частки підтверджених значень (0,50), використаних для узагальнення за медіанами, приведеної до розрахункової кількості значень у просторовому полігоні. Результати ретроспективних змін наведені на рис 1 та 2.

Аналіз отриманих залежностей (рис. 1) свідчить, що розподіл вмісту аерозольних речовин у повітрі районів Запорізької області є однорідним, демонструє спільні сезонні патерни та ретроспективні тенденції. У період від 2022 до 2023 року спостерігалось статистично значиме зменшення середніх медіанних значень аерозольного індексу у повітрі усіх районів Запорізької області. На нашу думку, це може бути пов’язаним із зменшенням промислового навантаження у регіоні від лютого 2022 року та припинення промислових викидів агломерації міста Маріуполь. Опосередковано це свідчить про відсутність домінанти впливу активних воєнний дій на кількість аерозолів у повітряному басейні південного сходу України.

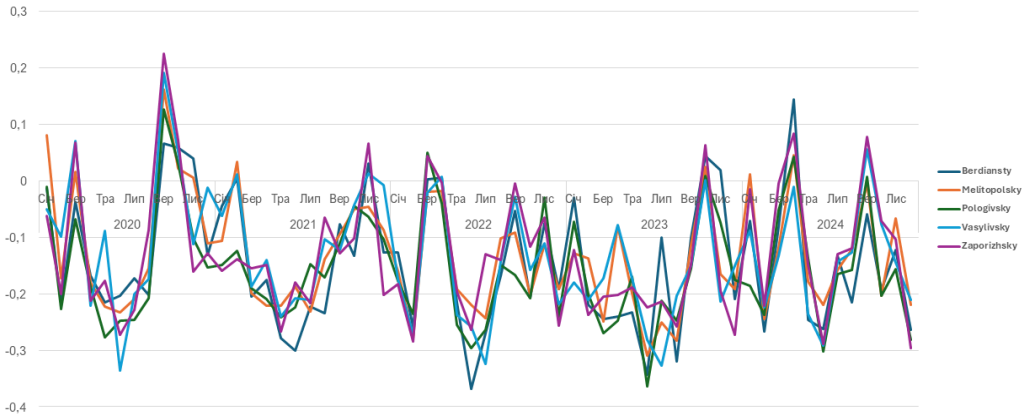


Рисунок 1 – Динаміка змін усереднених за місяць медіан середньодобових значень Аерозольного індексу у повітрі Заопрізької області у 2020-2024 роках

Детальний аналіз розподілу максимальних зафіксованих середніх добових значень (рис. 2) аналіз виявив, що для усіх районів Запорізької області Аерозольний індекс відповідає (I) квартелю зведеної шкали багаторічних спостережень системи Copernicus у Європейській зоні. Випадки епізодичного та короткострокового збільшення частоти значень (II) та (III) квартелю зведеної шкали характерні для Мелітопольського, Василівського та Бердянського районів Запорізької області у II-III кварталах 2022-2024 років. На нашу думку, ці аномалії узгоджуються з випадками активних воєнних дій – чим демонструють опосередкований вплив активності воєнних дій на вміст короткострокове збільшення аерозолю у приземних шарах атмосферного повітря.

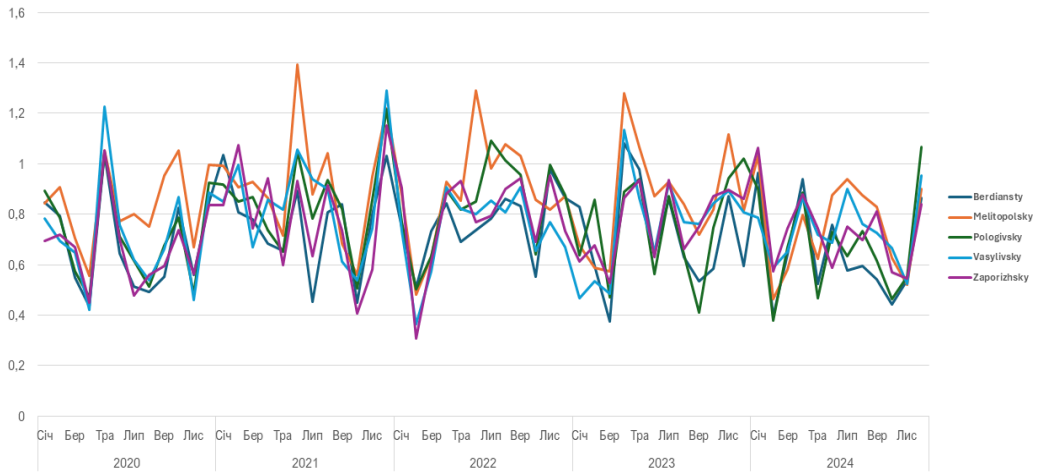


Рисунок 2 – Динаміка змін максимальних зафіксованих середніх добових значень Аерозольного індексу у повітрі Заопрізької області у 2020-2024 роках

Література

1. Workspace. Copernicus EU. EESA. 2026. URL: https://workspace.dataspace.copernicus.eu/workspace/

2. Copernicus Sentinel-5P (processed by ESA), 2021, TROPOMI Level 2 Ultraviolet Aerosol Index products. Version 02. European Space Agency. URL: https://doi.org/10.5270/S5P-3dgz66p

3. Атлас адміністративно-територіального устрою Запорізької області. Управління містобудування та архітектури Запорізької обласної державної адміністрації серпень 2020 року. URL: https://www.zoda.gov.ua/files/WP_Article_File/original/000142/142760.pdf

УДК 504.3.054

Сорока М. Л.[1,2], канд. техн. наук;

Брик М. О.[1], здобувач першого (бакалаврського) рівня вищої освіти другого року навчання за спеціальністю G2 «Технології захисту навколишнього середовища»;

Науменко Є. Г.[1], здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти першого року навчання за спеціальністю J4 «Охорона праці»

[1]*Запорізький національний університет, м. Запоріжжя, Україна*
[2]*Західноукраїнський національний університету, м. Тернопіль, Україна*

ДОСЛІДЖЕННЯ МОЖЛИВОСТЕЙ ВИКОРИСТАННЯ ТЕРМІЧНО МОДИФІКОВАНОГО ОПАЛОГО ЛИСТЯ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД ЖИРО-МАСЛЯНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

В сучасних економічних умовах України спостерігається збільшення інтересу до різноманітних відходів або природних матеріалів, які можуть бути застосовані для очищення забруднених стічних вод різного компонентного складу та походження. У цьому сенсі особливої уваги заслуговують сорбенти-субститути для попереднього та глибокого очищення зворотних вод від жирів, масел та їх похідних. Пошук нових дешевих та ефективних матеріалів для очищення стічних вод від нафтового забруднення та дослідження їх експлуатаційних властивостей залишається актуальним завданням технологій захисту навколишнього середовища.

Це дослідження присвячене вивченню можливостей використання деяких відходів рослинного походження в якості сорбентів для очищення стічних вод від жиро-масляної емульсії сорбційно-фільтрувальними методами.

Постановка експериментальної частини виконана за оригінальними методиками [1], широко застосованими для цього роду задач. Методологічно експериментальна частина роботи складається з таких етапів:

- приготування модельних розчинів стічних вод з відомою концентрацією нафтопродуктів;
- побудова ізотерми сорбції нафтопродуктів на поверхні об’єкті дослідження – відходів;
- експериментальне визначення залежності ефективності очищення стічних вод від питомої витрати виходу, як сорбенту для очищення стічних вод від нафтопродуктів.

Робочими розчинами на всіх етапах виконання експериментальної частини були

розчини з відомою стандартною концентрацією жирів та масел на рівні від 5 до 1000 значень ОБР у воді. Для побудови ізотерми сорбції виконаний експеримент з визначення рівноважної максимальної концентрації на границі поділу фаз робочий розчин-сорбент у статичних умовах. За функцію ізотерми сорбції прийнято окремий випадок граничної сорбції Ленгмюра – питома сорбційна ємкість *А* у мг/дм^3. Кількісне визначення концентрації нафтопродуктів у пробах модельних розчинів та елюату виконували за стандартизованою методикою МВВ 081/12-57-00 [2] з використанням автоматичного аналізатору «МІКРАН».

На рис. 1 представлена ізотерма сорбції нафтопродуктів на поверхні об'єкту дослідження. На рис. 2 представлені результати визначення ефективності очищення стічних вод у фільтровально-сорбційних схемах очищення. Ізотерма сорбції побудована за результатами експериментального визначення рівноважної концентрації нафтопродуктів. Сорбційна ємкість відходів (*А*) знаходиться в експоненціальній залежності від концентрації нафтопродуктів у стічні вод (*Сн*). Аналіз формалізованої залежності *А=f(Сн)* доводить, що максимальне значення сорбційної ємкості об'єкту дослідження сягає 4,0 мг/г при *Сн*→∞. У діапазоні значень *Сн* від 10 до 50 мг/дм^3 (найбільш поширене значення концентрації нафтопродуктів у стічних воді, яка надходить для очищення сорбційний фільтр) значення сорбційної ємкості знаходиться у діапазоні від 1,5 до 3,0 мг/г.

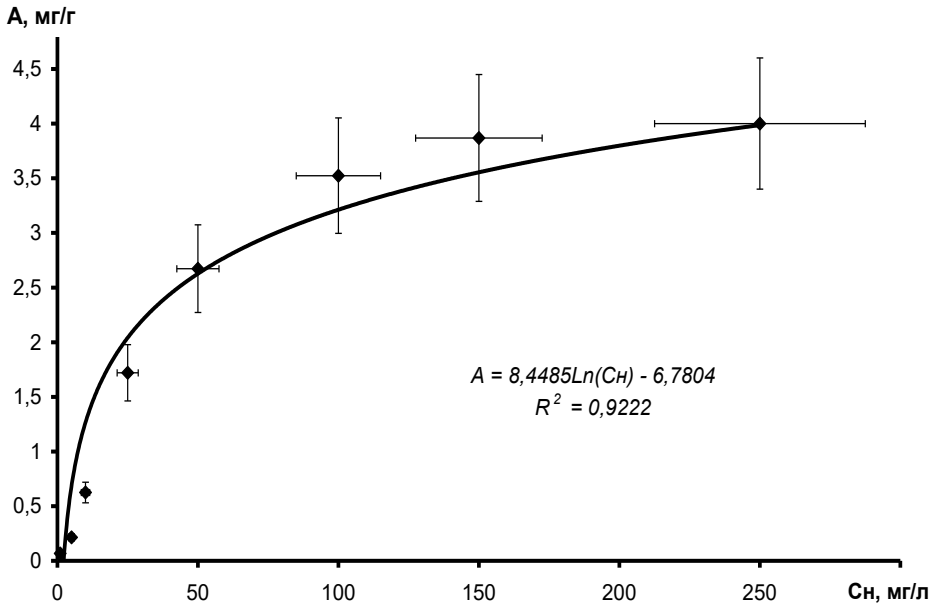


Рисунок 1 – Ізотерма сорбційної фільтрації жиро-масляної емульсії на поверхні термічно модифікованих відходів опалого листя

Ці значення співставні з сорцбійною ємкістю відомих сорбентів на основі рослинних відходів та природних матеріалів. Аналізуючи графіки залежності, наведені на рис. 2, можна дійти декількох висновків:

- термічно модифіковане опале листя демонструє сорцбійні властивості по відношенню до розчинених нафтопродуктів у широкому діапазоні концентрацій;
- об'єкт дослідження має більшу ефективність очищення по відношенню до розчинених жирів та масел, ніж до емульсованих

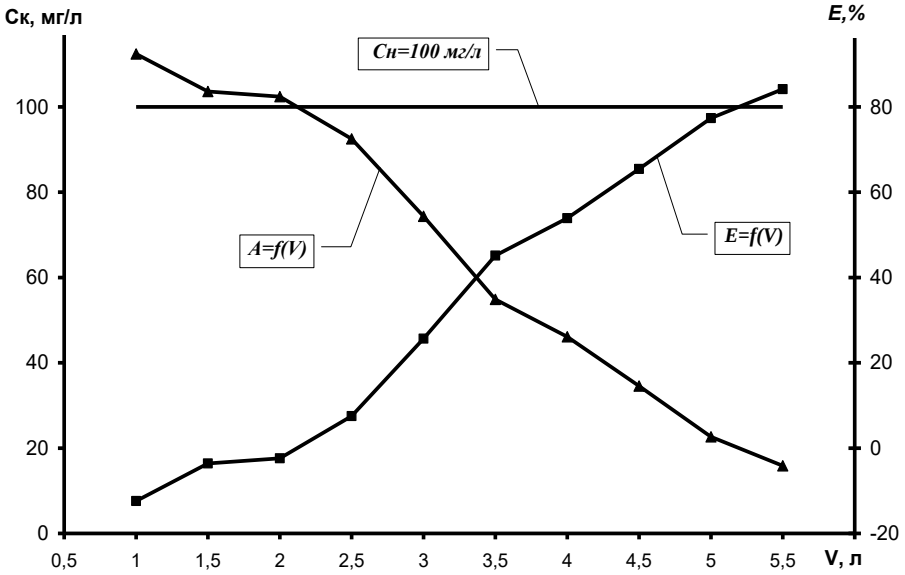


Рисунок 2 – Залежність залишкової концентрації та ефективності очищення стічних вод від об'єму очищеної води ($m_{сор}$=15 г)

Взаємний аналіз результатів на рис. 1 та 2 свідчить про значний потенціал використання термічно модифікосваного опалого листя для цілей аварійного захисту від забруднення вод нафтопродуктами, жирами та маслами.

Література

1. Ганчева А. С. Сорбційна емність опалого листя – як сорбенту для очистки стічних вод від нафтопродуктів [Текст] // Еколого-правові та економічні аспекти екологічної безпеки регіонів: матеріали науково-практичної конференції. – Х.: ХНАДУ, 2012. – С. 41-42.

2. МВВ №081/12-57-00 Методика выполнения измерений массовой концентрации нефтепродуктов в воде автоматическим анализатором «МИКРАН». – введена свидетельством про аттестацию № 081/12-57-00 от 15 марта 2000 года. – Одеса: НПП Эконика, 2000. – 14 с.

УДК 504.4:504.064

Сорокіна К. Б., канд. техн. наук

Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова, м. Харків, Україна

ОЦІНКА СТАНУ ВОДНИХ ДЖЕРЕЛ ТА МОНІТОРИНГ ЗАБРУДНЕНЬ В УМОВАХ ЕКОЛОГІЧНИХ ТА ТЕХНОГЕННИХ ВИКЛИКІВ

Забезпечення сталого функціонування водних екосистем та гарантування безпеки системи питного водопостачання належить до фундаментальних пріоритетів національної безпеки будь-якої держави. Ця задача відповідає Цілям сталого розвитку ООН, зокрема ЦСР 6 «Чиста вода та належні санітарні умови» [1].

Правове регулювання моніторингу та охорони водних ресурсів в Україні перебуває у стані гармонізації з нормативно-правовою базою Європейського Союзу. Базовим міжнародним стандартом у цій галузі є Водна рамкова директива 2000/60/ЄС (ВРД ЄС), прийнята 23 жовтня 2000 року [2]. ВРД ЄС заклала принципово нові засади управління водними ресурсами – перехід від адміністративно-територіального до басейнового принципу. Головною метою ВРД ЄС є досягнення та підтримка «доброго екологічного та хімічного стану» поверхневих вод, а також «доброго хімічного та кількісного стану» підземних вод. Сучасні ініціативи щодо оновлення ВРД ЄС у рамках Європейської зеленої угоди (European Green Deal) спрямовані на актуалізацію списків пріоритетних забруднювачів та посилення стандартів екологічної якості.

На національному рівні ключовим кроком на шляху імплементації вимог ВРД ЄС стало прийняття Постанови Кабінету Міністрів України № 758 від 19 вересня 2018 року «Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод» [3]. Цей нормативно-правовий акт розмежував компетенції між суб’єктами моніторингу (Держводагентство, ДСНС, Держгеонадра, Міндовкілля) та встановив єдині правила спостережень для масивів поверхневих, підземних і морських вод.

В умовах зростаючого антропогенного навантаження, глобальних кліматичних змін та інтенсифікації промислового виробництва спостерігається систематичне погіршення якості поверхневих та підземних водних джерел. Погіршення стану водних ресурсів вимагає постійного вдосконалення методологічних підходів та інструментальної бази аналітичного контролю.

Для України зазначена проблематика набула катастрофічного характеру у зв’язку із повномасштабною військовою агресією. Воєнні дії спричинили

безпрецедентне руйнування водогосподарської інфраструктури, відбувається затоплення промислових об’єктів і шахт, масований витік нафтопродуктів та хімічних речовин, а також пряме ураження гідротехнічних споруд. Основні чинники впливу та наслідки воєнних дій на водні джерела наведені у таблиці 1.

Таблиця 1 – Основні чинники та наслідки воєнного впливу на водні джерела

Чинник впливу	Характер забруднюючих речовин	Екологічні наслідки для водних об’єктів
Застосування боєприпасів та вибухи	Продукти детонації, важкі метали	Токсичне ураження донних відкладень та водоносних горизонтів
Руйнування гідроспоруд (наприклад, Каховська ГЕС)	Паливно-мастильні матеріали, змиті пестициди, затоплені побутові відходи	Катастрофічний змив родючого шару, виділення токсикантів, деградація дельти Дніпра
Затоплення вугільних шахт Донбасу	Високомінералізовані та кислі шахтні води, сульфати, важкі метали	Засолення та закислення підземних питних горизонтів, ризик просідання ґрунтів
Пошкодження очисних споруд	Неочищені господарсько-побутові та промислові стічні води, патогени	Бактеріальне забруднення, евтрофікація, зменшення концентрації розчиненого кисню

Організація та проведення державного моніторингу водних джерел під час бойових дій зіштовхується з технічними, безпековими та організаційними проблемами.

Проведення систематичного моніторингу в умовах воєнного стану ускладнюється такими факторами:

- фізична небезпека для персоналу та втрата доступу – мінування прибережних захисних смуг, безпосередні бойові дії та окупація територій унеможливлюють відбір проб у базових створах спостереження;

- знищення інфраструктури – відбувається фізичне руйнування лабораторій Басейнових управлінь водних ресурсів, втрата дороговартісного обладнання та мережевої інфраструктури;

- порушення логістики – утруднене або неможливе постачання хімічних реактивів, стандартних зразків речовин;

- дефіцит висококваліфікованих кадрів;

- відсутність методологічних протоколів, сертифікованих стандартів та обладнання для виявлення специфічних забруднювачів;

- неможливість фіксації аварійних витоків за стандартними календарними графіками відбору проб.

Додатковим дестабілізуючим фактором стало зростання навантаження на комунальні системи водопостачання та водовідведення в центральних і західних областях України. Внаслідок вимушеного переміщення мільйонів внутрішньо переміщених осіб із зони активних бойових дій виникло екстремальне гідравлічне та біогенне перевантаження місцевих очисних споруд. Це призвело до виникнення локальних аномалій якості скидів та погіршення стану малих і середніх річок у приймаючих громадах, де моніторингова мережа раніше мала низьку щільність постів спостереження.

У даних умовах традиційні методики та графіки проведення моніторингових досліджень виявляються малоефективними, що обумовлює необхідність перегляду принципів оцінки стану водних об’єктів та швидкої інтеграції сучасних високотехнологічних інструментів контролю.

