

**МІНІСТЕРСТВО ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ
УКРАЇНИ**

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

ХІХ МІЖНАРОДНА НАУКОВО-ПРАКТИЧНА КОНФЕРЕНЦІЯ

**ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА:
ПРОБЛЕМИ І ШЛЯХИ ВИРІШЕННЯ**

ЗБІРНИК НАУКОВИХ СТАТЕЙ

*Відповідальний за випуск: Н. С. Цапко
Комп'ютерна верстка: В. В. Гладкова*

14-15 вересня 2023 р.
м. Харків, Україна

Харків 2023

УДК 502.58:504.064.4

Електронний примірник.

Розміщено на офіційному сайті установи згідно рішення Вченої ради УКРНДІЕП

Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей
XIX Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків,
14-15 вересня 2023 р.) / УКРНДІЕП., 2023. — 416 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 проектних 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), 2023

ЗМІСТ

Гриценко А. В., Васенко О. Г., Карлюк А. А.

Основні положення Національної Доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2022 році..... 3

Гриценко А. В., Маркіна Н. К., Педан В. В.

Екологічні проблеми та їх вирішення в умовах експлуатації родовищ підземних вод в м. Харкові..... 5

Авдієнко І. А.

Викиди газоподібних органічних речовин з міських очисних споруд №2 м. Харкова..... 12

Адамова Г. В., Пісня Л. А.

Забезпечення екологічної безпеки на автомобільних дорогах Європи. Застосування комплексної еколого-аналітичної оцінки впливу системи «автомобіль-дорога-середовище»..... 15

Аніщенко Л. Я., Горишнякова Я. В.

Комплексна оцінка екологічної безпеки видобування титану відкритим способом на етапі післяпроектного моніторингу..... 22

Аніщенко Л. Я., Пісня Л. А., Свердлов Б. С.

Методичні засади післяпроектного моніторингу..... 28

Барбашев С. В.

Про впровадження технології малих модульних реакторів в Україні: проблеми, у т.ч. екологічні, та шляхи їх вирішення..... 34

Белоконь К. В., Ситий В. Л., Гордієнко Д. Р.

Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря м. Запоріжжя у довоєнний та воєнний періоди..... 42

Бондар Ю. В.

Сучасні сорбційні матеріали для очищення рідких радіоактивних відходів від радіонуклідів цезію..... 46

Борисенко О. М., Логвінков С. М., Шабанова Г. М., Іщенко А. М.

Ареф`єв В. О.

Підвищення екологічності обортових цементних печей за рахунок використання периклазошпінельних вогнетривів..... 54

Varlamov G. B., Mitchenko I. A., Egils Dzelzitis, Tihana Elena Features and environmental advantages of local power generation systems using bio-hydrogen technologies.....	59
Варламов Є. М., Дмитрисєва О. О., Квасов В. А., Палагута О. А. Розвиток системи моніторингу за станом атмосферного повітря у м. Харків.....	68
Васенко О. Г., Карлюк А. А., Черба О. В. Система моніторингу довкілля і представлення інформації в доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні.....	74
Васютинська К. А., Барбашев С. В. Застосування індикаторних оцінок урбогенного навантаження регіонів в національній системі екологічної безпеки.....	79
Вітько В. І., Коваленко Г. Д. Про можливі наслідки ядерної аварії на Запорізької АЕС.....	85
Волошин В. С. Логистика структурных превращений воды, как основа ее динамического управления в экосистемах.....	92
Волошин В. С. Энтропийная составляющая в структуре событийных рисков.....	101
Волошин В. С., Азархов О. Ю. Порівняльний аналіз термодинаміки організму людини з позицій утворення відходів в умовах штучних технологій.....	109
Волошин В. С., Азархов О. Ю. Щодо питання місця людини на Землі. Варіант дослідження.....	118
Волошин В. С., Бутенко Е. О. Нейронна мережева модель для оцінки ризиків подій.....	130
Волошин В. С., Данилова Т. Г. К вопросу о методе описания и управления событийными рисками.....	139
Волошин В. С., Єлістратова Н. Ю. Один з елементів управління потоками відходів з позицій властивості суміжного хаосу.....	147

Воробйов О. М., Юрченко В. О

Інноваційні рішення щодо поводження із низько- та середньоактивними радіоактивними відходами..... 157

Гожа М. М., Савцова О. В., Воронов Г. К., Тимощук М. І.

Сучасні методи підвищення ефективності використання селену при знебарвленні тарних стекл..... 162

Гоков О. М.

Інформаційно-аналітичне моделювання впливу великих пожеж на характеристики приземної атмосфери..... 166

Гоков О. М.

Про електромагнітне забруднення довкілля унаслідок генерації низькочастотних спіральних хвиль інфразвуком в іоносфері в періоди потужних атмосферних явищ..... 174

Дмитрієва О. О., Цапко Н. С., Друльова І. В., Ємельянов С. П.

Пропозиції щодо запобігання пиленню обсохлих відкладів з дна Каховського водосховища..... 180

Доценко О. О., Пилипенко Л. В., Сидельник О. С.

Визначення хімізму (типу) та ступеню засолення ґрунтів (в площині і по профілю) на пляжах ізольованого в Утлюцькому лимані ставка-випаровувача Запорізького залізо-рудного комбінату з використанням методу водного витягу..... 188

Дубовкіна М. Ю.

Аналіз і перспективи використання різних видів біопалива в енергогосподарстві..... 195

Євланов М. В., Антощенков Р. В., Черепньов І. А.

Особливості побудови підсистеми збору інформації системи моніторингу стану навколишнього природного середовища України..... 202

Забара І. І., Сікідіна Т. М.

Використання дріжджових грибів в якості агентів, посилюючих метаболізм мікроорганізмів активного мулу..... 206

Зінченко І. В., Бабіч О. В., Ангіна Л. С., Кононенко К. С.

Поводження з біологічними (харчовими і «зеленими») відходами в Європейському Союзі (аналітичний огляд)..... 214

Калініченко О. О., Мельников А. Ю., Нікітіна С. В., Волков Ю. В., Мартинюк Д. Т.	
Стан водних об'єктів Миколаївської та Херсонської областей у зв'язку з надзвичайною ситуацією, спричиненою підривом греблі та ГЕС Каховського водосховища.....	225
Клімов О. В., Надточій Г. С., Клімов Д. О., Гайдріх І. М.	
Вплив військового вторгнення Російської федерації на природно-заповідний фонд України.....	231
Луговий І. І., Савцова О. В., Покроєва Я. О., Пилипенко О. І., Лобань Л. С.	
Природозберігаюча технологія керамограніту із застосування відходів керамічного виробництва.....	234
Лукашевич Д. С.	
Інноваційні методи доочистки стічних вод урбанізованих територій на засадах сталого розвитку.....	238
Ляшенко С. О., Фесенко А. М., Кунденко М. П.	
Організація надання допомоги при ліквідації наслідків надзвичайних ситуацій екологічного характеру в Україні.....	244
Маковський М. Д., Дудар Т. В., Тітаренко О. В.	
Дистанційна оцінка потенційної радононебезпеки території м. Києва.....	252
Маркіна Н. К., Горишнякова Я. В.	
Визначення генетичних горизонтів з найбільшим накопиченням легкорозчинних солей на пляжах ізольованого в Утлюцькому лимані ставка-випаровувача Запорізького залізо-рудного комбінату.....	257
Миргород О. В., Пирогов О. В., Рудаков С. В.	
Дослідження теплоізоляційно-опоряджувальних систем на поширення вогню по поверхні та їх вплив на показники пожежної небезпеки та енергозбереження.....	265
Михайлова Є. О.	
Проблеми та перспективи геологічного зберігання вуглекислого газу.....	269
Монін В. Л., Єлістратова Н. Ю., Альвідас Загорскис	
Способи розвантаження екосистеми Азовського моря від надмірної рослинної біомаси та отримання біогазу метану.....	275

Оськіна М. В., Хабарова Г. В., Гончаренко І. О. Актуальні питання екологічної безпеки теплових електростанцій при використанні відходів сільського господарства	282
Палєєва К. М., Палагута О. А., Палєєв А. В. Аналіз речовин, що мають негативний вплив на атмосферне повітря під час аварій на об'єктах газотранспортних систем.....	288
Проскурнін О. А., Василенко С. Л. Проблеми розрахунку кратності основного розбавлення зворотних вод у водоймищі.....	295
Сидоренко В. Л., Єременко С. А., Вамболь С. О., Вамболь В. В. Методика розрахунку радіаційної ємності лісових екосистем після пожежі.....	300
Солодовнікова Л. М., Бояринцев А. Ю., Чергинець В. Л., Варич А. Г., Тарасов В. О., Коротенко А. Є. Зменшення потенційного негативного впливу на довкілля модернізованих діляниць вирощування сцинтиляційних монокристалів на основі йодидів лужних металів.....	307
Солодовнікова Л. М., Маркіна Н. К., Рець Ю. М. Водоохоронні заходи щодо захисту поверхневих вод р. Дніпро в районі розташування хвостосховищ радіоактивних відходів колишнього виробничого об'єднання «Придніпровський хімічний завод».....	312
Старко М. В. Про можливість використання даних за зростанням масових видів риб в оцінці екологічного стану р. Лопань на території м. Харків.....	321
Степова О. В., Тягній Л. М. Вплив ефтрофікованих вод на процеси самоочищення р. Ворскли.....	327
Сурков С. В., Бутенко О. Г., Карамушко А. В. Числове моделювання багатоканального пиловловлювача з метою оцінки його ефективності.....	334
Таргонський О. О., Пісня Л. А., Хабарова Г. В. Аналіз розв'язання екологічних завдань на прикладі поводження з твердими побутовими відходами в Чагорській об'єднаній територіальній громаді Чернівецької області.....	340

Ткаченко С. О., Юрченко В. О. Кількісне визначення морфологічних характеристик пластівців активного мулу – форми, структури та міцності, в природозахисних біотехнологіях.....	348
Уberman В. І. Екологічні особливості і відповідність законодавству «басейнового» нормування скидання забруднювальних речовин.....	353
Фалько Т. В., Савцова О. В., Воронов Г. К., Воскобойник М. В. Екологічні аспекти застосування знезлучування при модифікації внутрішньої поверхні тарного скла.....	360
Фесенко О. І., Ісіченко А. В. Ресурсо- та енергозбереження в технології силікатних архітектурно-будівельних матеріалів в аспекті збереження навколишнього середовища.....	364
Хлєстова О. А., Бурко В. А. Вплив кліматичних показників на перспективи використання продуктів метаногенезу в якості добрив.....	368
Христич О. В., Корогодська А. М. Екологічні складові технологій виробництва спеціальних цементів.....	373
Цапко Ю. Л., Калініченко В. М., Цапко Н. С. Відновлення осушених заплавних ґрунтів вивільнених від затоплення через катастрофічну руйнацію греблі Каховської ГЕС.....	376
Чумаченко С. М., Мошенський А. О., Карпенко М. І. Підходи до вибору оптимальної бази даних для створення програмно-апаратного комплексу виявлення небезпечних хімічних речовин.....	380
Шакірзанова Ж. Р., Шевченко О. П. Визначення характеристик максимального стоку весняного водопілля річок басейну Десни та лівобережжя Середнього Дніпра.....	383
Шестопал А. С., Радомська М. М. Порівняльний аналіз сучасних методів утилізації метану як парникового газу...	390
Юрченко А. І. Щодо впливу стоку з сільськогосподарських угідь на якість води поверхневих водних об'єктів.....	395

Юрченко В. О., Банніков Л. П., Нестеренко С. В., Мельнікова О. Г.

Біохімічне тестування фенолдеструктивної здатності активного мулу в біотехнологіях очистки стічних вод коксохімічних виробництв..... 402

Юрченко В. О., Смирнов О. В.

Загроза екологічній безпеці та експлуатаційній надійності споруд водовідведення й очистки стічних вод, що спричиняється утворенням сірководню в каналізаційних мережах 405

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

Васенко О. Г., канд. біол. наук, доц.;

Карлюк А. А., канд. техн. наук.

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

ОСНОВНІ ПОЛОЖЕННЯ НАЦІОНАЛЬНОЇ ДОПОВІДІ ПРО СТАН НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА В УКРАЇНІ У 2022 РОЦІ

Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2022 році надає систематизовану аналітичну інформацію за якісними показниками щодо стану компонентів довкілля, процесів, які в них відбуваються під впливом природних та антропогенних факторів. Аналіз антропогенних факторів здійснено за видами економічної діяльності, зазначено заходи щодо зниження такого впливу, відображено функціонування системи державного управління у сфері охорони довкілля.

Національна доповідь містить 15 розділів, у яких описані стан та динаміка змін, що стосуються забруднення атмосферного повітря, водних, земельних ресурсів. Значна увага приділена питанням збереження біотичного та ландшафтного різноманіття, розвитку природнозаповідного фонду та формування національної екомережі, поводження з відходами, впливу промисловості, енергетики, транспорту на стан довкілля та здоров'я населення. Висвітлено екологічні складові соціального та економічного розвитку держави.

Екологічні проблеми займають першочергове місце в житті сучасного суспільства. Інтенсивне і нераціональне використання природних ресурсів, забруднення навколишнього природного середовища, все це призводить до екологічної кризи. Екологічні проблеми в Україні можливо подолати шляхом здійснення системи науково обґрунтованих правових, організаційних, економічних і інших заходів з охорони навколишнього природного середовища. Для подолання наслідків екологічної кризи, необхідно знати її причини, щоб дати оцінку виникаючих процесів і виробити необхідні рекомендації.

Активні бойові дії посилюють екологічну небезпеку в країні та негативно впливають на атмосферне повітря, ґрунти, підземні, поверхневі води та призводить до втрати біорізноманіття. Військові дії, руйнівна дія вибухів, рух військової техніки, будівництво фортифікаційних споруд, пожежі внаслідок обстрілів, хімічне забруднення ґрунтів згубно впливають на природні екосистеми, знищуються або порушуються середовища існування диких тварин та рослин.

Особливу небезпеку становлять бойові дії на промислово розвинених територіях сходу та півдня України. Серед багатьох промислових підприємств, які зазнали пошкоджень або порушень роботи в результаті бойових дій, опинилися і найбільш екологічно небезпечні, такі як Чорнобильська, Запорізька, Хмельницька, Рівненська та Південноукраїнська АЕС, Київська, Дніпровська, Кременчуцька, Дністровська та Каховська ГЕС, численні теплові електростанції та теплоелектроцентралі, хімічні та металургійні підприємства, шахти, нафтопереробні підприємства, сховища нафтопродуктів тощо. В ході війни неодноразово були зафіксовані випадки пошкодження інфраструктури та відключення від електропостачання вугледобувних підприємств. Це призводило до зупинок систем водовідведення шахтних вод, а в деяких випадках до повного затоплення шахт, неминучим наслідком якого є забруднення поверхневих вод.

Активні бойові дії в країні вимагають від Уряду України нових рішень, нових практичних кроків, спрямованих на формування екологічно безпечного довкілля. Вплив енергетичного сектора на стале економічне зростання з точки зору довкілля, клімату та безпеки зумовили необхідність продовження програм розвитку відновлюваних джерел енергії та підтримки проектів з енергоефективності, збереження ресурсів.

Уряд України у складних умовах продовжує здійснювати реформи, спрямовані на виконання загальноєвропейських стратегій збереження біологічного та ландшафтного різноманіття, відповідальності за майбутній стан довкілля в Україні.

Україна є активним учасником усіх основних механізмів міжнародного співробітництва у галузі охорони довкілля, є стороною більшості міжнародних конвенцій, керується у своїй діяльності принципами міжнародного права. Проведено робочі зустрічі з керівниками делегацій ЄС, делегаціями США, Великої Британії, Секретаріатом CITES, міжнародними організаціями IFAW, INTRPOL, під час яких обговорено питання подальшої співпраці у рамках CITES та інших міжнародних договорів, відновлення порушених внаслідок війни екосистем, можливості відкриття представництв IFAW, INTRPOL в Україні.

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

Маркіна Н. К., зав. лаб.;

Педан В. В., наук. співр.

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

ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ТА ЇХ ВИРІШЕННЯ В УМОВАХ ЕКСПЛУАТАЦІЇ РОДОВИЩ ПІДЗЕМНИХ ВОД В м. ХАРКОВІ

Для мешканців Харкова підземні води є джерелом як питного, так і технічного водопостачання. Всього у Харкові налічується 24 родовища підземних вод (РПВ) в межах яких існує 29 ділянок [1,2] з затвердженими запасами по наступним *водоносним горизонтам*: у відкладах пліоценових терас (aN_2); у обухівських відкладах еоцену (P_{2ob}); у відкладах канівської і бучацької серій еоцену та відкладах палеоцену ($P_1-P_2kn-b\check{c}$); у тріщинуватій зоні мергельно-крейдових відкладів (K_2), а також у *водоносних комплексах*: у відкладах нижньої крейди та сеноманського ярусу верхньої крейди (K_1-K_2s) і у відкладах верхньої юри (J_3).

Майже на всіх родовищах, за виключенням Шатилівського, видобуваються питні або технічні підземні води. Шатилівське родовище - єдине на території міста, що видобуває мінеральну столову воду під назвою «Харківська-1». З цього родовища (джерело №1) за допомогою облаштованого бювета організоване безоплатне забезпечення водою місцевого населення. Крім того, водопостачання здійснюється платною розвозкою води і розливом її у тару водоспоживача в межах території міста.