Класичний інструментарій контролю якості води спирається на лабораторні фізико-хімічні, аналітичні та мікробіологічні методи. Використання високоточного обладнання дозволяє виявляти ширший спектр забруднювачів на рівні мікроконцентрацій:

- хроматографічні методи застосовують для ідентифікації низькоконцентрованих органічних забруднювачів, пестицидів, фенолів, вибухових та фармацевтичних сполук;

- спектрометричні методи використовують для точного визначення спектра важких металів;

- електрохімічні та оптичні методи застосовують для експрес-визначення іонного складу, біогенних елементів та загальних параметрів води.

Однак, суттєвими обмеженнями традиційної лабораторної практики є висока тривалість аналітичного циклу (від кількох годин до днів), висока вартість витратних матеріалів, потреба в кваліфікованому персоналі та непостійність даних, що унеможливлює оперативне реагування на раптові аварійні або техногенні скиди.

Сучасна методологічна база контролю якості води базується на поетапному поєднанні польових експрес-вимірювань, автоматизованого моніторингу in-situ, лабораторного хромато-мас-спектрометричного аналізу та геоінформаційного дистанційного зондування Землі (ДЗЗ). Занурювальні мультипараметричні датчики, які розміщують безпосередньо у водних об’єктах, здійснюють безперервне вимірювання базових показників. Бездротові модулі зв’язку передають первинні дані

на хмарні сервери, де відбувається їх обробка, візуалізація та автоматичне формування сигналів тривоги при перевищенні гранично допустимих рівнів. Технології ДЗЗ базуються на використанні оптичних, мультиспектральних та гіперспектральних сенсорів, встановлених на супутникових платформах або безпілотних літальних апаратах (БПЛА). Використання мультиспектральних супутникових знімків у поєднанні з ГІС-платформами дозволяє оцінювати великомасштабні динамічні процеси: рівень евтрофікації, розподіл завислих речовин, теплове забруднення, наявність гострої токсичності у водному середовищі тощо.

Технічна вразливість цифровізованих та автоматизованих систем спостережень зумовлена їхньою залежністю від інфраструктури. Стаціонарні автоматизовані станції потребують безперебійного електроживлення та стійкого зв'язку для передачі даних. Масовані атаки на енергетичну інфраструктуру призводять до тривалих блекаутів та порушень у роботі мереж стільникового й супутникового зв'язку, що спричиняє втрату даних та зупинку роботи автоматизованих гідрохімічних постів у найкритичніші моменти.

Трансформація систем оцінки стану водних джерел та моніторингу забруднень у водних об'єктах у післявоєнний період може передбачати реалізацію таких інноваційних напрямів:

- розгортання бездротових мереж IoT (Internet of Things). Застосування автономних низьковольтних сенсорів з передачею даних через 5G дозволить створити щільні мережі раннього виявлення локальних скидів;

- застосування штучного інтелекту (AI) та машинного навчання (ML) для автоматичного калібрування сенсорів, моделювання поширення забруднюючих плям та прогнозування гідрохімічних режимів річок;

- молекулярно-генетична оцінка біологічного стану екосистем за залишковими фрагментами ДНК гідробіонтів у пробах води;

- пасивний відбір проб для тривалого накопичення слідових органічних забруднювачів та біоакумулятивних речовин для виявлення ультранизьких концентрацій.

Таким чином, забезпечення надійного та об'єктивного моніторингу якості водних джерел в Україні вимагає поєднання інноваційних інструментальних методів із докорінною реформою нормативно-аналітичної бази. Для подолання сучасних викликів необхідний перехід від пасивного спостереження до створення інтегрованих автоматизованих систем реального часу на основі IoT-технологій, дистанційного зондування та штучного інтелекту. Реалізація принципу басейнового управління у

сукупності з гармонізацією вимог Водної рамкової директиви 2000/60/ЄС дозволить сформувати стійку систему екологічної безпеки водних ресурсів України у повоєнний період відновлення.

Література

1. Ціль 6: Чиста вода та належні санітарні умови. Цілі сталого розвитку. Програма розвитку ООН в Україні. URL: https://www.undp.org/uk/ukraine/tsili-staloho-rozvytku/clean-water-and-sanitation.

2. 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.

3. Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод : Постанова Кабінету Міністрів України від 19.09.2018 № 758. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/758-2018-%D0%BF#Text.

УДК 597:556.53:911.375

Старко М. В.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

ЗРОСТАННЯ ВЕРХОВОДКИ ЗВИЧАЙНОЇ (ALBURNUS ALBURNUS) У РІЧЦІ ЛОПАНЬ НА ТЕРИТОРІЇ МІСТА ХАРКІВ В ОСТАННІ РОКИ

Вступ. Зацікавленість дослідників у вивчені різноманітних підходів до використання риб як індикаторів стану гідроекосистем обумовлена тим, що живі організми відображають сукупний вплив факторів середовища. Крім того, біологічні показники дають узагальнену характеристику умов життя вивчених організмів за весь період їхньої життя, а, наприклад, аналіз хімічного стану середовища лише в момент безпосереднього відбору проб. Також вказується, що біологічний контроль може бути відносно недорогим, порівняно з хімічним [1]. Актуальність цієї проблеми зумовлена обумовлена ще й тим, що іхтіофауна — дуже важливий компонент біоти, який значною мірою визначає стан водної екосистеми у цілому [2].

Тому оцінка стану водних об'єктів по результатам досліджень іхтіофауни є важливим напрямком таких робіт. На багатосторонній підхід з використанням структурно-функціональних характеристик різних груп гідробіонтів, в тому числі і риб, орієнтована і Водна Рамкова Директива Європейського Союзу 2000/60/ЄС [3].

Хід процесу зростання значною мірою визначається взаємодіями організму з абіотичними та біотичними факторами середовища. Тому вважається загальноприйнятим, що зростання є як би сумарним виразом специфіки способу життя риб та індикатором стану популяції окремого виду риб у водному об'єкті.

Навколишнє середовище в умовах мегаполісу схильне до значного антропогенного впливу. Іхтіофауна річок, що протікають урбанізованими територіями, крім прямого та опосередкованого впливу на якісний склад їхтіоценозів, зазнає впливу і на життєдіяльність риб. Зокрема, спостерігається пригнічення росту та розвитку риб, що виражається у відставанні за абсолютним та відносним приростом довжини та маси [4].

Так риби, виловлені на ділянках річок у межах міст Канади, демонстрували відмінні від норми показники зростання та вищий рівень смертності порівняно з особинами з ділянок за межами міст. Це свідчить про те, що урбанізація може впливати на демографічні характеристики виду. Отримані результати підкреслюють

важливість детальних даних про вік та життєві показники для оцінки загроз та розробки ефективних стратегій збереження видів риб, що перебувають під загрозою зникнення [5].

Результати досліджень різних за рівнем урбанізації ділянок річок у басейні Чесапікської затоки (США) показали, що урбанізація сама по собі пригнітила ріст або розмноження 8 з 39 видів риб. При цьому майже кожен вид, важливий для рекреації, зазнавав значного стресу [6].

Відмінності морфометричних характеристик риб були встановлені також при обстеженні їхтіофауни малих річок Рівненської області з різним рівнем антропогенного навантаження [7].

Багаторічні дослідження особливостей росту і метаболічних процесів риб у токсичному середовищі дозволили В. П. Гандзюрі дійти певних узагальнень і вийти на кількісний рівень оцінки якості середовища снування риб за показниками росту, ефективності використання аціону, спряженістю речовинно-енергетичних процесів. Забруднення екосистем впливає на метаболічні процеси риб, викликаючи їх розкорельованість, що призводить до значного зниження продуктивності [8].

Тому роботи, пов'язання з вивченням біології риб у річках на урбанізованих територіях мають велике значення.

Верхівка звичайна (*Alburnus alburnus*) відноситься до слабокорисних промислових видів риб, хоч у окремі роки рівень її вилову досягав, наприклад, у дніпровських водосховищах сотні тон. У той же час дослідження саме цієї риби мають особливий інтерес. Це пояснюється цілою низкою причин. По-перше даний вид риб дуже поширений. Верховодка звичайна зустрічається у всіх прісноводних водоймах Європи, водних об'єктах басейнів Чорного, Азовського та Каспійського морів. В Україні вона є в басейнах майже всіх річок, в озерах, водосховищах, ставках, заходить у солонувати води лиманів [9]. Крім того, за своєю чутливістю до забруднень верхівка звичайна відноситься до високочутливих риб [10]. Наприклад найвищі рівні флуктуючої асиметрії меристичних ознак відмічалися у плітки та верховодки (у середньому IV бали за репрезентативними створами) [7].

Досліджень їхтіофауні річок в межах м. Харків дуже мало. У тих що є вказується лише видовий склад риб. Даних щодо зростання окремих видів риб немає взагалі. Тому результати наших досліджень зростання окремих риб річці Лопань у межах міста Харків багато в чому мають піонерний характер.

Методика досліджень. Відбір проб проводили у 2023-2026 роках на ділянці річки Лопань біля Роганського мосту (вище за Центральний ринок м. Харків). Рибу

виловлювали вудкою. Визначення віку та лінійного розміру риби в окремі роки її життя проводилося методом зворотних розрахунків. При аналізі зростання риб враховувалися лише повні роки, тому що відлови проводилися у весняно-осінній період, тобто після цього риба могла ще підрости. Зважаючи на це, ріст риби в останній рік не враховувався.

Результати досліджень.

Коливання умов середовища у окремі роки закономірно відбиваються на умовах зростання риб. Тому аналіз динаміки зростання риби дозволяє оцінити інтегральні умови її існування у конкретний рік. При цьому різні вікові групи відрізняються у вимогах корму, сховищ та ін. Це свідчить про необхідність аналізу кожної вікової групи окремо.

Зростання верховодки у річці Лопань на території міста Харків у 2020-2025 роки дано в табл. 1.

Таблиця 1 – Зростання верховодки звичайної (A. alburnus) у річці Лопань в останні роки (розрахункові дані, обидві статі), см

Роки життя риби	**Лінійні розміри за роками, см**					
	2020	2021	2022	2023	2024	2025
1	3,2	3,4	3,7	3,4	3,5	3,7
2	-	6,7	5,9	6,0	5,7	-
3	-	-	7,9	8,2	7,8	-
4	-	-	-	-	9,8	-

Дані таблиці показують, що темпи росту верховодки звичайної за 6-річний період (2020-2025рр) загалом практично не змінилися. Тільки у окремі періоди відбувалася зміна темпів росту різних вікових груп.

Зрівняння отриманих даних з такими в інших районах Харкова та Харківської області свідчить, що зростання верховодки на урбанізованій території характеризується меншими величинами, ніж у водних об'єктах за межами населених міст, наприклад, у Рогозянському водосховищі на річці Уді. При цьому найменші величини спостерігаються у центральній частині Харкова на річці Лопань біля Центрального ринку. У більш окраїнній частині міста – у гідропарку вище ТЕЦ 5 на річці Уді, на Журавлівському водосховищі на річці Харків зростання риби було більшим [11]. Зменшення зростання верховодки у річці Лопань у порівнянні з водними об'єктами на території Харківської області наведено в табл. 2.

Таблиця 2 – Зменшення росту верховодки у річці Лопань у порівнянні с водними об'єктами на території Харківській області

Водний об'єкт, місце вилову риби	Роки життя		
	1	2	3
У межах міста Харків			
Річка Уди, гідропарк вище ТЕЦ 5	1,14	1,01	1,09
Річка Харків, Журавлівське водосховище	1,20	1,05	1,11
Річка Лопань у Центрального ринку	1	1	1
У Харківській області			
Річка Уди, Рогозянське водосховище	1,23	1,07	1,14
Ставок у сел. Липці	1,09	1,03	1,08

Найбільше зменшення зростання верховодки у річці Лопань у порівнянні з іншими водними об'єктами на території Харківської області спостерігається у перший рік її життя. У подальшому ці величини зменшуються. Це, на нашу думку, пояснюється найбільшим лінійним приростом риби саме у перший рік.

Висновок

Таким чином проведені дослідження показали, що темпи зростання верховодки звичайної в останні роки практично не змінилися. Тільки в окремі періоди відбувалася зміна темпів зростання різних вікових груп.

Література

1. Ситник Ю. М. Риби-біоіндикатори поліметалічного забруднення континентальних водойм України. - Мониторинг природных и техногенних сред. – Симферополь: ДИАЙПИ, 2008. – С. 207–211.

2. Петрук А. М. Гідроекологічний моніторинг водних екосистем з огляду на сучасні європейські напрямки у природоохоронній діяльності. – Вісник Національного університету водного господарства та природокористування : Випуск 3(63). Серія «Сільськогосподарські науки». - Рівне: Вид-во НУВГП, 2013. - С. 24- 34.

3. Водна Рамкова директива ЄС 2000/60/ЄС «Упорядкування діяльності ЄС в галузі водної політики». – Люксембург, 23 жовтня 2000р. PE CO №3 3639/1/01, ENV 221 CODEC 513.

4. Медовник Д. В. Еколого-фізіологічні характеристики рибного населення малих річок урбанізованих територій. Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук. – Київ: НАНУ Інститут гідробіології, 2020. – 179с.

5. Jacob Burbank D. et al. (2021). Urbanization correlates with altered growth and reduced

survival of a small-bodied, imperilled freshwater fish. - Ecology of Freshwater Fish · February 2021 DOI: 10.1111/eff.12598
6. Nelson, K. C., Palmer, M. A., Pizzuto, J. E., Moglen, G. E., Angermeier, P. L., Hilderbrand, R. H., Dettinger, M., & Hayhoe, K. (2009). Forecasting the combined effects of urbanization and climate change on stream ecosystems : from impacts to management options. Journal of Applied Ecology, 46, 154–163.
7. Клименко М.О., Бєдункова 0.0. Біоіндикація стану гідроекосистем за морфологічними та цитогенетичними характеристиками гомеостазу риб: монографія / М.О. Клименко, 0.0. Бєдункова. - Рівне : НУВГП, 2017. - 302 с.
8. Гандзюра В.П. Продуктивність біосистем за токсичного забруднення середовища важкими металами. – Київ: ВГЛ “Обрії”, 2002. – 248 с.
9. Мовчан Ю. В. Риби України (визначник-довідник). – Київ: ЗОЛОТІ ВОРОТА, 2011. – 447с.
10. Шерман І.М., Пилипенко Ю. В. Іхтіологічний російсько-український тлумачний словник. - Київ: ВД "Альтернативи", 1999. - 272 с.
10. Старко М. В. Показники зростання верховодки звичайної (Alburnus alburnus) у водних об'єктах на урбанізованій території. - Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки: зб. наук. пр. / УКРНДІЕП – Х.: ПП «Стиль-Іздат», 2024. — Вип.46. С. 186-192.

USD 628.35

Telyma S. V., Senjor Research Scientist;
Diatel O. O., Senjor Research Scientist;
Kalugin Yu. I., Senjor Research Scientist
Institute of Hydromechanics of National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine

NUMERICAL MODELING OF THE MASSEXCHANGE PROCESSES IN BIOFILM AT FORMING ITS THICKNESS

Introduction. For increasing of the efficiency of removal the contaminants of the different origin from bioreactors with fixed biocenosis it is necessary to create in the biofilm the media with hight concentration of the microorganisms in it. Biofilm has a complex heterogeneous. structure with heterotrophic and autotrophic bacteria, inert biomass and ets [1, 3, 5, 7, 9]. As the shown the practical investigations of waste water treatment in bioreactors an efficiency of its exploitation in many depends on the different factors and parameters that influence on the all process in whole. In given paper the results of the numerical modeling of the massexchange processes in biofilm at its forming are considered. The mathematical model is created taking into account the different detachment regimes in biofilm with using of the parameters of biocleaning for typical practical cases that allows to evaluate the influence of detachment and masstransfer processes on the productivity of bioreactors with biofilm.

Aim of research. The aim of reseach is in evaluation of the massexchange processes in biofilm on the efficiency of biocleaning on the base of conducted numerical experimens with using of the typical constructive parameters of modern bioreactors.

Main part. Let us consider a complex mathematical model of biofilm which takes into account on the dynamic of biomass forming along the thickness of the biofilm and which is described by the following system of equations [1, 2-4]:

1. The equation for substrate transport and its consumption within the biofilm:

$$\frac{\partial L}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 L}{\partial x^2} - \frac{\mu_{\max}}{Y} \frac{L X_L}{K_{mL} + L}, \qquad (1)$$

with initial condition: at $t = 0 \quad L = L_0$ (2)

and boundary conditions:

$$\text{at } x=0 \qquad -D_L \frac{dL}{dx} = K_L\left(L_e - L\right), \tag{3}$$

$$\text{at } x=\delta \qquad \frac{dL}{dx} = 0\,. \tag{4}$$

where t is time,

x – spatial coordinate, m,

$L = L(x,t)$ - concentration of liquid contaminants in the biofilm, g/m ^{3},

L_e – concentration of dissolved pollutants in wastewater, g/m ^{3},

$X_L\left(x,t\right)$– concentration of microorganisms in the biofilm, g/m ^{3},

Y – mass of oxygen consumed per unit mass of consumed substrate ,

$\mu_{\max}$ – maximum recycling rate , S^{-1},

K_{mL} – concentration of pollutants at which the conversion rate is 50% of the maximum, g/m ^{3},

D_L – diffusion coefficient, m^2/s,

K_L – organic pollution transfer coefficient , m/s.

2. The biomass balance equation:

$$\frac{\partial X_L}{\partial t} = \mu_{\max} \frac{L}{K_{mL} + L} X_L - bX_L^2, \tag{5}$$

with the initial condition: at $t=0$ $X_L = X_{L0}$

where b- experimental parameter, m ^{3}/g s.

3. The equation describing biofilm growth:

$$\frac{d\delta}{dt} = \frac{\mu_{\max}}{\rho_b} \int_0^{\delta} \frac{LX_L}{K_{mL} + L} dx - r\delta\,. \tag{6}$$

with the initial condition: at $t=0$ $\delta = \delta_0$

where δ –biofilm thickness, m,

r –intensity of substrate detachment from biofilm, s^{-1},

ρ_b – biofilm density.

The system of equations (1), (4)-(6) is solved with initial and boundary conditions (2)-(4), as well as (7):

$$L(0,x)=L_0,\ X_L(0,x)=X_{L0},\ \delta(0)=\delta_0. \qquad (7)$$

The functions sought are the concentrations $L(x,t), X_L(x,t)$ and biofilm thickness $\delta(t)$.

That to solve the system of equations (1)-(7), the method of successive changes of stationary states was used, that is, at each moment of time t with appropriate film thickness δ concentration distribution $L(\delta)$ and $X_L(\delta)$ is found from solving the steady-state equations of substrate transport and biomass balance [5, 7].

The system of equations (1)-(7) in dimensionless form will be as follows:

$$\frac{\partial \bar{L}}{\partial \bar{t}}=\frac{\partial^2 \bar{L}}{\partial \bar{x}^2}-\alpha\frac{\bar{L}\bar{X}_L}{\bar{K}_{mL}+\bar{L}}, \qquad (8)$$

$$\text{at } \bar{x}=0 \qquad \frac{d\bar{L}}{d\bar{x}}=\beta(\bar{L}-1), \qquad (9)$$

$$\text{at } \bar{x}=\bar{\delta} \qquad \frac{d\bar{L}}{d\bar{x}}=0. \qquad (10)$$

$$\frac{\partial \bar{X}_L}{\partial \bar{t}}=\gamma\frac{\bar{L}}{\bar{K}_{mL}+\bar{L}}\bar{X}_L-\bar{b}\bar{X}_L^2, \qquad (11)$$

with the initial condition: at $\bar{t}=0$ $\bar{X}_L=\bar{X}_{L0}$ (12)

$$\frac{d\bar{\delta}}{d\bar{t}}=\lambda\int_0^{\bar{\delta}}\frac{\bar{L}\bar{X}_L}{\bar{K}_{mL}+\bar{L}}d\bar{x}-\bar{r}\bar{\delta} \qquad (13)$$

with initial condition: at $\bar{t}=0$ $\bar{\delta}=1.$ (14)

where $\bar{L}=\frac{L}{L_e}$, $\bar{X}_L=\frac{X_L}{X_{L0}}$, $\bar{K}_{mL}=\frac{K_{mL}}{L_e}$, $\bar{L}_0=\frac{L_0}{L_e}$, $\bar{x}=\frac{x}{\delta_0}$, $\bar{t}=\frac{D_L}{\delta_0^2}t$,

$$\bar{\delta}=\frac{\delta}{\delta_0}, \qquad \alpha=\frac{\mu_{\max}\delta_0^2X_{L0}}{YD_LL_e},\ \beta=\frac{K_L\delta_0}{D_L},\ \gamma=\frac{\mu_{\max}\delta_0^2}{D_L},$$

$$\lambda=\frac{\mu_{\max}\delta_0^2X_{L0}}{D_L\rho_b},\ \bar{b}=\frac{b\delta_0^2X_{L0}}{D_L},\ \bar{r}=\frac{r\delta_0^2}{D_L}. \qquad (15)$$

That to take into account on the influence of biomass on the thickness of the biofilm

we consider the boundary value problem (8)-(14) which takes the following form:

$$\frac{\partial^2 L}{\partial x^2} - \alpha \frac{L X_L}{K_{mL} + L} = 0, \qquad (16)$$

at $x = 0$ $$\frac{dL}{dx} = \beta(L - 1), \qquad (17)$$

at $x = \delta$ $$\frac{dL}{dx} = 0. \qquad (18)$$

$$\gamma \frac{L}{K_{mL} + L} - b X_L = 0, \qquad (19)$$

with initial condition: at $t = 0 \quad X_L = X_{L0}$ (20)

$$\frac{d\delta}{dt} = \lambda F(\delta) - r\delta \qquad (21)$$

$F(\delta) = \int_0^{\delta} \frac{L X_L}{K_{mL} + L} dx$ with the initial condition: at $t = 0 \quad \delta = 1$ (22)

From the biomass balance equation (19) we find the relationship between the desired functions $L(x,t)$ and $X_L(x,t)$

$$X_L = \frac{\gamma}{b} \frac{L}{K_{mL} + L}, \qquad (23)$$

It is obvious that the concentration distribution functions L and X_L there are also functions (through $\alpha = \frac{\mu_{\max} \delta_0^2 X_{L0}}{Y D_L L_e}$ and $\beta = \frac{K_L \delta_0}{D_L}$) from the thickness of the biofilm,i.e., $L = L(x, \delta)$ and $X_L = X_L(x, \delta)$.

At this the following boundary value problem was solved [1, 3, 8]:
equation of substrate transport and its consumption within the biofilm taking into account the biomass balance:

$$\frac{\partial^2 L}{\partial x^2} - \alpha_1 \left(\frac{L}{K_{mL} + L} \right)^2 = 0, \qquad (24)$$

where, $\alpha_1 = \frac{\mu_{\max}^2 \delta_0^2}{b Y D_L L_e}$

at $x=0$ $$\frac{dL}{dx}=\beta(L-1), \qquad (25)$$

at $x=\delta$ $$\frac{dL}{dx}=0. \qquad (26)$$

and the equation describing biofilm growth:

$$\frac{d\delta}{dt}=\lambda F(\delta)-r\delta \qquad (27)$$

where $$F(\delta)=\frac{\gamma}{b}\int_0^{\delta}\left(\frac{L}{K_{mL}+L}\right)^2 dx$$

with the initial condition: at $t=0$ $\delta=1$ (28)

It is obvious that the solution of equation (24) of substrate transport and its consumption within the biofilm with the corresponding biomass balance does not depend on the parameter X_{L0}.

The boundary value problem (24)-(28) was solved using the finite difference method.

Below the graphs of changes in biofilm thickness over time at different parameter values. r = 0.005-0.030 h^{-1} and X_{L0} =18000g/m^3(Fig. 1, 2). The graphs are plotted with and without biomass component in general balance equation.

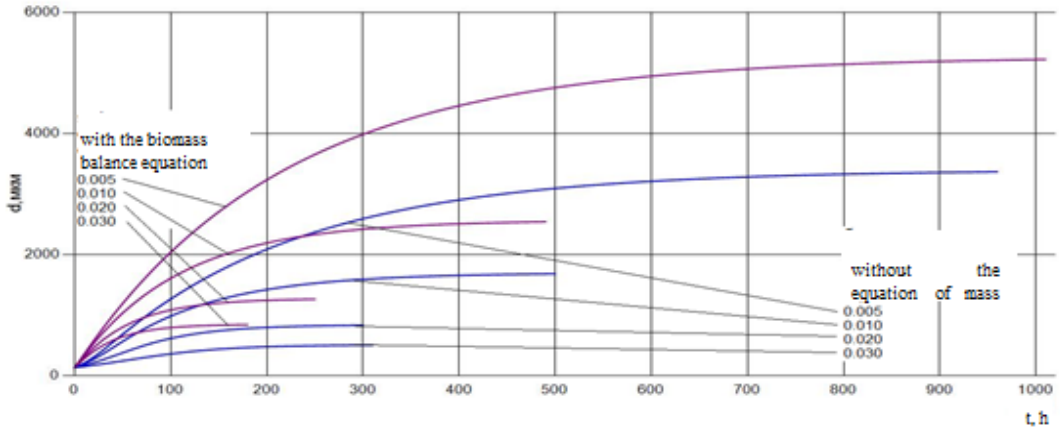


Figure 1 – Change in biofilm thickness over time at r = 0.005 – 0.030 1/hour and X_{L0} = 13000g/m^3.

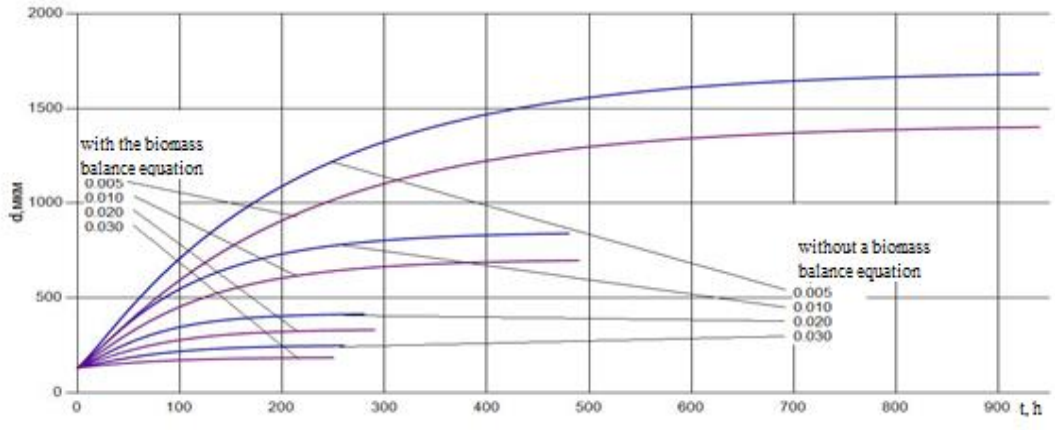


Figure 2 – Change in biofilm thickness over time at r=0.005-0.030 1/hour and X_{L0} = 18000 g/m^3.

Conclusions

As seen from the result of conducted analisis of the numerical modeling data and the constructed graphs the influence of biomass concentration has the significantly affect on the thickness of the biofilm. Taking into account the biomass balance component allows to reduce the thickness of the biofilm at an intensity of detachment of more than 0.01 h^{-1} to optimal values of less than 500 μm and thus at the stage of design and operation of treatment facilities there is an opportunity to plan different modes and regulate the treatment process and increase the efficiency of bioreactors based on predictive calculations and imitative modeling.

References

1. Henze M., M van Loosdrecht M.E, Ekama G.A, Brdjanovic D. (2008). Biological Wastewater Treatment. IWA Publishing, London, 511p.

2. Moira Alvi et al. (2023). Deep learning in wastewater treatment: a critical review. Water Research, vol.245. pp.1-15.

3. Boltz J., Morgenroth C., Dipankar S. (2010). Mathematical modeling of biofilms and biofilm reactors. Water Science and Technology, vol.62(8). pp. 1821-1836.

4. Levandowsky Z., Beynal H. (2014). Fundamentals of biofilm research. CRC Press. 157 p.

5. Elenter D., Milferstedt K., Zhang W., Hausner M., Morgenroth E. (2007). Influence of detachment on substrate removal and microbial ecology in a heterotrophic / autotrophic biofilm. Water Res., 41. pp. 4657-4671.

6. Telyma S.V. (2025). On the formation of the structure of a fixed biocenosis in bioreactors at wastewater treatment. Materials of 1Y International scientific and practical conference “Green Construction”. Kyiv, KNUBA, 14-16 April 2025. pp.292-297.
7. Laspidou C. S., Rittman B. F. (2004). Modeling the development of biofilm density including active bacteria, inert biomass and extracellular polymer substances. Water Research, vol.38. pp. 3349-3361.
8. Ohi Leon A., Horn H., Hemper D.C. (2004). Behavior of biofilm systems under varying hydrodynamic conditions. Water Science and Technology. vol.49, no.11. IWA Publishing. pp.345-351.
9. Kilich T., Babi E. B. (2023) Biofilm control strategies in the light of biofilm –forming microorganisms. World Journal of Microbiology and Biotechnology. vol. 39. pp. 1-22.

УДК 614.4:504.5:614.2

Тищенко Т. М.;

Гаврікова О. П.;

Сірогос А. А.;

Тулушев Є. О.

Державна установа «Запорізький обласний центр контролю та профілактики хвороб Міністерства охорони здоров'я України», м. Запоріжжя, Україна

ПРО РОЗРОБКУ МЕДИКО-ПРОФІЛАКТИЧНИХ ЗАХОДІВ З МІНІМІЗАЦІЇ РИЗИКУ ЗДОРОВ'Ю НАСЕЛЕННЯ АГЛОМЕРАЦІЇ ЗАПОРІЖЖЯ

Кумулятивний вплив індустріальних, техногенних та воєнних факторів призвів до того, що проблема охорони довкілля стала одним із головних чинників, що впливає на стан здоров'я та життєдіяльність населення міста Запоріжжя. Наявність потужних металургійних, машинобудівних та хімічних підприємств створює специфічний ландшафт екологічних загроз. Ці техногенні фактори впливу на довкілля агломерації Запоріжжя накладаються на руйнівні наслідки російської агресії, яка завдала непоправної шкоди довкіллю, включно зі знищенням Каховського водосховища та забрудненням ґрунтів і повітря відходами війни. Такий кумулятивний вплив промисловості та бойових дій створює унікальний "коктейль" ризиків здоров'ю та благополуччю населення агломерації Запоріжжя та вимагає нетрадиційних, інтегрованих профілактичних рішень.

Існуючі медико-профілактичні комерційні «check-up» програми та державні програми профоглядів, зазвичай, не враховують цей спектр ризиків, оскільки вони недостатньо адаптовані до унікальних ризиків, пов'язаних із техногенними забрудненнями Запорізької агломерації, які спричиняють специфічні патології.

З метою стратегічного вирішення зазначених проблем ДУ «Інститут громадського здоров'я ім. О. М. Марзєєва НАМН України» була розроблена Програма охорони довкілля щодо поетапного зниження викидів забруднюючих речовин суб'єктами господарювання м. Запоріжжя, яка затверджена рішенням міської ради м. Запоріжжя від 30.04.2025 № 28 (далі - Програма).

Результати оцінки ризиків для здоров'я населення Запоріжжя від забруднення атмосферного повітря, проведені в рамках розробки Програми, свідчать про необхідність вжиття заходів, спрямованих на зниження ризику до прийнятного рівня, визначеного рекомендаціями Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ).

Мета дослідження: визначити комплексні рекомендації щодо дій з розробки основних медико-профілактичних заходів на території Запорізької агломерації, які мінімізували б негативний вплив небезпечних екологічних, техногенних та воєнних факторів на здоров’я населення, та розробити рекомендації для їх впровадження.

Виклад основного матеріалу.

Розділом 10.2 «Медико-профілактичні заходи» зазначеної Програми заплановано розробку заходів для зменшення ризику для здоров'я населення, обумовленого впливом забруднюючих речовин (зокрема, таких як пил $PM_{2,5}$ та PM_{10}, оксид азоту, діоксид азоту, озон). Ці заходи передбачають організацію медико-профілактичних програм для всіх груп населення, які проживають у визначених зонах неприйнятного ризику, шляхом регулярних скринінгових оглядів для раннього виявлення індикаторних, генетичних та онкологічних патологій. Термін виконання: 2024-2029 роки. До реалізації цього заходу залучена ДУ «Запорізький ОЦКПХ МОЗ».

Безперечно, профілактика - це завдання, що виходить далеко за межі суто медицини, хоча активна участь медичних працівників, особливо первинної ланки, має провідне значення.

Профілактика ґрунтується на розробці та впровадженні заходів первинної та вторинної профілактики. Первинна профілактика - це система зміцнення загального здоров'я населення. Вторинна профілактика - це система ранньої діагностики та превентивної терапії захворювань. Виділяють також третинну профілактику - систему реабілітації хворих та інвалідів, яка в даній роботі не розглядається.

В рамках Програми для розробки відповідних заходів профілактики командою фахівців ДУ «Інститут громадського здоров’я ім. О. М. Марзєєва НАМН України» агломерація Запоріжжя була поділена на зони ризику у відповідності до рекомендацій ВООЗ на підставі досліджень, які передбачали розрахунки неканцерогенних ризиків для окремих речовин та сумарно (HI); індивідуального канцерогенного ризику (ICR); індивідуального ризику смерті від викидів пилу з діаметром часток менше 10 мкм.

За основу для визначення основних медико-профілактичних заходів взяті дослідження, проведені за умови гострого та хронічного інгаляційних впливів з урахуванням таких пріоритезованих забруднюючих речовин як пил недиференційований за складом, азоту оксид, азоту діоксид) та додатково з урахуванням твердих часток пилу PM_{10} та $PM_{2.5}$ у складі пилу недиференційованого за складом.

Дослідження щодо визначення зон неприйнятних рівнів ризику за умови хронічного інгаляційного впливу, на підставі яких розробляються медико-

профілактичні програми, показали, що в умовах хронічної (довготривалої) експозиції від пріоритезованих забруднюючих речовин у зонах мінімальних (HI≤1) рівнів ризику мешкає майже все населення міста та лише на деяких територіях частин Заводського та Вознесенівського районів визначено низькі (HI=1,0÷3,0) рівні ризику. Водночас у чотирьох рецепторних вузлах можуть спостерігатися неприйняті рівні ризику, але вони розташовані на територіях промислових зон.

Аналогічні дослідження проведені за умови хронічного інгаляційного впливу з урахуванням твердих часток пилу PM_{10} та $PM_{2.5}$ у складі пилу недиференційованого за складом показали, що у зонах мінімальних рівнів ризику проживає населення Хортицького, Комунарського, частин Дніпровського на правому березі Дніпра, Вознесенівського та Шевченківського районів; низьких - Олександрівського, а саме частин, наближених до промислових вузлів, Дніпровського на лівому березі Дніпра, Вознесенівського та Шевченківського районів. Водночас на територіях Заводського району, окрім зон низьких рівнів ризику визначаються зони неприйнятного ризику по вулицях: Теплична 1-18, Фінальна, Перспективна у Заводському районі та Брянська, Володимира Грищенка, Зої Космодем'янської, Заводська, шосе Південне 11 у Вознесенівському районі.

Отже, проведені дослідження, покладені у основу Програми, дозволили виконати аналіз залежностей «доза-відповідь» та показали наявність широкого спектру різних негативних впливів забруднюючих речовин від досліджуваних суб'єктів господарювання по відношенню до критичних органів/систем експонованого населення. Це дозволило оцінити асоційований вплив рівня вмісту того чи іншого компонента (домішки, речовини) в атмосферному повітрі та показників стану здоров'я, пов'язаних з цим рівнем.

Встановлено, що найбільш несприятливими відносно розвитку ймовірнісних шкідливих ефектів для здоров'я населення, що проживає в зонах впливу (неприйнятного ризику) досліджуваних підприємств, можна очікувати ризик розвитку хронічних та гострих ефектів з боку:

- органів дихання, HImax=6,2 (потребує поетапного зниження ризику максимально в 2,1 рази), переважно за рахунок викидів пилу недиференційованого за складом (в т.ч. PM_{10} та $PM_{2.5}$), азоту діоксиду;
- серцево-судинної системи, HImax=6,1 (потребує поетапного зниження ризику максимально в 2,0 рази) - за рахунок викидів пилу недиференційованого за складом (в т.ч. PM_{10} та $PM_{2.5}$), азоту діоксиду;

- а також розвиток вроджених вад розвитку та онкозахворювань, HImax=2,9 (в межах допустимого ризику, але потребує контролю) - за рахунок викидів пилу недиференційованого за складом (в т.ч. PM_{10} та $PM_{2.5}$).

Під час аналізу рівнів забруднення атмосферного повітря хімічними канцерогенами визначено, що в перелік пріоритезованих забруднюючих речовин, які входять до складу стаціонарних джерел промислових підприємств, визначених Програмою, належить лише формальдегід, вплив якого у рамках цієї роботи ми не оцінюємо.

Водночас, дослідження твердих часток з діаметром менше 10 мкм показали, що рівні індивідуального ризику смерті (IRM) у рецепторних вузлах, розташованих на територіях житлової забудови і прирівняних до неї об'єктів, відповідають зоні умовно прийнятного (додаткові випадки смертей від хвороб серця, інсультів, раку легень, хронічних захворювань легень та респіраторних інфекцій можуть становити до 3 випадків на 10 тис. осіб). Такі рівні ризику відповідають зоні умовно прийнятного (допустимого) ризику, але у деяких рецепторних вузлах на межі житлової забудови, що розташована в адміністративних районах, наближених до промислових вузлів Заводського та Шевченківського районів, можуть бути значення ризику на рівні ICRtotal ≥ 10-4 (недопустимі для проживання населення).

З урахуванням вищевикладеного можна з упевненістю казати, що до розробки та здійснення заходів первинної профілактики несприятливої дії забруднюючих речовин, що розглядаються у роботі, повинні бути залучені широкі групи населення, яке проживає на території агломерації Запоріжжя, органи центральної та місцевої влади, органи самоврядування, суб'єкти господарювання, заклади освіти та заклади охорони здоров'я, оскільки первинна профілактика - це комплекс заходів, спрямованих на усунення причин захворювань та зміцнення здоров'я населення, що включає формування здорового способу життя, створення безпечного довкілля, вакцинацію та санітарно-гігієнічні норми. Ключові аспекти - це правильне харчування, фізична активність, відмова від шкідливих звичок, покращення екології, отримання інформації про ризики для здоров'я та профілактичні медичні огляди.