Станом на 01.01.2021 р. балансові експлуатаційні запаси підземних вод у Харкові становили: по категорії А - 83737 м³/добу, по категорії В – 194141 м³/добу, по категорії С₁ – 6170 м³/добу, по категоріям А+В+С₁ – 283238 м³/добу [2].

Розподіл затверджених запасів по водоносних горизонтах та комплексах станом на 01.01.2022 року представлений на рисунку 1.

Стосовно існуючих запасів, слід відзначити, що у зв'язку з кардинальною зміною водогосподарської ситуації міста за минулий час, відбулась майже повна переорієнтація міського водопроводу з підземних на поверхневі води. Такі зміни

пов'язані із введенням в дію у 1983 р. каналу Дніпро-Донбас, нитка водогону якого була прокладена до м. Харкова (до південно-західної околиці міста). Після цього обсяги відбору підземних вод на насосних станціях міського водопроводу почали суттєво скорочуватися.

Оскільки вода з верхньокрейдового водоносного горизонту сама по собі не відповідала критеріям для питної води по показниках жорсткості, часто сухого залишку, а також вмісту сульфатів, стандартна схема видобутку води міським водозабором полягала в одночасному вилученні води з горизонту K₂ та з комплексу K₁-K_{2s} з наступним її змішуванням у певних пропорціях у накопичувальних резервуарах насосних станцій артезіанського водопроводу для доведення до питних кондицій, діючих на той час (ГОСТ 2874-82). На початок 80-х років минулого сторіччя таких працюючих насосних станцій артезіанських свердловин в системі міського водопроводу налічувалось 14.

Надходження до міста води з каналу Дніпро-Донбас, яка, у порівнянні з якістю води з верхньокрейдового горизонту, мала суттєві переваги, докорінно змінило ситуацію на користь поверхневих вод.

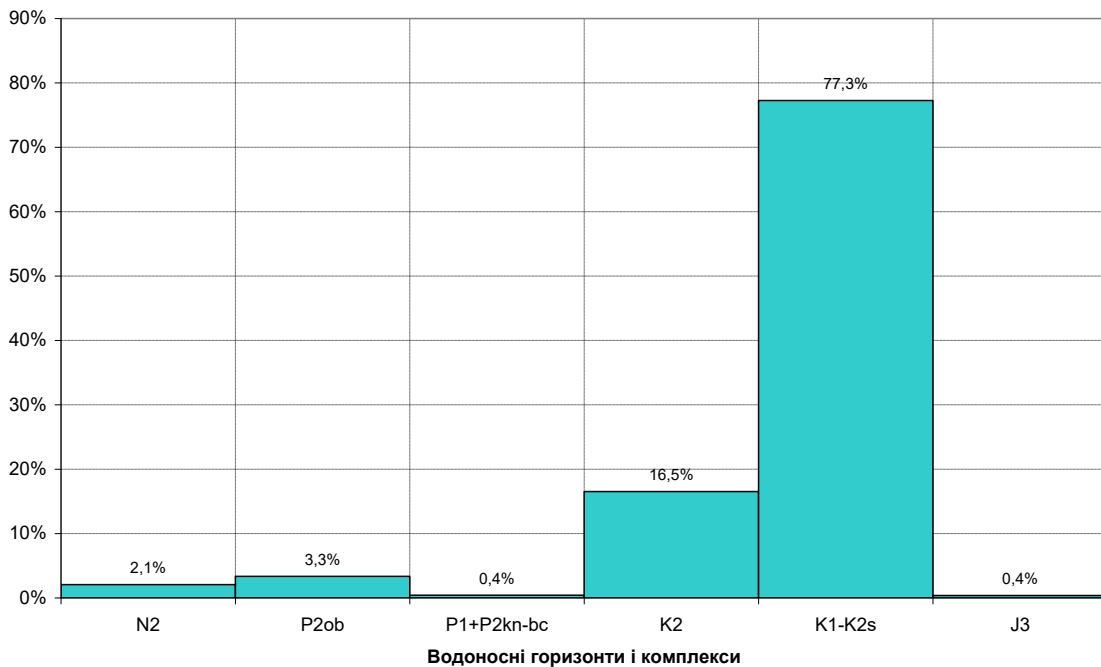


Рисунок 1 – Відсоткове співвідношення затверджених запасів підземних вод по водоносних горизонтах і комплексах в м. Харків станом на 01.01.2022

В результаті вже до кінця ХХ ст. фактично припинили свою роботу більшість насосних станцій харківського водопроводу, які забезпечували відбір підземних вод, а з часом (протягом останніх 20 років) відбір з верхньокрейдового водоносного горизонту (K_2) взагалі практично припинився - зі старого складу залишилось тільки 5 з 14 насосних станцій, діяльність яких майже повністю полягала в експлуатації водоносного комплексу K_1-K_2s .

В умовах, що склалися, вочевидь, водоносний горизонт K_2 не має подальшої перспективи для використання в якості джерела централізованого питного водопостачання і може бути задіяний виключно для організації водозаборів технічних підземних вод.

Беззаперечним лідером по кількості затверджених запасів питних підземних вод (218,83 тис. м³/добу або 77 % від загальної кількості запасів) і фактичного видобутку є водоносний комплекс у відкладах нижньої крейди та сеноманського ярусу верхньої крейди (K_1-K_2s).

Дослідженнями [3] встановлено відсутність масштабного (співмірного з територією міста) хімічного і бактеріологічного забруднення підземних вод водносного комплексу. Практично єдиною складовою якісних показників, яка по всій території Харкова майже систематично перевищує норми ДСанПіН 2.2.4-171-10 [4] є іон амонію (до 1,6 мг/дм³ або до 3,2 ГДК). Високий вміст амонію, однак, при цьому не є результатом техногенного впливу, а є наслідком дефіциту кисню при формуванні ресурсів підземних вод. Даний водоносний комплекс має велику водозбагаченність і високу питну якість.

Зважаючи на кількість і якість води, що міститься в пластах-колекторах, водоносний комплекс у відкладах нижньої крейди та сеноманського ярусу верхньої крейди (K_1-K_2s) є найбільш цінним резервом питної води і найбільш перспективним джерелом водопостачання для міста.

Однак, незважаючи на такі показники, по водоносному комплексу K_1-K_2s в межах міста фактичний добовий відбір води станом на 01.01.2021 характеризувався величиною всього 5,0 тис. м³/добу, що складає тільки трішки більше 2 % від величини затверджених в межах міста запасів і пояснюється, по-перше, економічною кон'юнктурою підприємств, що залучені до видобутку підземних вод, а, по-друге, орієнтацією всієї системи муніципального забезпечення населення водою на поверхневі джерела.

Це при тому, що підземні води являються найбільш цінним джерелом питного водопостачання і у порівнянні з поверхневими водами вони мають, як правило, стабільний режим, більш високу якість води по всім показникам (бактеріологічним, органолептичним і хімічним) та повсюдне розповсюдження.

Така ситуація нераціонального використання підземних вод потребує перегляду та обґрунтування їх переваг для водопостачання міста Харкова як в даний час, так і на майбутнє.

Ступінь природної захищеності підземних вод у відкладах нижньої крейди та сеноманського ярусу верхньої крейди (K_1-K_2s) дозволяє зберегти прісні води у реліктовому стані. Але це не виключає необхідності забезпечення охорони водоносного комплексу від забруднення.

Серйозною екологічною проблемою з охорони зазначеного водоносного горизонту, яка потребує вирішення, є небезпека можливості їх забруднення через покинуті свердловини. Можливість безпосереднього забруднення підземних вод по каналах свердловин виникає при незадовільному технічному стані їх стовбурів - обсадних колон, що призводить до гідравлічного зв'язку з суміжними водоносними горизонтами, які залягають вище за розрізом.

На жаль, така ситуація спостерігається і на території міста [3].

Внаслідок недбалого ставлення до наявного фонду свердловин з боку комунального підприємства, що відповідає за водопостачання міста (багаторазово змінювало назву, зараз - Комунальне підприємство «Харківводоканал») на деяких з його насосних станцій артезіанського водопроводу залишилися не ліквідованими на даний час свердловини, пробурені і обладнані на водоносний комплекс K_1-K_2s , які мають незадовільний технічний стан. Це, наприклад, насосні станції №1 (свр. №61), №4 (свр. 95а), №6 (табл. 1). В результаті, через стовбури цих свердловин має місце змішування некондиційних вод горизонту K_2 та водоносного комплексу K_1-K_2s , що призводить до погіршення якості води нижньокрейдового-сеноманського комплексу, причому площа такого забруднення на даний час не встановлена, хоча можна стверджувати, що вона тяжіє до центру гідравлічної депресії, який співпадає з розташуванням центру міста.

Виявлення старих, недіючих, дефектних свердловин, що покинуті, і несуть потенційну небезпеку, є актуальною задачею, оскільки забруднення підземних вод може привести до більш небезпечних екологічних наслідків. Тобто, на даний час існує

нагальна потреба виявлення і ліквідації не придатних до подальшої експлуатації свердловин, пробурених на водоносний комплекс K₁-K_{2s} в системі комунального водопроводу міста.

Між тим, також звертає на себе увагу зміна з плином часу солевмісту та нітратів в воді мінеральних джерел міста, які по умовах залягання недостатньо захищені від поверхневого забруднення. Простежується вплив міської забудови на область живлення джерел: зростання у часі солевмісту є характерним, перш за все, для північної частини міста, тобто для районів відносно недавніх забудов.

Зафіксоване доволі різке підвищення мінералізації джерел Шатилівське та Олексіївське на початку 90-х років ХХ ст., яке співпадає у часі із масштабними будівельними роботами на Олексіївському житловому масиві та в районі вул. Балакірева Павлового Поля, тобто в межах площі живлення цих джерел.

Висвітлені екологічні проблеми можуть мати наступні вирішення.

1. Для збереження якості каптованих для розбору води джерел рекомендується, по можливості, зберігати площу їх живлення і розвантаження від щільної забудови. Особливо це стосується джерела Шатилівське в балці Сажин Яр, оскільки воно формує однойменне родовище мінеральних лікувально-столових вод.

2. Відповідно до вимог законодавства України, для забезпечення охорони водоносного комплексу K₁-K_{2s} від забруднення необхідно провести дослідження з виявлення потенційних джерел забруднення підземних вод - безгосподарних свердловин та реалізувати засоби інженерного захисту у вигляді ліквідаційного тампонажу.

3. Враховуючи досвід російсько-української війни і значну уразливість при цьому поверхневих вод, слід в подальшому орієнтуватися на підземні води, як на головне джерело водопостачання міста в особливі періоди, зокрема воєнний (тривалість якого невідома) та післявоєнний періоди. В цих умовах необхідний вибір альтернативного варіанту водопостачання.

4. Враховуючи суттєве зменшення видобутку підземних вод з комплексу K-K_{2s} і відновлення п'єзометричного рівня із темпом 1,0-3,0 м/рік, яке відбувається починаючи з 1983 р. в зв'язку із введенням в дію каналу Дніпро-Донбас, для надрокористувачів та водоспоживачів Харкова є сприятлива перспектива нарощування відбору води з водоносного комплексу для забезпечення у майбутньому питною водою населення, комунальних та промислових підприємств.

Таблиця 1 – Відомості по ділянках, де спостерігалось перетікання підземних вод горизонту K_2 у водоносний комплекс K_1-K_2S хімічного складу

№ свр.	Індекс горизонту	Розташування	Дата відбору	pH	Окисн. $KMnO_4$	Сух. залишок (мг/дм ³)	Жорсткість заг. (ммоль/дм ³)	NH_4^- (мг/дм ³)	Cl^- (мг/дм ³)	SO_4^{2-} (мг/дм ³)	Σ_m (мг/дм ³)
1	K_2	Нас.ст. 1 КП ХВК	24.12.1976	7,65	2,32	1280	17,82	1	89,4	482,68	1425,97
61	K_1-K_2S	Нас.ст. 1 КП ХВК	18.06.1966			454	5,00	0,76	28,0	98,9	633,7
61	K_1-K_2S	Нас.ст. 1 КП ХВК	04.02.1975			1048	15,60	1	98,0	391,2	1220,5
112	K_2	Нас.ст. 6 КП ХВК	29.02.1988			1526	18,00	1,24	148,0	629,6	1722,4
109	K_1-K_2S	Нас.ст. 6 КП ХВК	22.02.1983	7,2	0,8	524	5,30	2	30,5	146,49	613,7
4719	K_1-K_2S	ПрАТ "ХЕЛЗ"	10.04.1987	7,35	3,2	728	7,78	0,4	47,5	201,59	888,12
59	K_2	Нас.ст. 4 КП ХВК	06.05.1987	7,35	7,68	1120	17,03	0,5	3,8	414,28	1309,1
95	K_1-K_2S	Нас.ст. 4 КП ХВК	06.05.1987	7,85	2,32	430	5,58	0,1	30,5	98,74	628,3
95a	K_1-K_2S	Нас.ст. 4 КП ХВК	30.07.2003	7,2	3,2	985	13,40	3,32	100,0	321,6	1228,9

В зв'язку з цим, вважаємо за необхідне акцентувати увагу на пріоритетності перспективної організації питного водопостачання міста з підземного водоносного комплексу у відкладах нижньої крейди та сеноманського ярусу верхньої крейди (K_1-K_2s).

Взагалі, при новому житловому будівництві важливо передбачати більш-менш автономне водопостачання із свердловин, а існуючі мережі і систему доцільно залишити, в основному, для технічного водопостачання.

5. Крім того, для визначення додаткових резервів запасів підземних вод, доцільним, на наш погляд є, розрахунок запасів верхньоюрського водоносного комплексу (J_3) по Харкову в цілому з врахуванням його гідравлічного зв'язку з комплексом K_1-K_2s .

6. Органам місцевого самоврядування при плануванні бюджетних витрат слід враховувати необхідність фінансування моніторингу підземних вод в межах міста і прилеглої території, оскільки існуюча на цій площі мережа свердловин належить, головним чином, до локального рівня, який із загальнодержавного бюджету практично не фінансується.

Література

1. Ємельянов С.П. Геолого-економічна переоцінка запасів питних підземних вод Роганського родовища (за результатами дорозвідки ділянки надр ХВ ПАТ «САН ІнБев Україна» за адресою м. Харків, вул. Роганська, 161) станом на 01.01.2018. ФО-П НЕЧВОЛОД П.Ю., 2018 р. (в 2-х кн.)
2. Педан В.В. Геолого-економічна оцінка запасів питних підземних вод на водозаборі ПрАТ „Лекхім-Харків” (родовище Лекхімівське) станом на 01.04.2021. ТОВ „Октавія Трейд”, м. Харків, 2021, 279 с.
3. Педан В.В. та ін. Моніторинг підземних вод території Сумської та Харківської областей. Зведений інформаційний звіт Харківської КГЕ за 2006–2015 рр., Харківська КГЕ КП “Південукргеологія”, м. Харків, 2016, 87 с.
4. ДСанПіН 2.2.4–171–10. "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною". МОЗ, Наказ про затвердження № 400 від 12.05.2010 р., Київ, 2010.

Авдієнко І. А.

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

ВИКИДИ ГАЗОПОДІБНИХ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН З МІСЬКИХ ОЧИСНИХ СПОРУД №2 м. ХАРКОВА

Очисні споруди призначені для очищення, знешкодження та знезараження стічних вод, що забезпечує екологічну безпеку технічного та господарсько-питного водокористування міста. Проте, очисні споруди чинять інтенсивне техногенне навантаження на навколишнє природне середовище, нерідко стаючи джерелом значущої екологічної небезпеки для міських регіонів [1].

Основними джерелами впливу на атмосферу на очисних спорудах є відкриті поверхні ємнісних споруд: піскоуловлювачів, первинних і вторинних відстійників, аеротенків, мулоущільнювачів, піскових та мулових майданчиків і т.д. [1-3]

До складу газоповітряних викидів від цих джерел, що надходять в атмосферне повітря міських регіонів при очищенні стічних вод, входять такі гази, як метан (CH_4), аміак (NH_3), вуглецю оксид (CO), діоксид вуглецю (CO_2), азоту діоксид (NO_2), діоксид сірки (SO_2), сірководень (H_2S), меркаптани (етилмеркаптан $\text{C}_2\text{H}_5\text{SH}$ та метилмеркаптан CH_3SH), формальдегід (CH_2O) та ін. [2, 3.]

Навіть при роботі в безаварійному режимі, експлуатація очисних споруд створює екологічну проблему, обумовлену утворенням токсичних газоподібних сполук 2го класу небезпеки (сірководню (H_2S), меркаптанів (етилмеркаптан $\text{C}_2\text{H}_5\text{SH}$ та метилмеркаптан CH_3SH) та формальдегіду (CH_2O)), практично всі з перерахованих речовин є одорантами (мають неприємний запах). Також варто зазначити, що діоксид вуглецю, оксид азоту та метан є газами парникової дії.

Більша частина наукових досліджень у сфері вирішення проблеми забруднення атмосферного повітря викидами від очисних споруд звертають увагу на викиди саме парникових газів [3, 4]. Але не менш важливими та екологічно небезпечними є гази – органічні сполуки карбону. Леткі органічні речовини (ЛОС) – це суміш широкого класу органічних сполук, що включає вуглеводні, альдегіди, спирти, кетони, терпеноїди та ін. Здебільшого ЛОС не мають запаху, в зв'язку з цим важко встановити забруднення ними повітря за органолептичними показниками.