Оскільки дія нормативно-правових актів зі зменшення обсягів викидів промисловими об'єктами призупинена до закінчення військового стану в країні, військова агресія рф на території, безпосередньо прилеглої до агломерації Запоріжжя, триває, вважаємо за потрібне почати розробку медико-профілактичних заходів, у тому числі і тих, які передбачає Розділ 10.2 «Медико-профілактичні заходи» Програми (організація медико-профілактичних програм для всіх груп населення, які проживають

у визначених зонах неприйнятного ризику, шляхом регулярних скринінгових оглядів для раннього виявлення індикаторних, генетичних та онкологічних патологій) невідкладно. Передбачені заходи будуть відноситись до заходів вторинної профілактики.

Слід зауважити, що за умови наявності вихідних даних щодо кількості експонованого населення з урахуванням гендерної та вікової характеристик; медичних показників стану здоров’я населення (зокрема, захворюваність та смертність за певними класами хвороб згідно з МКХ-10) необхідно провести епідеміологічні дослідження для кількісних оцінок взаємозв’язку між забрудненням атмосферного повітря певними забруднюючими речовинами та виникненням можливих додаткових (передчасних) випадків смерті, захворюваності серед експонованого населення для розробки цільових медико-екологічних заходів у вигляді профілактичних програм, а для цього повинна бути залучена система закладів охорони здоров’я, особливо її первинна ланка в тих зонах агломерації Запоріжжя, які Програмою визначені як зони неприйнятного ризику для здоров’я населення (Заводський, Шевченківський та частина Вознесенівського району).

Висновки та рекомендації

Розробка та впровадження комплексної програми медико-профілактичних заходів наразі є ключовим заходом для мінімізації негативного впливу небезпечних екологічних, техногенних та воєнних факторів на здоров'я населення агломерації Запоріжжя.

Водночас впровадження технологічних, планувальних та санітарно-технічних заходів значно ускладнене та вимагатиме значних коштів і часу. Навіть якщо їх здійснити, ефект на здоров'я населення повною мірою проявиться лише через тривалий термін. У зв'язку з цим особливо актуальною стає проблема оздоровлення населення, що проживає в районах міста з несприятливою екологічною обстановкою, а також профілактика та зниження ризику екологічно обумовлених патологічних реакцій.

Аналіз медико-профілактичних заходів в агломерації Запоріжжя виявляє, що проблеми громадського здоров'я є глибоко взаємопов'язаними. Забруднення довкілля від промисловості та війни посилює ризики захворювань, тоді як демографічний спад та старіння населення ускладнюють інвестиції в майбутнє. Хоча деякі програми наразі існують, вони залишаються недостатньо цільовими та малоефективними через недоліки в міжсекторальній співпраці та прозорості.

На основі проведеного аналізу пропонуються такі комплексні рекомендації щодо

дій з розробки основних медико-профілактичних заходів на території Запорізької агломерації, які мінімізували б негативний вплив небезпечних екологічних, техногенних та воєнних факторів на здоров’я населення:

1. Вдосконалення політики та регулювання.

В рамках виконання завдань Програми створити міжсекторальну робочу групу для розробки медико-профілактичних програм для всіх груп населення, які проживають у визначених Програмою зонах неприйнятного ризику.

Для контролю за виконанням завдань Програми та розробки медико-профілактичних заходів залучити її розробників ДУ «Інститут громадського здоров’я ім. О. М. Марзєєва НАМН України», як установу що має відповідну компетентність, технічні та фахові можливості.

Переглянути та оновити існуючі екологічні програми, враховуючи розроблені відповідно до п.1 основні медико-профілактичні заходи та рекомендації для їх впровадження.

Впровадити систему автоматизованого моніторингу атмосферного повітря, відповідно до вимог постанови Кабінету Міністрів України від 14 серпня 2019 р. № 827, дані з якої мають бути відкритими та доступними для громадськості в режимі реального часу.

Впровадити "промислові" check-up програми: на базі комунальних медичних закладів розробити та фінансувати пілотні програми комплексного обстеження для мешканців найбільш забруднених районів (Заводський, Шевченківський).

Розробити цільову програму профілактики для дітей: оскільки дитяче населення є найбільш чутливим до забруднень, створити та фінансувати спеціалізовані програми профілактики респіраторних, алергічних та хронічних захворювань для дітей, що проживають у зонах підвищеного ризику.

Запровадити інформаційні кампанії та проводити просвітницьку роботу, інформуючи населення про ризики, пов'язані з промисловими викидами та про шляхи їх мінімізації.

2. Сприяння міжсекторальній співпраці.

Створити постійно діючі платформи для діалогу, обговорення та спільної розробки рішень.

Запровадити корпоративну соціальну відповідальність: заохочувати промислові підприємства до інвестицій у медико-профілактичні та освітні програми для мешканців, що проживають у безпосередній близькості до виробництв, що сприятиме відновленню довіри та спільній відповідальності за стан громадського здоров'я міста.

УДК 504.054:504.064;351.777.6:543.3:614.777:628.515:626.881;349.6;341.1;340.5

Уберман В. І., канд. техн. наук

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

СУЧАСНИЙ СТАН УКРАЇНСЬКОГО РЕГУЛЮВАННЯ СКИДАННЯ ЗАБРУДНЮЮЧИХ РЕЧОВИН ВИРОБНИЧИХ ПІДПРИЄМСТВ

1. Нещодавно виповнилося 50 років українському правовому регулюванню скидання забруднюючих речовин (РСЗР) у поверхневі водні об’єкти. Вимоги щодо користування водними об’єктами для скидання стічних вод вперше з’явилися у Водному кодексі Української РСР 1972 року, де у ст. 98 зазначалися «умови використання водних об'єктів для скидання стічних вод»: «Скидання стічних вод допускається тільки у випадках, якщо воно не призведе до збільшення вмісту у водному об'єкті забруднюючих речовин понад встановлені норми і за умови очищення водокористувачем стічних вод до меж, встановлених органами по регулюванню використання і охороні вод». Проте національний підзаконний нормативно-правовий акт «Правила охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами» був затверджений лише у 1999 р., тоді як «Правила охорони внутрішніх морських вод і територіального моря України від забруднення та засмічення» – у 1996 р. З того часу РСЗР перетворилося на розвинений правовий інститут водного законодавства України. Зміни зазначеного інституту та його стан до 2023 р. детально досліджено в статті [1], а також в серії інших статей та наукових робіт автора. У 2025 р. ця сфера еколого-правового регулювання зазнала, без перебільшення, революційних змін, пов’язаних із політичним курсом України, адаптацією її екологічного та водного законодавства до *acquis communautaire* та із зобов’язаннями для вступу до ЄС.

2. Наразі в Україні сформувалася дуже складна система екологічної безпеки водокористування. Вона заснована на традиційному та частково на європейському законодавстві, спрямована на забезпечення якості води та охорони поверхневих вод від антропогенного надходження речовин, або забруднювальних речовин (ЗР), зі зворотною водою. Одночасно з наближенням до Водної рамкової директиви ЄС (ВРД) [2] здійснюється впровадження вимог Закону України «Про інтегроване запобігання та контроль промислового забруднення» (ЗУПІЗКПЗ) [3], який є українською версією Директиви Європейського Парламенту і Ради 2010/75/ЄС від 24 листопада 2010 року про промислові викиди (інтегрований підхід до запобігання забрудненню та його

контролю) (ДПВ) [4]. Наприкінці 2024 р. почалося здійснення визначених у ВРД [2] планів управління річковими басейнами (ПУРБ) за інтегрованим підходом. ЗУПІЗКПЗ разом з ВРД, Водним кодексом України (ВКУ) [5] і низкою відповідних підзаконних нормативно-правових актів (ПНПА) до нього створюють поєднану систему вимог та впливів на якість води й управління водними ресурсами, яка за правовою архітектонікою має декілька паралельних (структурних) складників. Ця система ґрунтується на трьох різних еколого-правових принципах: (1) застарілому більш ніж на 40 років принципі «емісія – іммісія» (ЕІП) за ВКУ; (2) «комбінованому підході» та прагненні «якомога меншого забруднення» або «запобігання забрудненню» (*CA*) за *WFD* [6, *Art.* 10] та ЗУПІЗКПЗ; (3) регулюванні скидання окремої категорії т. зв. «пріоритетних забруднюючих речовин» (ПЗР), визначених у Directive 2008/105/EC on environmental quality standards (*DEQS*) [7, Annex I]. Такі структурні особливості ускладнюють побудову чіткого й ефективного механізму РСЗР зі зворотними водами та реалізацію відповідних інструментів. *Проблема полягає в гармонізації характеристик інструментів структурних складників українського РСЗР з європейським регулюванням задля реалізації коректного та ефективного правового механізму і його методів*. У ЗУПІЗКПЗ аналогом інструменту ГДС за ВКУ слугують найкращі доступні технології та методи (НДТМ) і асоційовані з ними рівні викидів (НДТМ–АРВ). Початок реалізації ПУРБ у частині встановлення європейських вимог до скидання ЗР передбачено у 2026 р. Під час тривалих воєнних дій погіршення якості поверхневих вод та її регулювання через надходження ЗР набуває особливої актуальності й вимагає вжиття спеціальних заходів. За ЗУПІЗКПЗВ вимоги РСЗР до виробничих підприємств реалізуються в інтегрованому довкіллєвому дозволі (ІДД), який є відповідником традиційного дозволу на спеціальне водокористування (ДСВ) за ВКУ.

3. **Метою** дослідження є виявлення особливостей еколого-цільових правових інструментів найважливішого складника (2) сучасної української системи РСЗР у поверхневі води з техногенних точкових стаціонарних організованих джерел зворотних вод, який стосується головних підприємств-забруднювачів і регулюється за ЗУПІЗКПЗ. Інструменти ЗУПІЗКПЗ та ВКУ визначають цільову спрямованість правового регулювання, його критерії, обмеження та завдання. Вони забезпечують ефективність здійснення правового регулювання в українській системі охорони вод від забруднення зворотною водою, дотримання умов екологічної безпеки та досягнення доброго стану поверхневих водних об’єктів.

4. Головною національною особливістю ЗУПІЗКПЗ стосовно водного сектору є

термінологічно-понятійне ототожнення («поглинання») виконавчого інструменту «гранично допустимого викиду» (ГДВ) у ч. 3 ст. 1 ЗУПІЗКПЗ з функціонально подібним інструментом «гранично допустимого скиду» (ГДС), визначеним у ст. 1 ВКУ, тобто зі складником (1). Конкретною причиною зазначеної принципової розбіжності європейського та українського механізмів РСЗР є змістовна корекція законодавцем дефініції терміну «гранично допустимий викид» у ч. 1 ст. 1 ЗУПІЗКПЗ. Останній сформульовано так: «2) викид – безпосереднє або опосередковане вивільнення, у тому числі скид, речовин, вібрації, тепла, шуму або інших фізичних та біологічних факторів з установки в атмосферне повітря, води, землю або надра; 3) гранично допустимий викид – маса, виражена відносно конкретних параметрів, концентрація та/або рівень викиду, що не повинні перевищуватися протягом одного або кількох періодів часу». Таке визначення відповідає англомовному оригіналу в п. 4, 5 ст. 3 ДПВ [4]. Але у подальшій ч. 3 ст. 1 ЗУПІЗКПЗ зазначено: «Для цілей цього Закону термін "гранично допустимий викид" включає гранично допустимий скид (ГДС) речовини у значенні, наведеному у Водному кодексі України». Відсилання у дефініції принципово змінює поняття та наукові засади РСЗР через *додавання у визначення властивостей водних об'єктів*: за ст. 1 ВКУ «гранично допустимий скид (ГДС) речовини – маса речовини у зворотній воді, що є максимально допустимою для відведення за встановленим режимом даного пункту водного об'єкта за одиницю часу». Через зазначену зміну водокористувач замість чіткого дозволу або заборони скидання (ч. 1 ст. 15 ДПВ) отримав за ст. 37, 38 ВКУ можливість «забруднення» прилеглої до місця скидання ділянки водного об'єкта. Європейське підхід до заборони скидання найбільш чітко висловлено у п. 40 ст. 2 ВРД «Значення гранично допустимих скидів для речовин звичайно застосовуються у точці, в якій скиди виходять з об'єкта, без урахування подальшого розбавлення при визначенні таких значень».

Наслідком такого ототожнення стало включення у сферу дії водної частини ЗУПІЗКПЗ концептуально застарілого українського механізму РСЗР на базі ЕІП із ВКУ. За вимогами ПНПА до ЗУПІЗКПЗ таке включення здійснюється без жодних змін, про що свідчить порівняння вимог до ІДД із традиційним ДСВ [5]. Це означає, що в сучасному ЗУПІЗКПЗ стосовно водних об'єктів de facto залишився ЕІП боротьби із забрудненням всередині цих об'єктів. За такого підходу не розглядається необхідність апроксимації ВКУ до вимог ВРД щодо європейського *CA*. Тому питання відповідності зазначеного ототожнення вимогам європейського водного законодавства є цілком обґрунтованим.

Першочерговим завданням у застосуванні вимог ЗУПІЗКПЗ є чітке визначення

структури системи водовідведення певного підприємства у поверхневі водні об’єкти, зокрема ідентифікація прямих та непрямих скидів зворотних вод у приймальний водний об’єкт. Узагальнений вигляд такої структури наведено на рисунку 1.

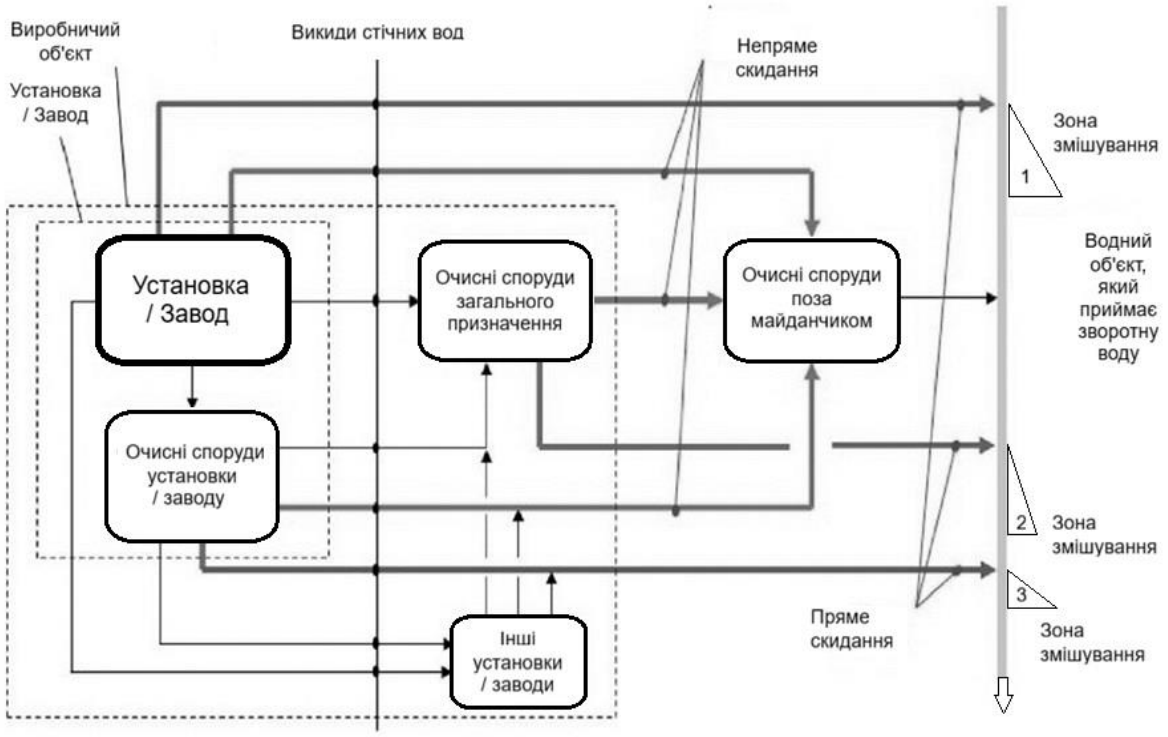


Рисунок 1 – Загальна структурна схема ключових вузлів відведення зворотних вод та інструментів РСЗР підприємств у сфері дії ЗУПІЗКП.

З нього видно, що зміст колізії принципів РСЗР між ВКУ (принцип EIP) та ДПВ (принцип *CA*) полягає у створенні, в першому випадку, в безпосередній близькості до джерела скиду зони змішування (ЗЗ), яка є забрудненою. Натомість оригінальна європейська версія ДПВ вимагає непревищення екологічних нормативів якості води для хімічних речовин (ЕНЯВ$_{хім}$) уже на скидній «трубі» перед ЗЗ та забезпечення доброї якості води в усьому прилеглому масиві води, включаючи ЗЗ. Отже, через зазначене ототожнення остання вимога у ЗУПІЗКП не забезпечується.

Взаємозв’язки та співвідношення між зазначеними інструментами, а також наслідки для РСЗР, які вони створюють, розглядаються на показовому прикладі (*case-study*) сектора промисловості обробки чорних металів – одного з найважливіших у сучасних умовах української економіки. НДТМ-АРВ для цього виду діяльності наведені в офіційному джерелі відповідної інформації. Ним є останній (2024 р.) український переклад європейського довідкового документа. Відповідні дані наведено у стовпчику 1 – 3 таблиці 1. З порівняння даних, наведених у таблиці, видно великі відмінності у

значеннях характеристик європейських та українських цільових інструментів для регулювання прямого скидання шкідливих речовин у приймальні водойми. Показники та значення стосовно НДТМ-АРВ у таблиці (стовп. 1 – 3) стосуються усіх процесів підприємств сектору обробки чорних металів, які мають власні споруди очищення стічних вод і базуються на аналізах 24-годинних змішаних проб. З таблиці випливає, що жодний з наведених показників хімічного стану не задовольняє вимогам скидання за ЕНЯ$_{хім}$. Крім того, порівняння та аналіз стовп. 3 – 6 у таблиці дає змогу визначити 5 структурних складників системи РСЗР, які потребують окремого методичного забезпечення.

Таблиця 1 – Характеристики європейських НДТ-АРВ прямого скидання окремих речовин у приймальні водні об'єкти підприємствами з обробки чорних металів (усі процеси) та відповідні українські цільові інструменти РСЗР

Речовини / групи речовин		Одиниця вимірю-вання	Зворотна вода на прямих скидах у водні об'єкти	Екологічні нормативи якості поверхневої води	Гігієнічні нормативи	Рибогос-подарські нормативи
			Концентрація за НДТ-АВР, 24-год. змішані проби	ЕНЯ$_{хім}$ максимально допустима	ГДК$_{п.г.-п.}$	ГДК$_{рг.}$
1		2	3	4	5	6
Метали	Кадмій (Cd) (пріоритетна)	мкг/дм^3	1–5	≤ 0,45 – 1,5	1	5
	Хром (Cr)	мг/дм^3	0,01–0,1	НН	0,5	5
	Залізо (Fe)	– " –	1–5	НН	0,3	0,1
	Ртуть (Hg) (пріоритетна)	мкг/дм^3	0,1–0,5	0,07	0,5	відсутність (0,01)
	Нікель (Ni)	мг/дм^3	0,01–0,2	0,034	0,1	0,01
	Свинець (Pb)	мкг/дм^3	5–20	14	30	100
	Цинк (Zn)	мг/дм^3	0,05–1	НН	1,0	0,01
Усього зважених твердих частинок (TSS)		– " –	5–30	НН	фон+0,75	25
Загальний органіч-ний вуглець (TOC)		– " –	10–30	НЗ	НЗ	НЗ
Хімічна потреба в кисні (COD)		– " –	30–90	НН	15	50
Індекс вуглецевого (нафтового) масла (HOI)		– " –	0,5–4	НЗ	НЗ	НЗ
Кількість речовин з «превищеннями / непреви-щеннями» значеннями НДТ-АВР нормативних рівнів				4 / 0	4 / 4	5 / 4

**) Примітка: НН – не нормується; НЗ – не застосовується в екологічному законодавстві України.*

Результати свідчать про необхідність різновекторного спрямування регуляторного впливу на окремі ЗР. Отже, методичне забезпечення сучасного РСЗР повинно передбачати щонайменше три окремі методики для кожного зі складників (1)–(3). Результатом зазначеного законодавчого ототожнення в ЗУПІЗКПЗ вимог європейського і традиційного українського водних законодавств фактично є колізійне поєднання двох еколого-правових принципів – *CA* та EIP відповідно. Досліджений *case* законодавчого регулювання скидання речовин підприємствами важливого промислового сектору обробки чорних металів можна розглядати як контрприклад твердженню про законодавчу коректність такого поєднання. Крім нормативів РСЗР, у нижньому рядку таблиці наводиться кількість перевищень (порушень) нормативів якості зворотних вод при їх прямому скиданні у поверхневі води підприємствами обробки чорних металів з дотриманням НДТ-АРВ. Розподіл перевищень між речовинами також підтверджує існування принципової колізії з європейським водним законодавством у сучасному механізмі РСЗР українського водного законодавства, зокрема й у ЗУПІЗКПЗ.