Мета роботи – оцінка сучасного стану забруднення атмосферного повітря на межі санітарно-захисної зони міських очисних споруд №2 м. Харкова леткими органічними сполуками та формальдегідом.

Об'єкт дослідження – викиди газоподібних органічних речовин в атмосферне повітря від проммайданчика МОСВ №2 м.Харкова.

Методи дослідження – електрометричні вимірювання ЛОС та формальдегіда за допомогою мультифункціонального газоаналізатору FINETIME FT-JQ-002.

Міські очисні споруди водовідведення №2 (МОСВ №2) є одним з підрозділів Комплексу «Харківводовідведення» на яких здійснюється прийом і повна біологічна очистка стічних вод, які надходять від населення і виробничих підприємств (Індустріального, Немишлянського, Слобідського, Основ'янського районів міста, Харківського району Харківської області) та обробка осадів стічних вод МОСВ №1 та МОСВ №2.

Санітарно-захисна зона встановлена від межі майданчика споруд згідно п.5.4 ДСП 173-96 розміром: 300 м у південному напрямку; 425 м у південно-західному напрямку; 625 м у західному напрямку.

В ході роботи були проведені натурні вимірювання концентрацій летких органічних сполук та формальдегіду на межі СЗЗ. Точки відбору проб були обрані з урахуванням річної повторюваності напрямку вітру та найбільшої наближеності до житлової забудови.

Результати вимірювань наведені у табл. 1

Таблиця 1 – Концентрація забруднюючих речовин в атмосферному повітрі на межі СЗЗ

Забруднюючі речовини	ПвСх	Сх	ПдСх	Пд	ПдЗх	ПДК м.р., мг/м ³
Органічні сполуки, мг/м ³	7.952	7.516	0.057	0.099	0.001	0,1
Формальдегід, мг/м ³	1.017	0.952	0.005	0.009	0.001	0,0035

Як видно, проведені вимірювання показали надзвичайне (майже в 80 разів) перевищення максимально разової гранично допустимої концентрації органічних речовин в двох пробах атмосферного повітря на кордоні СЗЗ (напрями ПнСх і Сх). В чотирьох з п'яти проб спостерігається перевищення ГДК в атмосферному повітрі на кордоні СЗЗ за формальдегідом. Причому по напрямках ПнСх і Сх це перевищення максимальне і досягає майже 300 разів.

Виділення органічних сполук відбувається в результаті деструкції органічних речовин, переважно на ділянках анаеробної обробки стічних вод. Проаналізувавши наявні джерела викидів МОСВ №2 можна стверджувати, що до ділянок з анаеробними умовами належать такі споруди, як приймальна камера, піскоуловлювач, первинні відстійники, мулоущільнювачі та мулові майданчики.

В якості найефективнішого методу вирішення проблеми забруднення атмосферного повітря міських регіонів викидами, що утворюються при очищенні міських стічних вод пропонуємо повне перекриття відкритих поверхневих джерел викидів з анаеробними умовами обробки стічних вод та відведенням газоповітряної суміші на газоочисні установки. Цей метод широко використовується закордоном і довів свою ефективність в підвищенні рівня екологічної безпеки міських очисних споруд для атмосферного повітря.

Література

1. V.O. Iurchenko, E.S. Lebedeva, Yu.S. Levashova and A. V. Kovalenko. Problems of environmental safety of water disposal as a factor of sustainable urban development. [IOP Conference Series: Materials Science and Engineering, Volume 907, Innovative Technology in Architecture and Design \(ITAD 2020\) 21-22 May 2020, Kharkiv, Ukraine. 012078 doi:10.1088/1757-899X/907/1/012078/](#)
2. T. Zarra. Odour monitoring of small wastewater treatment plant located in sensitive environment / T. Zarra, V. Naddeo, V. Belgiorno and others // Water Science & Technology. – 2008. – Vol.58, №1. – P. 89-94.
3. Greenhouse Gas (GHG) Emissions from Urban Wastewater System: Future Assessment Framework and Methodology / [A. A. Listowski, H. H. Ngo, W. S. Guo та ін.]. // Journal of Water Sustainability. – 2011. – №1. – С. 113 –125.
4. [Збірник показників емісії \(питомих викидів\) забруднюючих речовин в атмосферне повітря різними виробництвами, Український науковий центр технічної екології, том I-III, Донецьк, 2004.](#)

Адамова Г. В.;

Пісня Л. А., канд. техн. наук

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

ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ НА АВТОМОБІЛЬНИХ ДОРОГАХ ЄВРОПИ. ЗАСТОСУВАННЯ КОМПЛЕКСНОЇ ЕКОЛОГО-АНАЛІТИЧНОЇ ОЦІНКИ ВПЛИВУ СИСТЕМИ «АВТОМОБІЛЬ-ДОРОГА-СЕРЕДОВИЩЕ»

У сучасному світі питання екології та екологічної безпеки стають все більш актуальними. Однією зі сфер, яка має значний вплив на навколишнє середовище та здоров'я людини, є автомобільний транспорт і, відповідно, дороги. Дороги відіграють важливу роль у нашому повсякденному житті, але їхня експлуатація має негативні наслідки для навколишнього середовища.

Забезпечення екологічної безпеки автомобільних доріг – це складне, але невід'ємне завдання сучасного суспільства. Ми зіткнулися з необхідністю досягнення балансу між розвитком транспортної інфраструктури та захистом навколишнього середовища.

Використання альтернативних будівельних матеріалів і методів мінімізації впливу на навколишнє середовище стає все більш популярним, включаючи використання перероблених матеріалів, забезпечення довговічності покриття, використання звукопоглинальних покриттів, бар'єрів, перехід на чисте паливо, розвиток електротранспорту та таке інше.

Оскільки експлуатація автомобільних доріг спричиняє на всі складові навколишнього природного середовища (НПС) комплексний багатофакторний вплив, доцільно розглядати його за допомогою єдиного системного ієрархічного підходу, що комплексно враховував би критерії, фактори, параметри, умови розповсюдження впливу та екологічний стан складових довілля та обґрунтовував заходи зменшення такого впливу.

Для здійснення такої комплексної еколого-аналітичної оцінки впливу системи «автомобіль-дорога-середовище» (АДС) нами була розроблена ієрархічна структура оцінювання комплексного впливу експлуатації автомобільної дороги на складові довілля (рис.1) [1], що охоплює всі названі вище аспекти, для підвищення

екологічної безпеки на автомобільних дорогах, та складається з елементів, пов'язаних один з одним системними взаємозв'язками, що характеризують та описують критерії формування оцінок, комплексність факторів, що враховує їх фізичну та хімічну природу, умови розповсюдження і накопичення в природному середовищі та заходів зі зниження впливу від експлуатації автомобільних доріг на довкілля для кожної з її складових. Також важливо наголосити, що застосування узагальненої та узгодженої ієрархічної структури при прийнятті обґрунтованих управлінських рішень з використанням методу аналізу ієрархій у вигляді експертно-аналітичної процедури на ПЕОМ дозволяє не лише розподіляти пріоритети заходів екобезпеки необхідні саме для конкретної дороги, але й зменшити рівень впливу від системи «АДС» на природне середовище та населення до мінімуму з більш ефективним використанням бюджетних коштів на її експлуатацію та заходи [1].

Для підтвердження адекватності та достовірності розробленої нами структури було проведено аналіз підходів до забезпечення екологічної безпеки на автомобільних дорогах у різних країнах Європи.

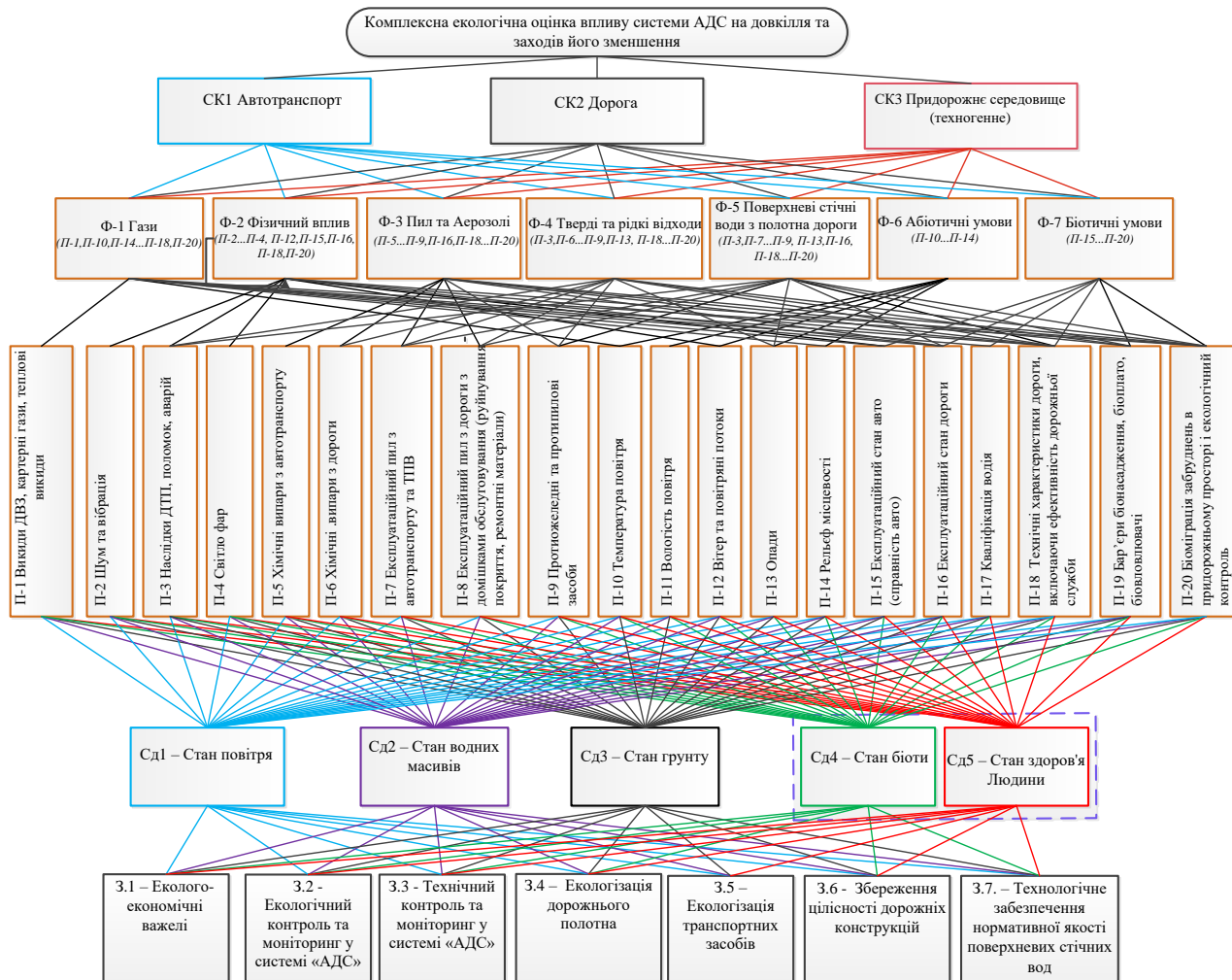


Рисунок 1 – Ієрархічна структура комплексної оцінки впливу системи АДС на складові НПС та заходів щодо зменшення цього впливу[1].

Наприклад, у Нідерландах більшість людей засобом для пересування замість автомобільного транспорту, обирають велосипеди. Щільна мережа велосипедних доріжок по всій країні сприяє зменшенню автомобільного руху, а отже, і викидів забруднюючих речовин. Крім того, тут активно підтримують електромобільність, стимулюється купівля та використання електромобілів, а також створюється розгалужена інфраструктура для їх зарядки [2-4].

Німеччина також активно впроваджує заходи щодо обмеження викидів забруднюючих речовин від автотранспорту. Багато міст по всій країні запровадили зони з низьким рівнем викидів, де обмежено або заборонено доступ транспортних засобів із високим рівнем викидів, що стимулює автовласників переходити на екологічні альтернативи. Велике значення надається розвитку громадського транспорту, що не тільки зменшує автомобільний рух, але й допомагає зменшити викиди парникових газів [5].

У Швеції також активно розвивають інфраструктуру для зарядки електромобілів. Зарядні станції встановлюються в різних містах країни, сприяючи поширенню екологічно чистого транспорту. Окрім цього тут будують першу у світі електрифіковану дорогу, що заряджатиме електромобілі під час руху. Поряд з цим, у деяких районах шведських міст вводять обмеження швидкості для автомобілів, що сприяє зменшенню шуму та забруднення повітря [6,7].

Активно інвестує в розвиток велосипедної та пішохідної інфраструктури і Данія. Особлива увага приділяється створенню безпечних велосипедних і пішохідних маршрутів, що заохочує перехід на більш екологічні види транспорту. Пропагується культура використання велосипеда в повсякденному житті, що допомагає зменшити залежність від автомобіля. Крім того, Данія активно інвестує в розвиток екологічно чистих видів транспорту, таких як водневі автомобілі та електробуси [8,9].

Франція орієнтована на розвиток залізничної інфраструктури та різноманітність варіантів громадського транспорту, що дозволяють швидко пересуватися між містами, уникаючи тривалих поїздок на автомобілі. Ефективна мережа метро та автобусів допомагає зменшити автомобільний трафік у містах [10].

В Європі активно працюють над розробкою та застосуванням методів та інструментів оцінки екологічної безпеки доріг з метою мінімізації негативного впливу на довкілля та здоров'я людини.

Одним із головних аспектів екологічної безпеки автотранспорту є якість атмосферного повітря. У європейських країнах ведеться постійний моніторинг рівня

забруднення повітря поблизу автомагістралей за допомогою автоматичних датчиків станцій встановлених в різних місцях міст та областей [11].

Моніторинг якості повітря відіграє важливу роль у забезпеченні екологічної безпеки на автомобільних дорогах. Систематично вимірюючи концентрацію забруднюючих речовин, можна ефективно оцінювати стан атмосферного повітря та контролювати результати вжитих заходів щодо його покращення.

Методи оцінки впливу, зокрема доріг, на водне середовище у країнах Європи можуть відрізнятися залежно від законодавства, правил та конкретних умов кожної країни. Однак існує низка загальних підходів та методологій, які широко застосовуються в різних країнах Європи для проведення таких оцінок: дослідження гідрології та гідрогеології (аналіз гідрологічних та гідрогеологічних характеристик місцевості, включаючи потоки поверхневих вод, рівні ґрунтових вод, характеристики водоносних горизонтів та морської екосистеми); моделювання стоку дощової води; оцінка якості води; оцінка забруднення нафтою та паливом; аналіз шуму (оскільки шум може впливати на водні екосистеми та водні організми); оцінка впливу на біорізноманіття (аналіз змін у біорізноманітності водних екосистем) [11].

Щоб звести до мінімуму негативний вплив доріг на водне середовище, використовують, зокрема, створення бар'єрів та фільтрів, запобігання незаконним скидам забруднюючих речовин, впровадження екологічно безпечних методів утримання доріг та інше [11].

Для оцінки шумового забруднення довкілля застосовуються спеціальні методи, такі як, наприклад [11]:

- Звукові карти: створення карт, на яких відображається розподіл рівня шуму в різних зонах міста чи області.
- Стаціонарні датчики: встановлення датчиків у різних точках міста чи області для постійного моніторингу рівнів шуму.
- Динамічні моделі: моделювання поширення звуку у міському середовищі з урахуванням особливостей території, будівель та інфраструктури.

Це дозволяє виявити місця з найбільшою шумовою активністю та розробити заходи для зниження шуму (звукопоглинаючі бар'єри, спеціальні покриття доріг).

Для зниження шумового навантаження у містах застосовуються різні підходи [12]:

- Ізоляція: використання звукопоглинаючих матеріалів у будівництві та дорожніх роботах.

- Зелені зони: створення зелених зон та парків, які служать бар'єрами для звуку.
- Обмеження на транспорт: введення обмежень на рух транспорту у нічний час або у певних зонах.
- Інфраструктурні рішення: встановлення звукозахисних бар'єрів вздовж автомобільних доріг.

З розвитком технологій з'являються нові інноваційні методи для оцінки та зниження шумового навантаження, які включають використання акустичних датчиків, інтелектуальних систем управління шумом і технологій звукозахисних покриттів [12].

Оцінка впливу на ґрунтове середовище під час будівництва та експлуатації автомобільних доріг у країнах Європи включає низку методів визначення ризиків для ґрунтів та спрямованих на розробку заходів щодо їх мінімізації, зокрема: ґрунтові спостереження та аналіз, моделювання, оцінка ризику забруднення, моніторинг якості землі, застосування зелених технологій, захист ґрунтової родючості [11].

Розвиток інфраструктури, включаючи будівництво та експлуатацію автомобільних доріг, може мати значний вплив на біорізноманіття природних екосистем. Для мінімізації негативних наслідків та забезпечення стійкості екологічного середовища проводиться оцінка впливу на біорізноманіття [13].

Оцінка впливу на біорізноманіття включає комплексний аналіз екосистем та його компонентів, наприклад в [13,14], це: а) *екологічна експертиза* - проведення польових досліджень для виявлення видів та екосистем, які можуть бути порушені будівництвом та експлуатацією доріг; б) *оцінка загроз* - оцінка потенційних загроз для різних видів та екосистем, включаючи руйнування місцеперебування, порушення міграційних маршрутів та інше; в) *моделювання* - використання комп'ютерних моделей для прогнозування впливу на біорізноманіття у різних сценаріях.