5. За результатами виконаного дослідження зроблено такі висновки. У 2025 році в українській охороні вод розпочалося практичне застосування складної системи законодавчого РСЗР у поверхневі води. Вона одночасно базується на традиційному водному законодавстві за ВКУ, на ЗУПІЗКПЗ (аналогу європейської ДПВ) та на адаптованому фрагменті європейського водного менеджменту згідно з ВРД. Через різне походження законодавчих вимог та їх розбіжності утворюється кілька структурних складників загальної системи РСЗР, які ґрунтуються на різних еколого-правових принципах: застарілому EIP за ВКУ, комбінованому підході *CA* за ВРД, та на регулюванні ПЗР за *DEQS*. Відповідні складники також мають різні правові інструменти, функції яких у загальному випадку не збігаються і потребують гармонізації. Найважливішою особливістю ЗУПІЗКПЗ у частині водного сектору є *термінологічно-понятійне ототожнення виконавчого інструменту «гранично допустимий викид» (ГДВ) із функціонально подібним інструментом ВКУ «гранично допустимий скид» (ГДС)*. Це призводить до успадкування традиційного ЕІП щодо боротьби із забрудненням безпосередньо всередині водних об’єктів. При цьому у ВКУ не визначено ані місця, ані ролі головного інструменту, на якому ґрунтується ЕІП – ЗЗ. За функціональним значенням для РСЗР цільовими інструментами регулювання є нормативи стану води (ГДК, ЕНЯВ тощо), а виконавчими – нормативи впливу (ГДС, ГДВ, НДТ-АРВ тощо). Між ВКУ (принцип EIP) та ЗУПІЗКПЗ (принцип *CA*) існує колізія еколого-правових принципів. ВКУ передбачає створення забрудненої ЗЗ у

безпосередній близькості до джерела скиду всередині масиву вод, тоді як ЗУПІЗКПЗ вимагає непревищення ЕНЯВ$_{хім}$ уже на випуску зворотних вод і забезпечення доброї якості води в усьому масиві вод, включно із ЗЗ. Співвідношення між цими інструментами та наслідки для РСЗР розглянуто на показовому прикладі сектору промисловості з обробки чорних металів. Вихідною інформацією для порівняння слугувало європейське джерело НДТ–АРВ. Виконане порівняння демонструє реальність існування зазначеної принципової колізії та важливість її наслідків для екологічної безпеки, а також дає змогу оцінити адекватність еколого-правових принципів РСЗР у ВКУ та ЗУПІЗКПЗ для певного сектору промисловості. Наслідком законодавчого ототожнення вимог європейського та традиційного українського водного законодавства у ЗУПІЗКПЗ є теоретично виявлене та практично підтверджене колізійне поєднання у нинішній системі РСЗР двох еколого-правових принципів – CA та EIP.

Література

1. Уберман В. І. Еколого-правові засади українського регулювання скидання забруднювальних речовин у поверхневі води. *Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського. Серія: юридичні науки. Т.* 35 (74). 2024. № 2. С. 42–50. DOI https://doi.org/10.32782/TNU-2707-0581/2024.2/07 (дата звернення: 28.09.2026). .

2. Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту і Ради "Про встановлення рамок діяльності Співтовариства в галузі водної політики" від 23 жовтня 2000 року. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_962#Text (дата звернення: 28.09.2026).

3. Про інтегроване запобігання та контроль промислового забруднення : Закон України від 16 лип. 2024 р. № 3855-IX. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/3855-20#Text (дата звернення: 28.09.2026).

4. Директива Європейського Парламенту і Ради 2010/75/ЄС від 24 листопада 2010 р. про промислові викиди (інтегрований підхід до запобігання забрудненню та його контролю) (нова редакція). URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/984_004-10#Text (дата звернення: 28.09.2026).

5. Водний кодекс України : від 6 черв. 1995 р. № 213/95-ВР (станом на 08.08.2025). URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-ВР#Text (дата звернення: 28.09.2026).

6. 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** (дата звернення: 28.09.2026).

7. Directive 2008/105/EC on environmental quality standards in the field of water policy. URL: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0105 (дата звернення: 28.09.2026).

УДК 502.1:628.4.02:[519.816:005.53]:355.01(477)

Філоненко Р. С.;

Аніщенко Л. Я., д-р техн. наук, доц.;

Пісня Л. А., канд. техн. наук;

Свердлов Б. С.;

Барміна І. В.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

СИСТЕМНЕ УПРАВЛІННЯ ВІДХОДАМИ РУЙНАЦІЇ В УКРАЇНІ: БАГАТОКРИТЕРІАЛЬНА ІЄРАРХІЧНА МОДЕЛЬ ПРИЙНЯТТЯ ЕКОЛОГІЧНИХ РІШЕНЬ

Світова наукова спільнота ще в 2025 році у Женеві, на полях конференцій Сторін Базельської, Роттердамської та Стокгольмської конвенцій, офіційні представники України (BRS COPs 2025) наголосили, що на той час збройної агресії проти України вже було зафіксовано понад 8000 випадків шкоди довкіллю внаслідок бойових дій — на понад 85 мільярдів євро. Міжнародний сайд-івент «Управління відходами та хімічними речовинами — пом’якшення екологічних наслідків в умовах надзвичайних ситуацій та збройних конфліктів» організували представники України, Фінляндії та Чехії, щоб привернути увагу до токсичних наслідків війн і збройних конфліктів, адже вони становлять реальну, довготривалу й приховану загрозу для людей і довкілля. Учасники заходу неодноразово наголосила, що спостерігається значне зростання рівня забруднення, яке вже набуває транскордонного характеру [1]

Особливої уваги потребують науково-методичні засади щодо підготовки місцевих громад до реагування на екологічні загрози. Місцеві громади постраждалих регіонів мають не лише отримувати технічну допомогу, а й мати ресурси для самостійного реагування в надзвичайних ситуаціях. Важливо усвідомити, що стратегія управління екологічною безпекою у післявоєнному відновленні має стати не просто реконструкцією, а переосмисленням самої архітектури сталого розвитку. У підсумку учасники заходу закликали до посилення міжнародної координації, мобілізації ресурсів та активнішого використання механізмів Базельської, Роттердамської та Стокгольмської конвенцій [1]. Післявоєнне відновлення має стати не лише інфраструктурним, а й екологічним проривом, що формуватиме нову екосистему безпеки в усій Європі на багатостраждальному досвіді території та населення України

Наукова новизна отриманих авторами результатів полягає у розробці та теоретичному обґрунтуванні інтегрованої багатокритеріальної моделі системного управління відходами утвореними внаслідок збройної агресії проти України, яка, на відміну від існуючих лінійних та моноаспектних природоохоронних підходів, вперше базується на 9-рівневій експертно-аналітичній декомпозиції.

Системний ієрархічний підхід до комплексної наукової задачі мінімізації впливу відходів війни на природне середовище в Україні доцільно реалізувати відповідно до дев'яти взаємопов’язаних етапів, які розроблено та представлено на (рис.1):

Впровадження запропонованого системного підходу до експертно-аналітичного визначення заходів для комплексного управління екологічною безпекою відходів, утворених внаслідок збройної агресії дозволить:

1. **Концептуально поєднати** монетарну та екологічну оцінку збитків довкіллю України із принципами циркулярної економіки (*Circular Economy*), перевівши ліквідацію наслідків війни з категорії безнадійних витрат у категорію ресурсної автономії відбудови інфраструктури.

2. **Вперше сформувати тривимірну функціональну матрицю стейкхолдерів**, яка забезпечує прямий та зворотний зв'язок між науково-аналітичними виконавцями (екологічна детекція, MAI Сааті) та кінцевими користувачами результатів моделювання на вертикальних рівнях державного управління (від Міністерств до територіальних громад та міжнародних донорів).

3. **Математично обґрунтувати** процес прийняття рішень за рахунок адаптації методу аналізу ієрархій для оцінювання кумулятивних екологічних ризиків у форс-мажорних умовах триваючого воєнного конфлікту.

Методологічну основу дослідження становить адаптований метод аналізу ієрархій (MAI) Томаса Сааті, який трансформовано у динамічну багатокритеріальну ієрархічну модель прийняття екологічних рішень шляхом введення безпекових та людиноцентричних тригерів з урахуванням попередніх напрацювань авторів [2-4].
Кожний із етапів, зазначених на рисунку 1, розкриває логіку та зміст системного підходу, а саме:

Перший - *кому та для чого це необхідно та вигідно*;

Другий - *хто користувачі та виконавці кожного елемента цієї ієрархії впровадження*;

Третій - *що потрібно робити і що оцінювати як стан реалізації* ;

Четвертий - *де це потрібно робити і де оцінювати реалізацію*;

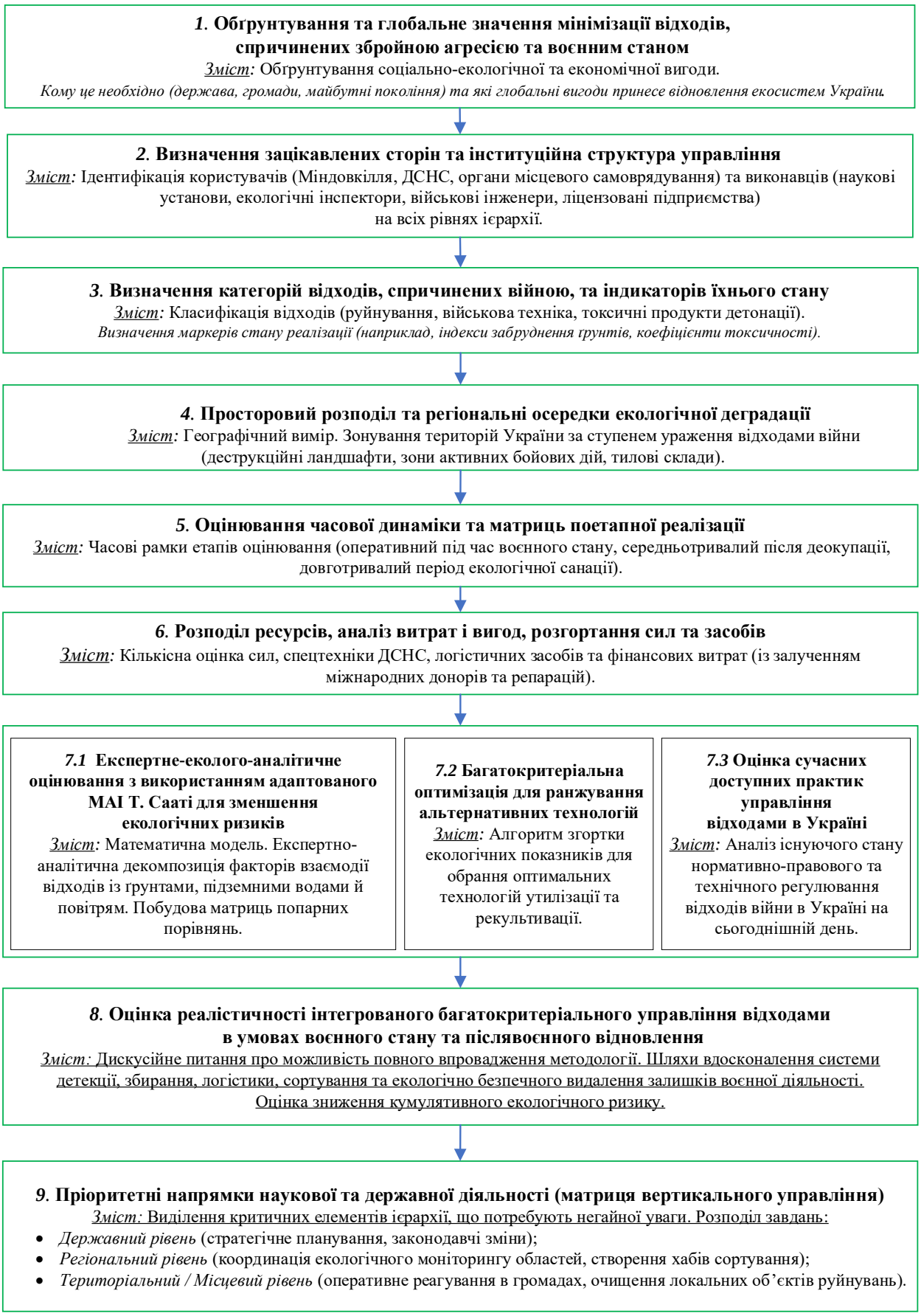


Рисунок 1 – Етапи розробки та теоретичного обґрунтуванні інтегрованої багатокритеріальної моделі системного управління екологічною безпекою відходів (розроблено авторами)

П'ятий - *коли потрібно робити і оцінювати рівень реалізації*;

Шостий - *скільки потрібно та є або використано - сил, засобів, коштів*;

Сьомий - *як саме мають бути реалізовані заходи впровадження всіх вищих етапів-рівнів та як це реалізовано на тепер в Україні* з метою обрання оптимальних природоохоронних стратегій за допомогою методу аналізу ієрархій (MAI) Томаса Сааті як системне управління відходами має розглядатися як процес математично оптимізованого оцінювання та зниження екологічних ризиків від комплексного впливу відходів війни та об'єктів руйнувань у зонах бойових дій, що базується на експертно-аналітичній декомпозиції складних факторів взаємодії відходів із компонентами довкілля (ґрунти, підземні води, повітря) та подальшому ранжуванні альтернативних технологій через згортку системи екологічних показників для прийняття екологічно оптимальних рішень;

Восьмий - *чи можливо досягнути повного впровадження методології в сучасних умовах України і щодо доцільно вдосконалити як* інтегровану, багатокритеріальну систему організаційних, технічних та природоохоронних *заходів із детекції, збирання, логістики, сортування, оброблення та екологічно безпечного видалення залишків воєнної діяльності*(відходів руйнувань, пошкодженої військової техніки, залишків озброєння, токсичних продуктів детонації та забруднених ґрунтів) з метою зведення до мінімуму кумулятивного екологічного ризику та наслідків негативного впливу;

Дев'ятий - *які елементи ієрархії, на кожному з рівнів, потребують особливої уваги наукової спільноти та виконавчої державної влади на державному, регіональному та територіальному (місцевому) рівнях впровадження*.

Масштаб сучасної екодеструкції підтверджується тим, що станом на першу половину 2026 року **Державною екологічною інспекцією України** та її територіальними органами зафіксовано 10 885 випадків шкоди довкіллю на майже 6,4 трлн грн. (понад 144 мільярди євро), причому з них 1,34 трлн грн. це за забруднення ґрунтів та засмічення земельних ресурсів внаслідок ракетно-бомбових уражень) [5].

Застосування системного ієрархічного підходу до цієї комплексної наукової задачі дозволяє чітко диференціювати бенефіціарів процесу (кому це необхідно) та обґрунтувати стратегічні вигоди (для чого це вигідно) на трьох інтегрованих рівнях:

1. Екологічний імператив: збереження біосферного потенціалу

Негайне та системно оптимізоване управління відходами внаслідок війни є життєво необхідним для стабілізації біотичних та абіотичних компонентів довкілля, оскільки деградація ресурсів під час конфліктів має незворотний каскадний характер

[6]. Прямими екологічними вигодами реалізації запропонованої методології є:

Попередження каскадного забруднення гідросфери: Блокування міграції важких металів та стійких органічних забруднювачів (гексоген, тротил, тетрил) з відходів руйнувань у підземні водоносні горизонти й відкриті водойми. Наразі збитки водним ресурсам через засмічення вже перевищують 120 мільярдів гривень [5].

Консервація та рекультивація земельного фонду: Локалізація хімічного та фізичного деструктивного впливу на українські чорноземи. Шкода, завдана безпосередньо ґрунтам внаслідок ракетно-бомбових уражень та накопичення військового брухту, оцінюється у 1,34 трильйона гривень [5].

Збереження природно-заповідного фонду (ПЗФ): Під загрозою деградації перебувають близько 30% охоронних територій України (понад 1,2 мільйона гектарів) [7]. Фінансовий еквівалент руйнування об'єктів ПЗФ є найбільшою статтею загальних збитків і становить 3,8 трильйона гривень [5], що вимагає негайного розгортання ієрархічних моделей екологічної санації.

2. Економічна доцільність: перехід до циркулярної моделі (Circular Economy)

З прагматичного погляду, утилізація відходів руйнації будівель може бути економічно виправданою завдяки впровадженню принципів рециклінгу. Інтеграція стратегій циркулярної економіки у процеси відновлення інфраструктури дозволяє значно знизити витрати на реконструкцію [8]:

Ресурсна автономія відбудови: Екологічно безпечне перероблення відходів руйнувань (мільйонів тонн бетону, цегли, арматури) дозволяє отримати вторинну сировину, знижуючи собівартість будівництва [8]. Загальна вартість повоєнної відбудови прогнозується на рівні 524 мільярдів доларів, і рециклінг є ключовим інструментом оптимізації цих витрат [9].

Регенерація цінних матеріалів: Евакуація та сортування знищеної військової техніки забезпечує регенерацію значних обсягів чорних, кольорових та рідкісноземельних металів у закритому циклі виробництва [10].

Капіталізація територій: Системне очищення земель підвищує їхню інвестиційну привабливість для міжнародних фондів, оскільки впровадження принципів безвідходності суттєво посилює довіру інвесторів [11].

3. Соціально-політичний та гуманітарний виміри

На глобальному та локальному рівнях впровадження системи ієрархічного управління відходами орієнтоване на захист людського капіталу за активної взаємодії уряду, стейкхолдерів та наукової спільноти [10]:

Забезпечення права на безпечне довкілля: Токсичні відходи воєнного походження мають доведений довгостроковий канцерогенний ефект на здоров'я людини [12]. Системне управління мінімізує ці ризики на етапі потрапляння токсикантів у харчові ланцюги.

Кліматична відповідальність та репарації: Сукупні викиди парникових газів внаслідок бойових дій та пожеж досягли 311 мільйонів тонн у CO_2-еквіваленті [13]. Математична фіксація цих наслідків є основою для подання позовів до Міжнародного Реєстру збитків (Register of Damage for Ukraine) для стягнення екологічних репарацій [14].

Міжнародна інтеграція: Відповідність дій України європейському зеленому курсу (*EU Green Deal*) та стандартам *European Waste Framework Directive* є обов'язковою умовою євроінтеграції [15].

Створення нових робочих місць: Розгортання мережі детекції, логістики та сортування стимулює розвиток технологічного сектору та залучення науково-виробничого потенціалу країни [10].

Таким чином, розробка і впровадження науково-обґрунтованої та математично оптимізованої ієрархічної системи комплексного управління екологічною безпекою відходів, утворених внаслідок збройної агресії проти України є найбільш перспективним кроком, що зазначалося також в [8], який трансформує навислу колосальну екологічну загрозу екологічним системам та населенню територіальних громад в керований ресурсний та безпековий потенціал для повоєнної відбудови та вкладом у збереження здоров’я майбутніх поколінь

Література

1. Війна та токсини: у Женеві обговорили екологічні наслідки війни/ URL: https://mepr.gov.ua/vijna-ta-toksyny-u-zhenevi-obgovoryly-ekologichni-naslidky-vijny/

2. Аніщенко Л.Я. Застосування методу аналізу ієрархій у процедурі стратегічної екологічної оцінки/ Л.Я. Аніщенко, Л.А. Пісня, Б.С. Свердлов //Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. пр. XV Міжнародної наук.-практ. конференції (м.Харків, 9-13 вересня 2019 р.)/ УкрНДІЕП. – Х.: ПП «Стиль-Іздат», 2019. - С. 14-17. URL: htpp:///www.niiep.kharkov.ua/sites/default/files/Sbornik2020.pdf

3. Пісня Л. А., Чумаченко С. М., Петрухін С. Ю. Обґрунтування узагальнених базових елементів теоретичних та практичних основ управління екологічною безпекою // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей XVII Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 13-17 вересня 2021 р.) / УКРНДІЕП. – ПП

«Стиль-Іздат», 2021. — С.146-151,
http://www.niiep.kharkov.ua/sites/default/files/konfer2021.pdf**,**
4. Петрухін С.Ю., Пісня Л.А. Аналіз наслідків впливу бойових дій на довкілля України. Законодавчі аспекти протидії особливо небезпечним злочинам в Україні. Матеріали міжнародного науково-практичного круглого столу 14-15 березня 2024 року, м. Київ. Київ: Алерта, 2024. С.:321-324. ISBN 978-617-566-825-2
5. Наслідки збройної агресії росії: в Україні підрахували шкоду завдану довкіллю / Публикация Міністерство економіки, довкілля та сільського господарства України/ URL**:** https://www.facebook.com/EnvironmentalofUkraine**.**
6. Environmental scarcity and conflict: Operational guidance for post-crisis recovery: guidance / Global Protection Cluster. 2010. URL: globalprotectioncluster.org (date of access: 15.09.2026).
7. Environmental Damage Assessment in Conflict Zones: report / United Nations Development Programme (UNDP) Ukraine. 2024. URL: undp.org (date of access: 15.09.2026).
8. Inesa Mikhno *et al* 2024 Circular economy strategies and environmental management in post-war recovery. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 2025. Vol. 1429, iss. 1. Art. 012003. DOI: 10.1088/1755-1315/1429/1/012003 (дата звернення: 15.09.2026).
9. The Environmental Toll on Ukraine from the Russian Invasion: Industrial ruins and municipal challenges: report / Human Rights Research. 2025. URL: humanrightsresearch.org (date of access: 15.09.2026).
10. Socio-economic sustainability with circular economy: Waste-to-resource logistics. *Science of The Total Environment*. 2023. Vol. 904. Art. 166555. URL: doi.org (date of access: 16.09.2026).
11. El-Sawy A. M., El-Gharbawy R. A. Corporate Social Responsibility (CSR) and Its Role in Promoting Sustainability. Scientific Journal for Financial and Commercial Studies and Research. 2025. Vol. 6, No. 2. Article ID 483241. URL: https://journals.ekb.eg (date of access: 15.09.2026).
12. Environmental and Occupational Health: Long-term hazards of warfare toxins. PMC - National Institutes of Health. 2022. PMCID: PMC7170206. URL: https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC7170206 (date of access: 15.09.2026)
13. Climate Damage Caused by Russia's War in Ukraine: 48 months: report / Ecoaction; Initiative on GHG Accounting of War. 2026. URL: https://en.ecoaction.org.ua/wp-content/uploads/2026/02/climate-damage-rusagression_48months_en-2s.pdf (date of

access: 15.09.2026).
14. Ukraine to seek compensation from Russia for climate damage: official statement / Ministry of Economy of Ukraine. 2025. URL: https://me.gov.ua (date of access: 16.09.2026).
15. Circular economy: A multilevel approach for natural resources and waste management / R. S. P. R. de Prins, A. S. G. van der Heijden et al. *Water-Energy-Nexus*. 2024. Vol. 7. P. 103–115. URL: doi.org (date of access: 15.09.2026).

УДК 666.94:544.526.5

Христич О. В., канд. техн. наук, доц.;

Галайко Б. Ю., аспірант

Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова, м. Харків, Україна

ФОТОКАТАЛІТИЧНИЙ ЦЕМЕНТ ІЗ НАНОРОЗМІРНИМ TiO_2 ЯК ФУНКЦІОНАЛЬНИЙ МАТЕРІАЛ ДЛЯ ЕКОЛОГІЧНО АКТИВНОЇ ІНФРАСТРУКТУРИ

Сучасні вимоги до будівельних матеріалів передбачають не лише забезпечення необхідних механічних характеристик, а й надання їм додаткових функціональних властивостей. Особливий інтерес становлять цементні композити, здатні під дією сонячного випромінювання сприяти деградації органічних забруднювачів та зниженню концентрації оксидів азоту в атмосферному повітрі. Одним із найбільш перспективних функціональних компонентів для створення таких матеріалів є нанорозмірний діоксид титану TiO_2. Фотокаталітичні цементні матеріали на основі TiO_2 активно досліджуються завдяки можливості поєднання традиційних конструкційних властивостей цементної матриці з функціями самоочищення та очищення повітря. Автори [1] розглядають способи отримання TiO_2-вмісного фотокаталітичного бетону, особливості його структури, механізми самоочищення та видалення NO_x і летких органічних сполук. При цьому суттєвий вплив на ефективність матеріалу мають взаємодія TiO_2 з продуктами гідратації цементу, лужність середовища, шорсткість поверхні та спосіб введення фотокаталізатора.

Метою дослідження було проаналізувати варіанти сучасних підходів до створення TiO_2-модифікованих цементних матеріалів та визначити основні фактори, що забезпечують формування їх фотокаталітичних, самоочищувальних і повітроочисних властивостей, а також дослідити взаємозв’язок між способом введення, дисперсністю та концентрацією нанодіоксиду титану, структурою цементної матриці та фотокаталітичною ефективністю матеріалів.

Фотокаталітична активність TiO_2 зумовлена його напівпровідниковими властивостями. Під дією ультрафіолетового випромінювання відбувається утворення електронно-діркових пар, які беруть участь у поверхневих окисно-відновних процесах. Утворені активні форми кисню здатні окиснювати органічні речовини, що забруднюють поверхню цементного матеріалу. Внаслідок цього формується ефект

фотокаталітичного самоочищення.

Важливим фактором є дисперсність та кількість TiO_2**.** Дослідження авторів [2] показали, що розмір наночастинок і їх вміст впливають не тільки на фотокаталітичну активність, а й на технологічні та механічні характеристики цементних композицій (міцності, стиранності). Тому, збільшення концентрації нанофази не можна розглядати як універсальний спосіб підвищення ефективності. Надлишок наночастинок може сприяти їх агломерації, зменшенню доступної активної поверхні та погіршенню окремих властивостей цементної композиції. Тому оптимізація вмісту TiO_2 має здійснюватися з урахуванням одночасно фотокаталітичної активності та експлуатаційних характеристик матеріалу.

Не менш важливим є спосіб введення TiO_2 у цементну систему. Основними підходами є об'ємне введення наночастинок до цементної суміші та поверхневе нанесення фотокаталізатора. Об'ємна модифікація сприяє закріпленню TiO_2 у структурі матеріалу, тоді як поверхневе нанесення забезпечує більшу доступність активної фази для світла та забруднювальних речовин. Порівняння цих підходів є одним із ключових напрямів сучасних досліджень фотокаталітичного бетону [1]. Перспективність об'ємного введення TiO_2 підтверджена результатами дослідження [3]. Встановлено, що введення 0,5–1,0 мас. % TiO_2 до цементного розчину дозволяє зберігати порівнянні з контрольним матеріалом механічні характеристики, одночасно забезпечуючи фотокаталітичну активність. Після семи років експлуатаційного старіння модифіковані зразки зберігали здатність до фотокаталітичного розкладання метиленового синього, що свідчить про перспективність такого підходу для створення довговічних самоочищувальних матеріалів.

Окремим напрямом є використання фотокаталітичних цементних матеріалів для очищення атмосферного повітря від оксидів азоту. Фотокаталітичне окиснення NO_x на поверхні TiO_2-модифікованих матеріалів дозволяє розглядати бетон не лише як пасивний будівельний матеріал, а як функціональний елемент міської інфраструктури. Ефективність такого процесу залежить від концентрації TiO_2, площі активної поверхні, умов освітлення, вологості та швидкості руху повітря [1]. Водночас фотокаталітична активність цементного матеріалу визначається не лише властивостями TiO_2. Цементна матриця створює лужне середовище та характеризується складною системою продуктів гідратації, які можуть впливати на доступність активних центрів фотокаталізатора. Саме тому сучасний підхід до розроблення таких матеріалів передбачає оптимізацію «TiO_2 – цементна матриця – структура поверхні», а не просте збільшення кількості нанодобавки [1].

Важливою характеристикою перспективних фотокаталітичних матеріалів є стабільність функціональних властивостей у часі. Для практичного застосування недостатньо продемонструвати високу початкову фотокаталітичну активність — необхідно забезпечити її збереження під впливом стирання, атмосферних факторів і тривалої експлуатації. Результати авторів [3] демонструють можливість збереження фотокаталітичної активності TiO_2-модифікованого цементного розчину навіть після тривалого старіння та абразивного впливу.

Дослідження в роботі спрямовані на обґрунтування комплексного підходу до формування функціональних властивостей TiO_2-модифікованих цементних матеріалів, за якого фотокаталітична ефективність розглядається як результат взаємодії нанодіоксиду титану, цементної матриці та поверхневої структури матеріалу. Показано, що визначальними параметрами є не тільки концентрація TiO_2, але й розмір наночастинок, ступінь їх диспергування, спосіб введення, доступність активної поверхні та стабільність фотокаталітичної фази під час експлуатації**.** Такий підхід створює основу для цілеспрямованого проектування багатофункціональних цементних матеріалів із одночасним забезпеченням конструкційних, самоочищувальних та екологічних властивостей. Подальші дослідження доцільно спрямувати на оптимізацію структури поверхні та способу фіксації TiO_2**,** підвищення ефективності використання сонячного випромінювання та оцінювання стабільності фотокаталітичної активності в реальних умовах експлуатації.

В практичному аспекті, використання TiO_2-модифікованих цементних матеріалів є перспективним для фасадних елементів, дорожніх покриттів, тротуарів, захисних підземних споруд та інших поверхонь міської інфраструктури. Поєднання самоочищення та потенційного зниження концентрації NO_x дозволяє розглядати такі матеріали як один із напрямів розвитку екологічно активних будівельних композитів**.**

Література

1. Zhang Y., Zhou Y., Dong X., Xi X., Dong P. Recent advances in TiO_2-based photocatalytic concrete: Synthesis strategies, structure characteristics, multifunctional applications, and CFD simulation. Chemical Engineering Journal. 2024. Vol. 496. Article 154186. DOI: 10.1016/j.cej.2024.154186.

2. Şahin H. G., Temel M., Koçak G., Mardani A., Kara A. Effect of nano-TiO_2 size and utilization ratio on the performance of photocatalytic concretes; self-cleaning, fresh, and hardened state properties. Environmental Science and Pollution Research. 2024. Vol. 31, No. 25. P. 37109–37124. DOI: 10.1007/s11356-024-33660-9.

3. Jiang Z., Zhang B., Yu X. Photocatalytic Cement Mortar with Durable Self-Cleaning Performance. Catalysts. 2025. Vol. 15, No. 3. Article 249. DOI: 10.3390/catal15030249.
[4] Shen Y., Jiang L., Shen P., Peng L., Poon C.-S., Wang F. Development of photocatalytic carbonation coating for concrete: Enhancement of air quality and sequestration of CO_2. Cement and Concrete Composites. 2024. Vol. 145. Article 105308. DOI: 10.1016/j.cemconcomp.2023.105308.
5. Zhang D., Zhu H., Yang Q., Mao M., Li J. Hydration kinetics, mechanical, and photocatalytic self-cleaning performance of permeable concrete reinforced with nano-TiO_2 hydrosol. Construction and Building Materials. 2025. Vol. 472. Article 140830. DOI: 10.1016/j.conbuildmat.2025.140830.
6. Chilmon K., Kalinowski M., Jackiewicz-Rek W. Effect of Cement Substitution with Mineral Fillers on NO_x Air-Purification Efficiency and Photocatalytic Reaction Selectivity of Nano-TiO_2-Modified Cementitious Composites. Materials. 2024. Vol. 17, No. 23. Article 5775. DOI: 10.3390/ma17235775.
7. Hua Y., Wang G., Liu F., Huang B., Zhu M., Qu F. Investigation on strength, drying shrinkage and photocatalytic efficiency of TiO_2 cement composite mortar by the layering method. KSCE Journal of Civil Engineering. 2025. Vol. 29, No. 9. Article 100198. DOI: 10.1016/j.kscej.2025.100198.

УДК 666.94:504.06

Христич М. О., аспірант

Шабанова Г. М., д-р техн. наук, проф.

Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут», м. Харків, Україна

РЕСУРСОЕФЕКТИВНЕ ОТРИМАННЯ ВОГНЕТРИВКИХ ЦЕМЕНТІВ СИСТЕМИ (Ba,Sr)O-Al_2O_3 ІЗ ВИКОРИСТАННЯМ АЛЬТЕРНАТИВНОЇ СИРОВИНИ

Сучасний розвиток технології вогнетривких матеріалів передбачає не лише підвищення їх експлуатаційних характеристик, але й зниження ресурсо- та енергоємності виробництва, скорочення використання первинної мінеральної сировини та залучення вторинних матеріальних ресурсів. Особливої актуальності ці завдання набувають у контексті сталого розвитку промисловості та необхідності відновлення виробничого потенціалу України. Одним із перспективних напрямів екологізації технології є створення спеціальних вогнетривких цементів із використанням альтернативної сировини техногенного походження.

Перспективною основою для отримання вогнетривких цементів є система (Ba,Sr)O-Al_2O_3, у якій формуються алюмінатні сполуки лужноземельних елементів. Фазові рівноваги в системах BaO-Al_2O_3 та SrO-Al_2O_3 мають принципове значення для прогнозування процесів фазоутворення та обґрунтування складів матеріалів із заданими властивостями. Термодинамічне моделювання системи SrO-Al_2O_3 із застосуванням CALPHAD-підходу дозволило узгодити експериментальні дані щодо фазових рівноваг і термодинамічних властивостей та побудувати розрахунковий опис системи [1]. Для системи BaO–Al_2O_3 також проведено детальний аналіз фазових рівноваг і термодинамічних властивостей. На основі критичного аналізу літературних результатів досліджень авторів [2] та експериментальних даних, уточнили фазову діаграму системи та розробили її термодинамічний опис. Зокрема, дослідження підтвердило наявність фазових рівноваг за участю $BaAl_2O_4$ та $Ba_3Al_2O_6$. Отримані результати мають безпосереднє значення для розроблення технології вогнетривких цементів, оскільки дозволяють пов’язати склад вихідної сировини з напрямом фазоутворення під час термічної обробки. Керування співвідношенням компонентів системи (Ba,Sr)O-Al_2O_3 може бути використане для формування необхідної сукупності

алюмінатних фаз і, відповідно, регулювання експлуатаційних характеристик кінцевого матеріалу.

Традиційне отримання таких матеріалів передбачає використання карбонатів лужноземельних елементів та високоглиноземистої сировини. З технологічної та екологічної точок зору доцільним є часткове заміщення первинних компонентів альтернативною сировиною, яка за хімічним складом може виконувати функції відповідних сировинних компонентів. Особливий інтерес становлять відпрацьовані каталізатори нафтохімічної промисловості, які містять значну кількість алюмосилікатних та алюмінієвмісних компонентів. Їх повторне використання дозволяє розглядати такі матеріали не лише як відходи, що потребують поводження, а як джерело вторинної сировини для виробництва цементних і вогнетривких матеріалів. Експериментально підтверджено принципову можливість використання відпрацьованих каталізаторів як альтернативи бокситу під час отримання цементного клінкеру. Автори [3] дослідили використання відпрацьованого алюмівмісного каталізатора як замінників бокситу. Отримані матеріали характеризувалися хімічним складом і фізико-механічними властивостями, близькими до відповідних характеристик клінкеру з традиційною сировиною. За результатами дослідження автори підтвердили можливість використання таких каталізаторів у виробництві клінкеру. Дослідження впливу відпрацьованого каталізатора на гідратацію кальцієвих алюмінатних цементів показало, що такий матеріал може проявляти реакційну активність у цементній системі. Автори [4] досліджували композиції з різним вмістом відпрацьованого каталізатора та застосовували рентгенофазовий аналіз, ІЧ-спектроскопію і термічний аналіз для встановлення особливостей фазоутворення та гідратації.

Таким чином, використання альтернативної сировини техногенного походження є перспективним напрямом підвищення ресурсоефективності технології вогнетривких цементів. При цьому принциповим є не механічне введення вторинного матеріалу до сировинної суміші, а його технологічно обґрунтований підбір відповідно до хімічного складу та фазових рівноваг системи. Саме такий підхід дозволяє забезпечити необхідне співвідношення основних оксидів і прогнозувати формування цільових алюмінатних фаз.

Для системи (Ba,Sr)O-Al_2O_3 доцільним є поєднання термодинамічного моделювання з експериментальним дослідженням синтезованих матеріалів. Екологічна ефективність запропонованого підходу визначається можливістю одночасного вирішення декількох завдань: зменшення споживання первинної

мінеральної сировини, залучення техногенних матеріалів до повторного використання та зниження навантаження, пов’язаного з їх накопиченням. Дослідження використання відпрацьованих каталізаторів у цементних матеріалах демонструють перспективність такого напряму з позицій ресурсозбереження та екологізації виробництва [3, 4].

Водночас застосування альтернативної сировини повинно передбачати попередню оцінку її хімічного та фазового складу, наявності потенційно небезпечних домішок і стабільності отриманого матеріалу. Тому екологічна ефективність технології має визначатися не тільки кількістю заміщеної первинної сировини, а й безпечністю отриманого продукту на наступних етапах його життєвого циклу. Перспективним є подальше дослідження можливості використання барій- та алюмінійвмісної альтернативної сировини для формування вогнетривких цементів. У цьому випадку відходи або побічні продукти, що містять необхідні оксидні компоненти, можуть бути безпосередньо інтегровані до сировинної схеми після відповідної підготовки. Такий підхід особливо важливий для регіонів із розвиненою хімічною та нафтохімічною промисловістю, де формуються значні потоки алюмовмісних техногенних матеріалів.