Для мінімізації негативних впливів на біорізноманіття вживаються різні заходи: створення екологічних коридорів, рекультивация (відновлення порушених природних місць проживання), встановлення зелених бар'єрів, інтеграція природних елементів (впровадження природних елементів у дизайн інфраструктури, наприклад, зелених насаджень та водойм) [13,14].

Забезпечити екологічну безпеку експлуатації автомобільних доріг неможливо без всебічної взаємодії з місцевими територіальними громадами та всіма

зацікавленими сторонами. Всебічний підхід до забезпечення екологічної безпеки автомобільних доріг потребує узгодження технічних, економічних та соціальних аспектів.

На відміну, від традиційного, вдосконалений системний має включати не тільки будівництво та обслуговування доріг, але й освітньо-роз'яснювальні екологічно орієнтовні програми для водіїв та громадськості, що спрямовані на розуміння важливості турботи про природу, екологічне виховання, додаткове включення екологічної складової до програм автошкіл, розміщення екобігбордів на дорогах тощо. Важливим є проведення інформаційно-роз'яснювальних та освітніх заходів, а також розроблення дієвих програм, планів та алгоритмів подання та врахування пропозицій від населення, що мешкає поблизу доріг та участі зацікавленої громадськості у процесах прийняття рішень на всіх життєвих циклах системи «автомобіль-дорога-середовище» (АДС) [1].

Оскільки експлуатація автомобільних доріг спричиняє комплексний багатофакторний вплив на всі складові навколишнього природного середовища, доцільно розглядати його за допомогою *єдиного системного ієрархічного підходу*, що комплексно враховував би критерії, фактори, параметри, умови розповсюдження впливу та поточний екологічний стан складових довілля та обґрунтовував би пріоритетність і дієвість заходів зменшення негативного впливу.

Проведений аналіз різноманітних методів та підходів щодо забезпечення екологічної безпеки автомобільних доріг у різних країнах Європи дозволив нам зробити висновок, щодо підтвердження правильності запропонованого нами підходу.

В країнах Європи до вирішення проблеми зменшення впливу експлуатації автомобільних доріг на НС підходять ділянкою чи об'єктом дороги, проаналізувавши різні підходи нам вдалося поєднати, систематизували та узагальнити завдання екологічно безпечної експлуатації автодороги ієрархічно цілісно. За рахунок комплексності, системності та узгодженості нового підходу до завдань вивчення та контролю зменшення впливу системи АДС на навколишнє природне середовище їх можна буде вирішувати більш ефективно як в нашій країні так і за її межами.

Література

1. Adamova G.V., Pisnya L.A. Environmental safety of operation of motor roads of Ukraine. Assessment methods and tools and cyber security. Challenges and threats to critical infrastructure. Collective monograph - NGO Institute for Cyberspace Research

- (Detroit, Michigan, USA), 2023. - 325 p. URL: https://conference.cyberspace.org.ua/wp-content/uploads/2023/06/Monograph_CHALLENGES-AND-THREATS.pdf
2. «Велосипедна політика» уряду Нідерландів. – [Електронний ресурс]. – URL: <https://www.nalog.nl/uk/news/2022/07/26/velosipednaya-politika-pravitelstva-niderlandov/>
 3. Нідерландських автовласників заохочуватимуть "пересідати" на електрокари. – [Електронний ресурс]. – URL: <http://surl.li/knsbp>
 4. У шести країнах ЄС менше 1 зарядної станції на 100 км доріг: 30% всіх терміналів – у Нідерландах. – [Електронний ресурс]. – URL: <http://surl.li/knnro>
 5. The German Emissions Sticker. – [Електронний ресурс]. – URL: <http://surl.li/knnqc>
 6. Autobahn. Toll roads in Europe. – [Електронний ресурс]. – URL: <http://surl.li/knnvy>
 7. Швеція будує електричну дорогу, що дозволяє заряджати електромобілі під час руху. – [Електронний ресурс]. – URL: <https://www.epravda.com.ua/news/2023/05/14/700096/>
 8. Danish cycling history. – [Електронний ресурс]. – URL: <http://surl.li/knobi>
 9. Toyota and DRIVR put 100 hydrogen taxis on the roads in Copenhagen. – [Електронний ресурс]. – URL: <http://surl.li/knocr>
 10. France plans to invest 100 billion euros in railroad development. – [Електронний ресурс]. – URL: <http://surl.li/knsdb>
 11. European Environment Agency. – [Електронний ресурс]. – URL: <http://surl.li/kpwwow>
 12. Noise. European Environment Agency. – [Електронний ресурс]. – URL: <https://www.eea.europa.eu/en/topics/in-depth/noise>
 13. Updated Biodiversity Impact Assessment, Morava Corridor Motorway Project, Serbia. – [Електронний ресурс]. – URL: <http://surl.li/kpwxu>
 14. CEDR Contractor Report 2018-3. Call 2013: Roads and Wildlife The Roads and Wildlife Manual. – [Електронний ресурс]. – URL: <https://www.cedr.eu/download/Publications/2018/CR-2018-3-Call-2013-Roads-and-Wildlife-Manual.pdf>

Аніщенко Л. Я, д-р техн. наук, доц.;

Горишнякова Я. В., аспірант

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

КОМПЛЕКСНА ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ВИДОБУВАННЯ ТИТАНУ ВІДКРИТИМ СПОСОБОМ НА ЕТАПІ ПІСЛЯПРОЄКТНОГО МОНІТОРИНГУ

В процесі інтенсивного розвитку промислового виробництва та активної видобувної господарської діяльності відбувається значне погіршення стану навколишнього природного середовища. З'являються техногенно навантажені території, що характеризуються високою активністю змін (рис.1).



Рисунок 1 – Фрагмент супутникової світлини із мережі Інтернет Межирічного родовища розсіпів титанових руд в Україні, як приклад техногенно навантаженої території

Метою публікації є висвітлення науково-методичних засад комплексної оцінки екологічної безпеки видобування титану відкритим способом на етапі післяпроектного моніторингу (ППМ) планованої діяльності на прикладі Межирічного родовища розсіпних титанових руд (Житомирська область, Україна).

Екологічна оцінка сучасного стану компонентів довкілля (поверхневих та підземних вод, атмосферного повітря, радіаційної ситуації в кар'єрах, наслідків бойових дій) в регіонах, де видобуваються розсіпні титанові руди, і порівняння фактичних показників з нормативними вимогами є актуальним науковим завданням

з урахуванням необхідності забезпечення екологічної чистоти довкілля в майбутньому.

Науково-методичне обґрунтування необхідних та достатніх природоохоронних заходів за результатами післяпроектного аналізу та моніторингу найбільш вразливих складових довкілля, зокрема підземних та поверхневих вод, може стати основою для коригування ефективності реалізованої природоохоронної діяльності видобування.

Під час розробки плану ППМ здійснення планованої діяльності (ПД) на техногенно навантажених територіях, що характеризуються високим природноресурсним потенціалом, необхідно виявити найбільш уразливі компоненти довкілля на базі оцінки їх сучасного стану та прогнозованого впливу ПД, в тому числі кумулятивні впливи бойових дій, згідно критеріїв, запропонованих в [1, 2], аналізу складових ПД узагальненої характеристики факторів та умов природи негативного впливу та визначити заходи управління екологічною безпекою зазначених територій.

Нижче запропоновано ієрархічна структура комплексної оцінки екологічної безпеки видобування титану на етапі ППМ планованої діяльності на прикладі Межирічного родовища розсипних титанових руд (рис.2).

Вирішується сформульована задача оцінки з використання методології багатокритеріальної комплексної оцінки впливу [3] з урахуванням наступних умов [4, 5].

Вплив на довкілля під час провадження планованої діяльності матиме локальний, довгостроковий характер. Тривалість впливу – термін експлуатації кар'єру до 2027 року. Транскордонний вплив не передбачається.

На даний час основні виробничі об'єкти гірничо-збагачувальних комплексів Межирічного родовища титанових руд і доводочної фабрики «Південна» з випуску товарного ільменітового концентрату вже є збудовані та введені в експлуатацію. Відповідно, всі впливи на навколишнє середовище від виконання підготовчих та будівельних робіт вже були здійснені. Впливи були здійснені на такі компоненти:

- Повітряне середовище через здійснення викидів забруднюючих речовин - викиди під час переміщення ґрунтів та пилячих будівельних матеріалів, виконання робіт із зварки та обробки металів, пайки пластикових труб та малярських робіт тощо. Дані викиди здійснювались з нестационарних або неорганізованих джерел і не чинили незворотного негативного впливу на стан атмосферного повітря.

- Порушення ґрунтів на ділянках будівництва. Для захисту родючого шару ґрунту він був знятий з поверхні всіх майданчиків будівництва, частково використаний для планування території по завершенню терміну будівництва або переміщений у визначені органами влади місця.