Отже, поєднання термодинамічного прогнозування фазових рівноваг системи (Ba,Sr)O-Al_2O_3 та використання альтернативної сировини створює науково-технологічну основу для розроблення ресурсоефективних вогнетривких цементів. Такий підхід відповідає сучасним принципам циркулярної економіки, сприяє зниженню використання первинних ресурсів і відкриває можливості для створення спеціальних матеріалів із заданим фазовим складом та необхідними експлуатаційними характеристиками.

Література

1. Zhang Y., Zhou Y., Dong X., Xi X., Dong P. Recent advances in TiO_2-based photocatalytic concrete: Synthesis strategies, structure characteristics, multifunctional applications, and CFD simulation. Chemical Engineering Journal. 2024. Vol. 496. Article 154186. DOI: 10.1016/j.cej.2024.154186.

2. Şahin H. G., Temel M., Koçak G., Mardani A., Kara A. Effect of nano-TiO_2 size and utilization ratio on the performance of photocatalytic concretes; self-cleaning, fresh, and hardened state properties. Environmental Science and Pollution Research. 2024. Vol. 31, No. 25. P. 37109–37124. DOI: 10.1007/s11356-024-33660-9.

3. Jiang Z., Zhang B., Yu X. Photocatalytic Cement Mortar with Durable Self-Cleaning Performance. Catalysts. 2025. Vol. 15, No. 3. Article 249. DOI: 10.3390/catal15030249.

[4] Shen Y., Jiang L., Shen P., Peng L., Poon C.-S., Wang F. Development of photocatalytic

carbonation coating for concrete: Enhancement of air quality and sequestration of CO_2. Cement and Concrete Composites. 2024. Vol. 145. Article 105308. DOI: 10.1016/j.cemconcomp.2023.105308.
5. Zhang D., Zhu H., Yang Q., Mao M., Li J. Hydration kinetics, mechanical, and photocatalytic self-cleaning performance of permeable concrete reinforced with nano-TiO_2 hydrosol. Construction and Building Materials. 2025. Vol. 472. Article 140830. DOI: 10.1016/j.conbuildmat.2025.140830.
6. Chilmon K., Kalinowski M., Jackiewicz-Rek W. Effect of Cement Substitution with Mineral Fillers on NO_x Air-Purification Efficiency and Photocatalytic Reaction Selectivity of Nano-TiO_2-Modified Cementitious Composites. Materials. 2024. Vol. 17, No. 23. Article 5775. DOI: 10.3390/ma17235775.
7. Hua Y., Wang G., Liu F., Huang B., Zhu M., Qu F. Investigation on strength, drying shrinkage and photocatalytic efficiency of TiO_2 cement composite mortar by the layering method. KSCE Journal of Civil Engineering. 2025. Vol. 29, No. 9. Article 100198. DOI: 10.1016/j.kscej.2025.100198.

УДК 631.416:631.417.2(477)

Юрченко А. І., зав. лабораторії;

Величко Г. М., наук. співр.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

СУЧАСНИЙ СТАН ВМІСТУ БІОГЕННИХ ЕЛЕМЕНТІВ ТА ГУМУСУ В ҐРУНТАХ УКРАЇНИ

Надходження до природних водних об’єктів біогенних елементів (сполук азоту та фосфору) є важливою рушійною силою процесу евтрофікації, який призводить до порушення природної рівноваги біопродуктивності, погіршення якості води та перешкоджає досягненню водними екосистемами «доброго» екологічного стану [1].

Важливість цього питання вийшла на новий рівень після підписання Україною Угоди про асоціацію з Європейським Союзом та внесення відповідних змін до Водного кодексу. У планах управління річковими басейнами має бути передбачено оцінювання трофного стану водних екосистем, визначення зон, вразливих до нітратного забруднення, та впровадження кращих практик ведення сільськогосподарських робіт.

Дифузний стік є одним із найменш вивчених і слабо контрольованих джерел забруднення поверхневих вод. Водночас він істотно впливає на переміщення забруднюючих речовин у межах водозбірних басейнів та загальний екологічний стан водних об’єктів. Головною проблемою в регулюванні такого надходження є складність його достовірної оцінки, зумовлена браком уніфікованих методичних підходів та нормативної бази для його моніторингу [2].

Для визначення навантаження поверхневого стоку біогенними елементами застосовують розрахункові методи. У міжнародній практиці для оцінки виносу біогенних елементів та пестицидів з дифузним стоком до водних об’єктів широко використовуються математичні моделі. Їх впровадження для кількісного розрахунку дифузного забруднення водних екосистем вимагає чималого обсягу інформації, необхідної як для безпосереднього моделювання, так і для налаштування параметрів, а також калібрування та верифікації робочих алгоритмів [3].

Недостатня інформаційна забезпеченість моделей формування поверхневого і річкового стоку, а також практична відсутність доступної бази даних, необхідної для їхньої реалізації, зумовили розроблення простіших методів оцінки надходження агрохімікатів із сільськогосподарських угідь до водних об’єктів [4].

Запропоновані математичні залежності пов’язують винос агрохімікатів із гідрометеорологічними чинниками (величина атмосферних опадів, водний та твердий поверхневий стік), властивостями ґрунту (початкова вологість, фізико-хімічні характеристики), а також із регламентом застосування засобів (дози, терміни внесення) та їхньою міграційною здатністю і стабільністю. Якість поверхневого стоку з сільськогосподарських угідь передусім визначається вмістом азоту, фосфору, калію та гумусу в ґрунтах [5].

Мета дослідження – визначити сучасний стан вмісту біогенних елементів та гумусу в ґрунтах України для подальших розрахунків забруднення водних об’єктів дифузним стоком із сільськогосподарських угідь.

Інформація про стан ґрунтів України формується в межах державного моніторингу, головною складовою якого є агрохімічне обстеження сільськогосподарських угідь. Цю функцію виконує Державна установа «Інститут охорони ґрунтів України» (ДУ «Держґрунтохорона»), уповноважена Міністерством аграрної політики та продовольства України.

Агрохімічне обстеження орних земель здійснюється з періодичністю раз на п’ять років, а динаміку показників якісного стану ґрунтів фіксують за результатами кожного чергового туру агрохімічного обстеження.

У 2020 році завершено одинадцятий тур агрохімічного обстеження, який охоплював період 2016–2020 рр.

Оптимальний режим живлення рослин визначається вмістом трьох головних макроелементів (біогенних елементів): азоту, фосфору та калію.

Основним джерелом азоту в ґрунті є органічна речовина, яка в процесі гуміфікації перетворюється на гумус, а внаслідок мінералізації трансформується в легкогідролізовані азотовмісні сполуки.

Рівень забезпеченості ґрунтів легкогідролізованим азотом свідчить про потенційну здатність ґрунту забезпечувати рослини доступними мінеральними формами цього елемента. Саме тому під час проведення агрохімічних досліджень визначають легкогідролізовані форми азоту, які відображають реальний стан забезпеченості ґрунтів цим елементом [6]. Водночас слід зауважити, що в контексті охорони водних ресурсів легкогідролізовані форми азоту, як і інші рухомі сполуки біогенних елементів, становлять екологічну небезпеку через інтенсивне вимивання поверхневим стоком і спричиняють дифузне забруднення водних об’єктів.

У структурі загального азоту ґрунту частка азоту, що легко гідролізується, варіює залежно від ґрунтово-кліматичної зони і становить в підзолистих ґрунтах Полісся 11–

15 %, опідзолених ґрунтах та чорноземах типових Лісостепу – 6–10 %, в чорноземних та дернових ґрунтах степової зони – 11–16 % [6].

За результатами досліджень одинадцятого туру агрохімічного обстеження середньозважений вміст легкогідролізованого азоту в ґрунтах України становить 110,7 мг/кг ґрунту, що відповідає низькому рівню забезпеченості. Порівняно з десятим туром обстеження (2011–2015 рр.), цей показник збільшився на 5,3 мг/кг ґрунту. Зростання вмісту легкогідролізованого азоту в ґрунтах відбулося у всіх зонах: у Поліссі – на 6,1 мг/кг, у Лісостепу та Степу – на 4,1 та 7,0 мг/кг ґрунту відповідно [6, 7].

Обстежені ґрунти характеризуються дуже низьким та низьким вмістом легкогідролізованого азоту, площа яких становить 90 % (6899,7 тис. га), з них 25 % (1713,8 тис. га) зосереджені у Поліссі, 49 % (3395,1 тис. га) – у Лісостепу та 26 % (1790,9 тис. га) – у Степу України [7].

Проведені ДУ «Держґрунтохорона» дослідження [7] показали, що накопичення сполук азоту, що легко гідролізуються, у ґрунтах не спостерігається. Це пояснюється насамперед значним виносом його сільськогосподарськими культурами, втратами від ерозії та з водами поверхневого стоку і недостатнім поверненням його у ґрунт з органічними та мінеральними добривами.

Одним із визначальних показників ефективної родючості ґрунту є оптимальний вміст у ньому рухомих сполук фосфору.

За результатами одинадцятого туру агрохімічного обстеження сільськогосподарських угідь, середньозважений вміст рухомих сполук фосфору в ґрунтах України становить 116,7 мг/кг ґрунту, що відповідає підвищеному рівню забезпеченості. Порівняно з десятим туром обстеження, цей показник зріс на 6,4 мг/кг ґрунту. Водночас у зоні Полісся зафіксовано зниження вмісту рухомих сполук фосфору на 4,4 мг/кг, тоді як у Лісостепу та Степу відзначається його зростання – на 4,3 та 16,0 мг/кг ґрунту відповідно [6, 7].

Переважна більшість обстежених ґрунтів має середній та підвищений вміст рухомих сполук фосфору, площа яких становить 68 % (5844,5 тис. га), з них 19 % (1104,0 тис. га) зосереджені у Поліссі, 47 % (2750,1 тис. га) – у Лісостепу та 34 % (1990,4 тис. га) – у Степу України [7].

Загалом в Україні та в розрізі ґрунтово-кліматичних зон у 2011–2020 роках спостерігається тенденція стабілізації та незначного підвищення вмісту рухомих сполук фосфору.

При формуванні врожаю сільськогосподарські культури засвоюють з ґрунту значну кількість калію, в основному його рухомі сполуки. Тому з сільськогосподарської

точки зору формування запасів рухомого калію у ґрунті є важливим аспектом подальшого підвищення продуктивності культур та збільшення їх урожайності в перспективі. Вміст рухомих сполук калію в ґрунті залежить від низки чинників, серед яких найважливішими є доза застосування добрив, інтенсивність балансу калію в системі добриво–ґрунт–рослина, фізико-хімічні особливості ґрунту, структура сівозміни тощо.

Динаміка вмісту калію в ґрунтах змінювалася аналогічно динаміці вмісту фосфору. Позитивний баланс калію в роки інтенсивної хімізації зумовлював збільшення вмісту цього елемента в орних землях. За тривалого внесення калійних добрив у дозах, що перевищують виніс урожаєм, калій закріплювався в кореневмісному шарі в обмінній і не обмінній формах, залишаючись добре доступним рослинам [8].

За результатами одинадцятого туру агрохімічного обстеження сільськогосподарських угідь встановлено, що 91 % обстежених ґрунтів України характеризуються дуже високим, високим, підвищеним та середнім вмістом рухомих сполук калію і лише 9 % – низьким і дуже низьким його вмістом. Середньозважений вміст рухомих сполук калію в ґрунтах України становить 122,4 мг/кг ґрунту, що відповідає високому рівню забезпеченості [7].

Порівняно з десятим туром, зростання вмісту рухомих сполук калію спостерігається у лісостеповій та степовій зонах. У зоні Лісостепу середньозважений їхній вміст зріс на 8,4 мг/кг, а у Степу – на 17,4 мг/кг. Водночас у Поліссі спостерігалось зниження цього показника на 1,2 мг/кг ґрунту [6, 7].

Лісостепова та степова зони забезпечені сполуками калію краще, ніж поліська, де ґрунти мають недостатнє їх забезпечення. У степовій зоні середньозважений вміст рухомих сполук калію на 53,6 мг/кг ґрунту вищий за середнє значення по Україні, тоді як у поліській та лісостеповій зонах цей показник є нижчим. За результатами обстеження протягом останніх 20 років запаси рухомих сполук калію в ґрунтах України зросли, що свідчить про призупинення деградаційних процесів у ґрунтах за цим показником [7].

Незначне збільшення вмісту рухомих сполук фосфору (5,8 %) і калію (1,6 %) в ґрунтах, порівняно з десятим туром обстеження, не забезпечує бездефіцитного балансу поживних речовин. Розрахунки, проведені обласними філіями ДУ «Держґрунтохорона» на основі статистичних даних, підтверджують, що основні елементи живлення сільськогосподарських культур – фосфор і калій – протягом багатьох років не повертаються в ґрунт у кількості, яка виноситься з урожаєм [7].

Баланс поживних речовин протягом одинадцятого туру обстеження – від'ємний (дефіцитний). Гостро виражений дефіцитний баланс поживних речовин (азоту, фосфору та калію) спостерігався у Закарпатській – 269 кг/га, Чернівецькій – 160 кг/га, Харківській – 113 кг/га та Львівській – 112 кг/га областях. Недотримується науково обґрунтоване співвідношення внесення поживних речовин. Застосування азотних добрив у загальному обсязі мінеральних добрив, які вносяться під сільськогосподарські культури, сягає майже 69 %, що зумовлює формування врожаїв сільськогосподарських культур через втрати родючості ґрунтів [7].

Низький рівень застосування калійних добрив в Україні можна пояснити не лише відносно високою їх вартістю, але і помилковим поглядом деяких учених, агрономів і керівників, що зазвичай ґрунти важкого гранулометричного складу Степу та Лісостепу мають достатній вміст рухомих сполук калію. На думку А. О. Христенка [9], причиною цього є недосконалість методів ґрунтової діагностики живлення рослин, що завищує або занижує оцінку стану родючості ґрунтів не лише окремих полів, але і цілих регіонів.

У результаті різкого зниження доз застосування калійних добрив вміст рухомих сполук калію в більшості орних ґрунтів України близький до рівня його природного стану, що відповідає середній забезпеченості цим елементом живлення рослин. Тому ці ґрунти зазвичай не містять достатньої кількості залишкового калію добрив минулих років, і для отримання високих урожаїв необхідно обов'язково вносити калійні добрива [10].

Агрономічні дослідження свідчать про те, що внесення мінеральних добрив у необхідних для живлення рослин дозах із дотриманням оптимального співвідношення між елементами живлення – це об'єктивна необхідність для забезпечення бездефіцитного балансу поживних речовин та збереження родючості ґрунтів.

Найважливіші біохімічні, фізичні, фізико-хімічні й агрохімічні властивості ґрунтів пов'язані з вмістом гумусу. Ґрунтовий гумус є головним акумулятором сонячної енергії на поверхні Землі та гарантом продуктивності, що забезпечує екологічну стійкість біосфери. Вміст його в ґрунті – характерна генетична і класифікаційна ознака для кожного з відомих типів ґрунтів [11].

Гумус суттєво впливає на поживні властивості ґрунту тому, що в ньому акумульовано до 98 % ґрунтових запасів азоту, до 60 % фосфору ґрунту, а також інші елементи, що містяться в органічній формі [12].

Вміст гумусу в ґрунтах України підпорядкований певній зональності, обумовленій типом ґрунтоутворення та гранулометричним складом ґрунтів. Гумусованість верхнього генетичного горизонту збільшується від дерново-підзолистих

та буроземних ґрунтів у Поліссі та в Карпатах (1,1–1,2 %) до лісостепових типових чорноземів і степових звичайних чорноземів (4,0–6,0 %), а далі зменшується до чорноземів південних і солонцюватих, каштанових та темно-каштанових ґрунтів (2,0–3,0 %). Це спричинено зміною рослинно-кліматичних умов ґрунтоутворення, гранулометричного складу та характеру ґрунтотворних порід. Ареал найвищого вмісту (5,5–6,0 %) включає чорноземи типові і звичайні середньогумусні важкосуглинкові і глинисті, які розташовані смугою з південного заходу на північний схід і схід (північ Одеської та Миколаївської областей, Кіровоградську, Полтавську, Харківську області, північ Донецької та Луганської областей) [12].

Середньозважений вміст гумусу в ґрунтах України, за результатами одинадцятого туру агрохімічного обстеження сільськогосподарських угідь, становить 3,07 %, що відповідає підвищеному рівню і є на 0,09 % меншим порівняно з результатами десятого туру. У зоні Полісся середньозважений вміст гумусу в ґрунтах, порівняно з попереднім туром обстеження, зріс на 0,1 %, у Лісостепу і Степу – зменшився на 0,01 % і 0,14 % відповідно [6, 7].

Переважна більшість обстежених ґрунтів (62 %) характеризується середнім та підвищеним вмістом гумусу і становить 5272 тис. га, з яких 19 % (979,7 тис. га) зосереджені в Поліссі, 48 % (2551,5 тис. га) – у Лісостепу та 33 % (1740,8 тис. га) – у Степу України. Площі земель сільськогосподарського призначення за вмістом гумусу в розрізі ґрунтово-кліматичних зон розподілились нерівномірно. У зоні Полісся значну частину становлять ґрунти з низьким та середнім вмістом гумусу, які займають 1252,2 тис. га, що становить 68 % від обстеженої площі, у зоні Лісостепу – з середнім та підвищеним його вмістом – 2551,5 тис. га (69 %), а у зоні Степу – з середнім, підвищеним та високим вмістом цього показника – 2515,8 тис. га (84 %) [7].

За 140 років, із часу перших вимірів умісту гумусу в ґрунтах країни, проведених В. В. Докучаєвим, його втрати в ґрунтах Лісостепу в середньому досягли 22 %, у ґрунтах Степу – 19,5 % і в ґрунтах Полісся – близько 19 %. Отже, в середньому в Україні його втрати становили понад 20 % [13].

Що стосується змін вмісту гумусу в часі, то практично по всій території України спостерігається зменшення вмісту гумусу в орному шарі ґрунтів сільськогосподарського призначення. Тотальна дегуміфікація підтверджується не тільки прямими визначеннями вмісту гумусу в ґрунті, а і розрахунками балансу ґрунту. Такі розрахунки показують на істотно дефіцитний баланс гумусу в умовах сучасного українського землеробства. Основними причинами зниження рівня гумусу в ґрунтах України є зниження загальної культури землеробства, зменшення обсягів внесення

органічних добрив, неконтрольований розвиток водної ерозії в умовах високої розораності сільськогосподарських угідь.

Найбільші втрати гумусу відбулися в 70-х роках XX ст., коли в структурі посівів різко зросла частка просапних культур – буряків цукрових і соняшнику. Втрати гумусу вдалося частково призупинити завдяки щорічному застосуванню в середньому в країні 8,4 т/га гною й близько 170 кг мінеральних добрив (за діючою речовиною) на 1 га ріллі. У наступні роки зниження внесення добрив призвело до поступового зниження вмісту гумусу з 3,36 % у 1986–1990 рр. до 3,14 % у 2006–2010 рр. У 2011–2015 рр. аграрні підприємства вносили від 2,5 до 4,8 т/га соломи та 11,6–16,6 т/га сидератів щорічно, що сприяло призупиненню зменшення його вмісту [13].

За розрахунками філій ДУ «Держґрунтохорона», баланс гумусу в ґрунтах України протягом 2016–2020 рр. був дефіцитним і коливався в межах 0,14–0,24 т/га (рис. 1).

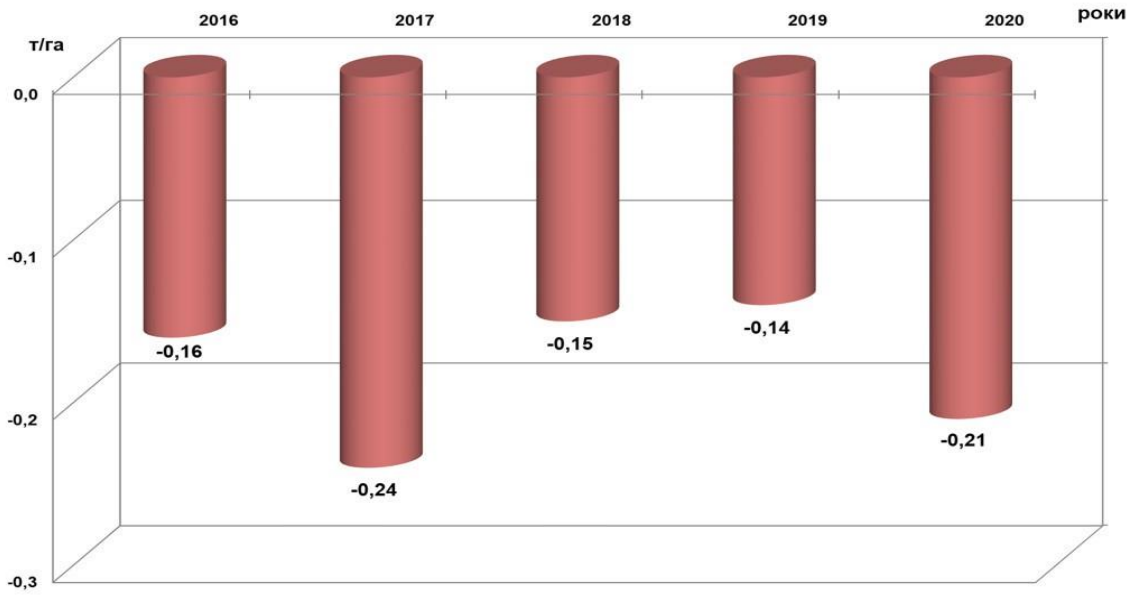


Рисунок 1 – Динаміка балансу гумусу в ґрунтах України у 2016–2020 рр., т/га [7]

У порівнянні з 2015 роком, у 2020 році дефіцит балансу гумусу зріс на 80 кг/га (62 %) та становив 210 кг/га. Найбільший дефіцит гумусу залишається в Одеській та Черкаській областях – 810 та 760 кг/га відповідно, Дніпропетровській та Запорізькій областях – по 630 кг/га, Миколаївській – 540 кг/га. Позитивний баланс гумусу відмічається в Житомирській, Закарпатській, Львівській, Полтавській, Рівненській, Тернопільській та Чернігівській областях і варіює від 30 кг/га в Полтавській області до 940 кг/га в Чернігівській [7].

Найважливішим ресурсом для забезпечення відтворення гумусу ґрунтів залишаються органічні добрива, рослинні рештки, побічна продукція, сидерати тощо, внесення яких позитивно впливає на агрохімічні, фізичні та водно-повітряні властивості ґрунтів.

За даними ДУ «Держґрунтохорона», у 2025 році органічних добрив було внесено 11,7 млн т, що в середньому становить 0,84 т/га посівної площі, тоді як мінімальна норма для забезпечення бездефіцитного балансу гумусу (залежно від ґрунтово-кліматичної зони) повинна становити від 8 до 14 т/га. Удобрена площа склала 1084,8 тис. га, що становить лише 7,8 % від загальної посівної площі.

Порівняно з десятим туром обстеження, спостерігається тенденція зменшення обсягів приорювання пожнивно-кореневих решток та сидератів. Загалом у перерахунку на удобрювану площу було внесено 3 т/га соломи та 4,7 т/га сидератів. Але, на жаль, ці заходи проводилися на незначних площах (близько 25 % та 1,1 % загальних посівних площ відповідно) і в масштабах країни це не забезпечує бездефіцитного балансу гумусу [7].

Розрахунки науковців свідчать про те, що для відтворення гумусу необхідно вносити в середньому 8–9 т/га сівозмінної площі гною, або в цілому в країні близько 250 млн т, а реальний його вихід нині становить менше 40 млн т [14].

Основними заходами, які дадуть змогу призупинити дегуміфікацію ґрунтів й оптимізувати вміст органіки в них, є: трансформація сівозмін у напрямі збільшення частки культур суцільної сівби та багаторічних трав; використання як органічних добрив післяжнивних решток і соломи зернових культур; внесення органо-мінеральних добрив; застосування торфу, сапропелю, сидератів, ставкового мулу та інших вуглецевмісних матеріалів; поліпшення умов гуміфікації рослинних залишків і добрив шляхом оптимізації обробітку ґрунту, регулювання глибини загортання.

В процесі адаптації до екологічних стандартів ЄС Україна взяла на себе зобов’язання щодо досягнення стабілізації вмісту органічного вуглецю в ґрунтах сільськогосподарських угідь, що можна вважати місією (генеральною метою) сталого управління ґрунтовим органічним вуглецем. З урахуванням зазначеної місії основною стратегічною ціллю визначено збільшення вмісту гумусу в ґрунтах до 2030 року не менше ніж на 0,1 %, у тому числі в розрізі зон: Полісся – на 0,10–0,16 %, Лісостеп і Степ – на 0,08–0,10 % [15, 16].

При цьому слід зазначити, що в ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О. Н. Соколовського» вперше створено національну цифрову карту запасів ґрунтового органічного вуглецю в шарі 0–30 см із роздільною здатністю 1 х 1 км. Її розроблено на

основі архівних ґрунтових карт, матеріалів дистанційного зондування, а також додаткових атрибутивних характеристик ґрунтових і кліматичних показників із застосуванням технологій цифрового моделювання та картографування [16].

Висновки

1. Вміст біогенних елементів та гумусу в ґрунтах України є одним із чинників, що визначають якість поверхневого стоку з сільськогосподарських угідь.

2. Аналіз та узагальнення даних літературних джерел щодо агрохімічного обстеження ґрунтів України дали змогу визначити сучасний стан вмісту біогенних елементів та гумусу в основних ґрунтах – як загалом по країні, так і в розрізі природно-кліматичних зон: Полісся, Лісостепу та Степу.

3. Результати дослідження можуть бути використані для прогнозування забруднення поверхневих водних об’єктів стоком із сільськогосподарських угідь.

Література

1. Юрченко А. І., Полозенцева В. О., Величко Г. М., Асін В. І. Проблеми оцінки надходження біогенних елементів та пестицидів з дифузних джерел сільськогосподарського призначення до водних об’єктів. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення* : зб. наук. статей XVII Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 13–17 вересня 2021 р.) / УКРНДІЕП. Харків : ПП «Стиль-Іздат», 2021. С. 232–238.

2. Юрченко А. І. Щодо впливу стоку сільськогосподарських угідь на якість води поверхневих водних об’єктів. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення* : зб. наук. статей XIX Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 14–15 вересня 2023 р.) / УКРНДІЕП. Харків, 2023. С. 395–401. URL: http://www.niiep.kharkov.ua/sites/default/files/konfer2023.pdf**.**

3. Полозенцева В. О., Юрченко А. І. Сучасні методи прогнозування утворення поверхневого стоку з сільськогосподарських угідь та їх порівняльний аналіз. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення* : зб. наук. статей XXI Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 25–26 вересня 2025 р.) / УКРНДІЕП. Харків, 2025. С. 349–355. URL: **http://www.niiep.kharkov.ua/sites/default/files/sbornik_konf_2025.pdf**.

4. Юрченко А. І., Величко Г. М. Основні підходи щодо оцінки надходження агрохімікатів із сільськогосподарських угідь до поверхневих водних об’єктів. *Розвиток наукової думки постіндустріального суспільства: сучасний дискурс* : матеріали IV

Міжнародної наукової конференції (м. Івано-Франківськ, 17 листопада 2023 р.) / Міжнародний центр наукових досліджень. Вінниця : ТОВ «УКРЛОГОС Груп», 2023. С. 136–141. URL**:** https://doi.org/10.36074/mcnd-17.11.2023**.**

5. Юрченко А. І. Методичні рекомендації щодо прогнозування надходження біогенних речовин та пестицидів з дифузних джерел сільськогосподарського походження до водних об'єктів. *Інновації та науковий потенціал світу* : матеріали III Міжнародної наукової конференції (м. Хмельницький, 10 листопада 2023 р.) / Міжнародний центр наукових досліджень. Вінниця : ТОВ «УКРЛОГОС Груп», 2023. С. 145–151. URL: https://doi.org/10.36074/mcnd-10.11.2023**.**

6. Періодична доповідь про стан ґрунтів на землях сільськогосподарського призначення України за результатами X туру (2011–2015 рр.) агрохімічного обстеження земель / за ред. І. П. Яцука. Київ : Видавництво «Вік принт», 2020. 207 с. ISBN 978-617-7185-45-0. URL: https://media.iogu.gov.ua/literatura/periodically/3_2020.pdf.

7. Наукові дослідження з моніторингу та обстеження сільськогосподарських угідь України за результатами XI туру (2016–2020 рр.) / ДУ «Інститут охорони ґрунтів України». Київ : Видавництво «Вік принт», 2023. 72 с. ISBN 978-617-7185-54-2. URL: https://media.iogu.gov.ua/literatura/research/3-Наукові_дослідження_з_моніторингу_та_обстеження_сільськогосподарських.pdf**.**

8. Періодична доповідь про стан ґрунтів на землях сільськогосподарського призначення України за результатами IX туру (2006–2010 рр.) агрохімічного обстеження земель / за ред. І. П. Яцука. Київ : ДУ «Інститут охорони ґрунтів України», 2015. 108 с. ISBN 978-617-7185-11-5. URL: https://media.iogu.gov.ua/literatura/periodically/2_2015.pdf**.**

9. Христенко А. А. Калийное состояние почв и эффективность удобрений. Харьков: ФЛП Бровин А. В., 2017. 120 с. ISBN 978-617-7555-25-3.

10. Господаренко Г. М., Черно О. Д., Нікітіна О. В. Агрохімія калію / за заг. ред. Г. М. Господаренка. Київ : ТОВ «ТРОПЕА», 2021. 264 с. ISBN 978-617-7894-00-0.

11. Інтегральні та комплексні оцінки стану навколишнього природного середовища : монографія / О. Г. Васенко, О. В. Рибалова, С. Р. Артем'єв, Н. С. Горбань, Г. В. Коробкова, В. О. Полозенцева, О. В. Козловська, А. О. Мацак, А. А. Савічєв. Харків : НУГЗУ, 2015. 419 с.

12. Чорний С. Г. Оцінка якості ґрунтів : навч. посіб. Миколаїв : МНАУ, 2018. 233 с. ISBN 987-654-321-012-3.

13. Балюк С. А., Кучер А. В., Максименко Н. В. Ґрунтові ресурси України: стан, проблеми і стратегія сталого управління. *Укр. геогр. журн.* 2021. № 2 (114). С. 3–11. URL**:** https://doi.org/10.15407/ugz2021.02.003**.**

14. Кучер А. Адаптація аграрного землекористування до змін клімату. *Agricultural and Resource Economics: International Scientific E-Journal.* 2017. Vol. 3, No. 1. P. 119–138. URL: https://doi.org/10.51599/are.2017.03.01.10**.**

15. Рішення Координаційної ради Міністерства екології та природних ресурсів України щодо боротьби з деградацією земель та опустелюванням : протокол № 1 від 04.05.2018. *Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України.* URL: https://mepr.gov.ua/wp-content/uploads/2021/12/protokol-1.pdf**.**

16. Балюк С. А., Кучер А. В. Просторові особливості ґрунтового покриву як основа сталого управління ґрунтами. *Укр. геогр. журн.* 2019. № 3 (107). С. 3–14. URL: https://doi.org/10.15407/ugz2019.03.003**.**

УДК 628.2

Юрченко В. О., д-р техн. наук;

Мельнікова О. Г., канд. техн. наук;

Авдієнко І. А., аспірант

Харківський національний університет міського господарства ім. О.М. Бекетова, м. Харків, Україна

ВПЛИВ НИТЧАТОГО СПУХАННЯ АКТИВНОГО МУЛУ НА УТВОРЕННЯ ТА ВИКИДИ СІРКОВОДНЮ З МІСЬКИХ ОЧИСНИХ СПОРУД

Утворення сірководню в біосфері на 90% зумовлене анаеробною деструкцією органічних речовин сульфатредукуючими бактеріями. Ця еколого-трофічна група бактерій використовує сульфати як акцептори електронів, що знімаються з органічних субстратів, й утворює H_2S/сульфіди як кінцевий продукт метаболізму [1, 2]. В системах водовідведення та очистки стічних вод спонтанна сульфатредукція зумовлює рівень екологічної безпеки та експлуатаційної надійності цих технічних об'єктів. Крім того, імпульсний характер викидів H_2S на очисних спорудах суттєво підвищує професійні ризики [3, 4].

Сірководень є високотоксичною забруднюючою речовиною атмосферного повітря (2 клас небезпеки) [1]. Допустима концентрація H_2S в атмосферному повітрі житлової забудови 0,008 мг/м^3 Інтенсивність утворення та викиду сірководню на міських очисних спорудах значною мірою визначається експлуатаційними параметрами, кліматичними умовами та сезонною мінливістю [5].

Мета роботи – оцінка впливу на концентрації реакційноздатних форм сірки (сірководню, елементарної сірки і сульфатів) технологічних етапів обробки стічних водах на міських очисних спорудах та спухання активного мулу в аеротенках.

В роботі використані дані визначень фізико-хімічних та мікробіологічних показників обробки стічних вод на діючих міських очисних спорудах. Спостереженні тривали 2 роки, в табл. 1 та на рис. 1 наведені усереднені дані. При представленні даних виділено 2 основних технологічних режими обробки стічних вод: при значення мулового індексу менше 140 мл/г і при значенні мулового індексу більше 200 мл/г (тобто при нитчатому спуханні).

В період нитчатого спухання активного мулу в аеротенках зафіксоване зменшення концентрації сульфатів після очистки стічних вод на очисних спорудах десь на 18-27 %. При відсутності нитчатого спухання на даному об'єкті, концентрація

сульфатів після обробки стічних вод на очисних спорудах зменшувалась десь на 2-5%.

Таблиця 1 – Концентрації реакційноздатних форм сірки в стічних водах на міських очисних спорудах

Технологічний режим	Концентрація $S–SO_4^-$ вхід, г/м^3	Концентрація $S–SO_4$ вихід, г/м^3	Концентрація S–HS вхід, г/м^3	Концентрація $S–S^0$ в аеротенку (у складі активного мулу), г/м^3
Нормативне значення мулового індексу	65,7	64,4	0,12	1,43
Спухання активного мулу	66,5	54,8	5,0	16,5

На вході в очисні споруди в період досліджень концентрація сірководню в стічних водах знаходилась в межах 1,5-5,9 мг/л, що суттєво перевищувало допустимі концентрації. (1 мг/л). Високий вміст сірководню в водних середовищах в спорудах механічної очистки створював глибоко відновні умови. Через це відбувалась активна сульфатредукція (з викидами сірководню в атмосферне повітря), яка запускала процес активного та великомасштабного кругообігу сірки на очисних спорудах. В цілому всі подальшому мікробіологічні перетворення в циклі сірки відбувались переважно з продуктами відновлення сульфатів, що надходили в очисні споруди. Сірководень, який надходив в аеротенки створював селективні переваги для масового розвитку в аеробних умовах нитчатих сіркобактерій Type 021N (за класифікацією Д. Ейкельбума), які окиснюють сірководень тільки до елементарної сірки. що накопичують у клітинах. Ці бактерії, а опосередковано сірководень, зумовлювали надзвичайне спухання активного мулу, створюючи муловий індекс вище 1000 мл/г (рис. 1).

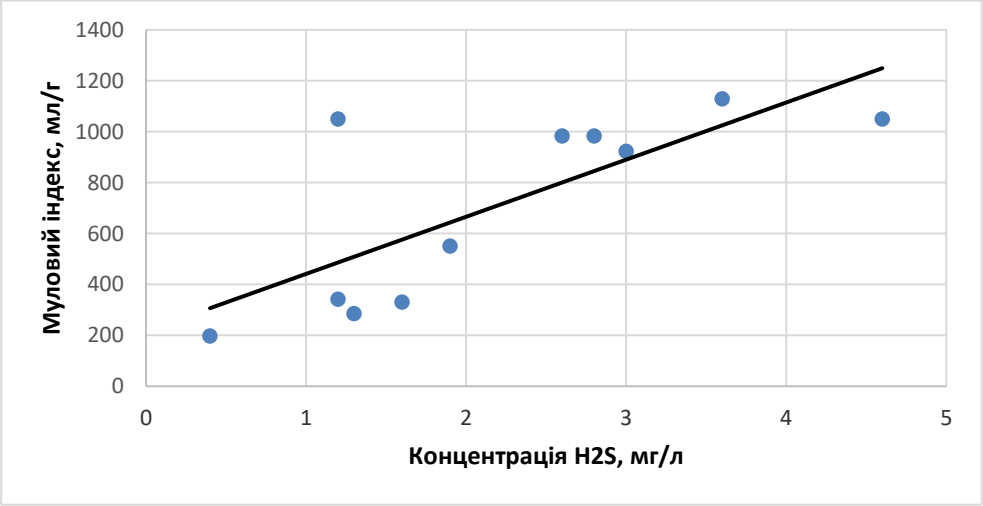


Рисунок 1 – Залежність мулового індексу від концентрації сірководню в вході в аеротенк

Кардинальним методом придушення розвитку сірчаних нитчатих бактерій Type 021N є видалення сірководню з стічних вод, що надходять в аеротенк. Таке технологічне рішення було реалізовано на досліджуваному об'єкті з допомогою преаератора для віддувки сірководню з стічних вод, що поступають в аеротенк. Після застосування преаератора муловий індекс у всій системі, не зважаючи на температуру води 23 °С, за 2 дні зменшився з 280 до 150 мл/г.

Література

1. Fan, K., Wang, W., Xu, X., Yuan, Y., Ren, N., Lee, D.-J., Chen, C. (2023). Recent Advances in Biotechnologies for the Treatment of Environmental Pollutants Based on Reactive Sulfur Species. Antioxidants, 12, 767. DOI: 10.3390/antiox12030767

2. Piet N.L. Lens. (2020). Environmental Technologies to Treat Sulfur Pollution. Principles and Engineering. 2nd Edition Edited by IWA Publishing http://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/776070/wio9781789060966.pdf.

3. Czarnota, J., Masłoń, A., & Pajura, R. (2023). Wastewater Treatment Plants as a Source of Malodorous Substances Hazardous to Health, Including a Case Study from Poland. International Journal of Environmental Research and Public Health, 20(7), 5379. https://doi.org/10.3390/ijerph20075379

4. Ana Flavia Locateli Godoi, Anderson Marlon Grasel, Gabriela Polezer, Andrew Brown, Sanja Potgieter-Vermaak, Débora Camargo Scremim, Carlos I. Yamamoto, Ricardo Henrique Moreton Godoi, Human exposure to hydrogen sulphide concentrations near wastewater treatment plants, Science of The Total Environment, Volumes 610–611, 2018, Pages 583-590, ISSN 0048-9697, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.209.

5. Environmental Technologies to Treat Sulfur Pollution. Principles and Engineering – 2nd Edition Edited by Piet N.L. Lens IWA Publishing 2020 First published 2020 http://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/776070/wio9781789060966.pdf.