- Утворення великої кількості будівельних відходів – всі відходи були посортовані та направлені на утилізацію/знешкодження або переробку/складування відповідно до чинних нормативних вимог.

- Утворення забруднених стоків – всі утворені стоки були направлені на очищення без здійснення скиду в природні водні об'єкти.

По завершенню планової виробничої діяльності виконуються рекультиваційні роботи для відновлення порушеної території.

Інженерне забезпечення, збудовані дороги та під'їзди будуть використані як складова нового об'єкту – рекреаційної зони водойми, яка буде організована на місці відробленого кар'єру.

Залишкових негативних впливів по завершенню будівельних робіт та провадження планованої діяльності не передбачається.

В наслідок провадження планованої діяльності відбудеться зміна природної геологічної будови в межах території гірничого відводу з утворенням кар'єрної виїмки та виїмкових гірничих порід вище рівня денної поверхні. При дотриманні прийнятих технологічних рішень щодо безпечного провадження видобувних робіт здійснення негативного навантаження по завершенню планованої діяльності на гідросферу та літосферу не передбачається.

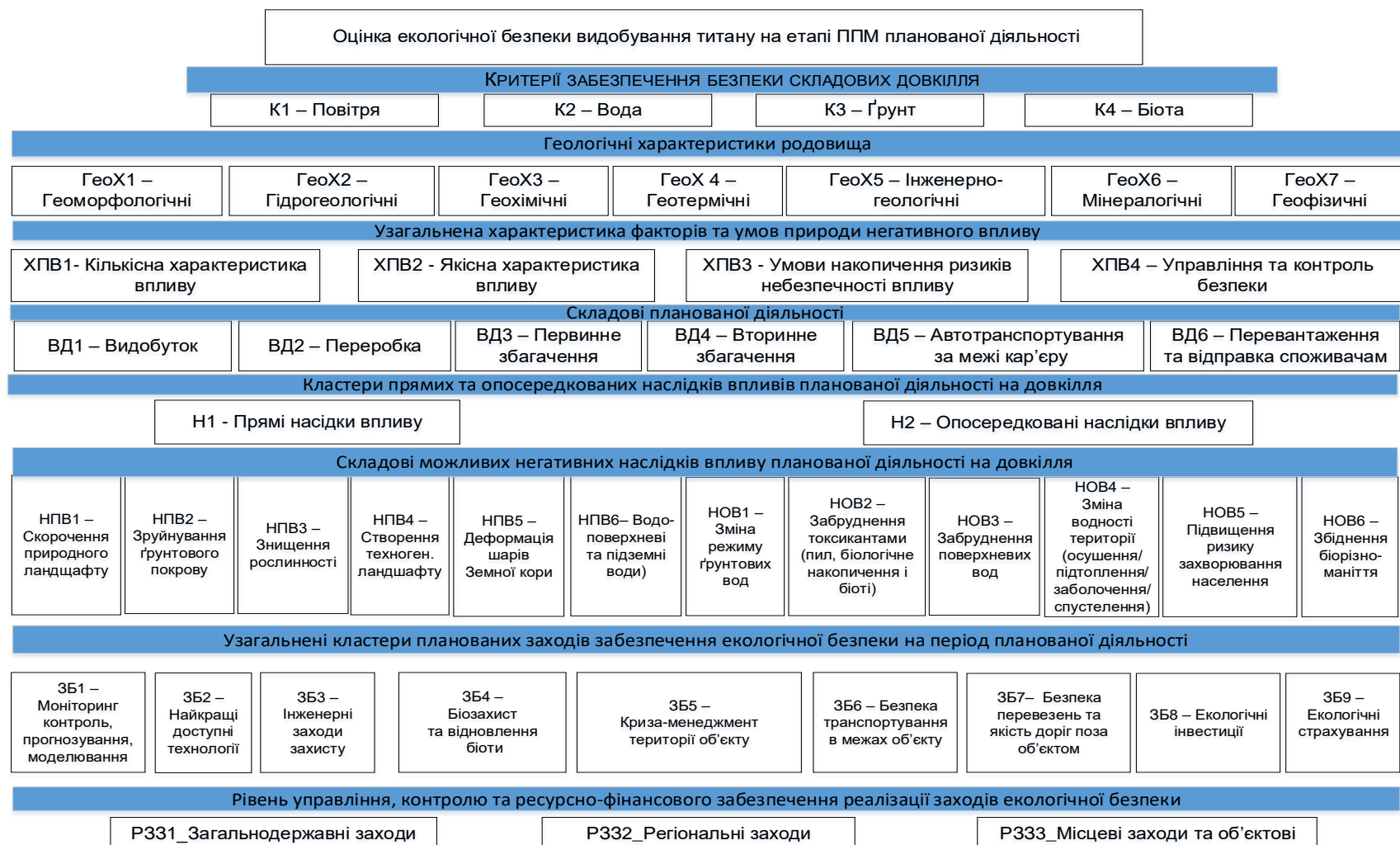


Рисунок 2 – Ієрархія комплексної оцінки екологічної безпеки видобування титану на етапі ППМ планованої діяльності на прикладі Межирічного родовища розсіпних титанових руд (Житомирська область, Україна) (розроблено авторами)

Для забезпечення охорони надр, раціонального використання природних ресурсів, зменшення та усунення негативних наслідків, що виникають в наслідок видобувної діяльності на геологічне середовище проєктною документацією передбачено:

1) Раціональне та повне видобування корисної копалини - прийнята система розробки кар'єру забезпечує повне вилучення запасів сировини при її мінімальних втратах та порушеннях геологічного середовища.

2) Розробка кар'єру передбачається із виконанням всіх заходів щодо попередження порушення гідрологічного режиму району.

3) Передбачається виконання комплексу протизсувних заходів.

4) Проведення постійного маркшейдерського моніторингу та контролю протягом всього терміну експлуатації та рекультивації кар'єру.

5) Виконання рекультиваційних робіт на відроблених площах кар'єру з максимально-можливим відновленням порушених гірничо-видобувними роботами земель.

Зазначені проєктні рішення сприятимуть відновленню природного геологічного середовища, зміненого та порушеного в наслідок реалізації видобувних робіт, допоможуть раціонально використати відчужені під гірничі роботи території та запаси корисної копалини, протидіяти небезпечним зсувним явищам та зменшити можливий негативний вплив на геологічне середовище від кар'єру.

Вибраний для досліджень підхід дає можливість створити умови об'єктивного аналізу та постійного якісного післяпроєктного моніторингу за рівнем екологічної безпеки найбільш уразливих компонентів довкілля (підземні і поверхневі води, атмосферне повітря та радіаційна ситуація в кар'єрах) і еколого-геохімічна оцінка їх сучасного стану на території діяльності гірничо-збагачувальних підприємств, що є необхідною та актуальною задачею для гірничо-видобувних комплексів.

Комплексна екологічна оцінка території окремих ділянок Межирічного родовища розсипних титанових руд на основі моніторингових досліджень стане підґрунтям для визначення можливості використання цих територій після їх рекультивації у якості сільськогосподарських, селітебних та рекреаційних, а також основою для подальшого проведення післяпроєктного моніторингу об'єктів навколишнього середовища з метою оцінки зміни в часі їх стану і, за необхідності, оперативного коригування природоохоронної діяльності.

Література

1. Аніщенко Л. Я., Горишнякова Я. В. Особливості визначення критеріїв необхідності проведення післяпроектного моніторингу планованої діяльності // . 12 – 14.
2. Аніщенко Л. Я., Пісня Л.А., Свердлов Б.С. Методичні засади післяпроектного моніторингу // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей XIX Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 14-15 вересня 2022 р.) / УКРНДІЕП., 2023. — С.
3. Анищенко Л.Я. Теоретическое обоснование комбинированного метода принятия решений в задачах многокритериальной комплексной оценки воздействия и управления экологической безопасностью протяженных гидротехнических сооружений // Восточно-Европейский журнал передовых технологий. – 2009. – № 2. – С. 21-28.
4. Маркіна Н. К., Горишнякова Я. В. Оцінка стану складових довілля в зоні впливу видобувної діяльності Межиріченського гірничо-видобувного комбінату за результатами комплексного моніторингу // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей XVIII Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 15-16 вересня 2022 р.) / УКРНДІЕП., 2022 - С.212-214.
5. Маркіна Н.К., Горишнякова Я.В. Наукове обґрунтування та практична реалізація післяпроектного моніторингу на території відкритого видобування розсіпних титанових руд // *Problems of Emergency Situations*: матеріали Міжнар. наук.-практич. конф. м. Харків, НУЦЗУ, 19 травн. 2023 р. Харків, 2023. С. 192-193.

Аніщенко Л. Я., д-р техн. наук, доц.;

Пісня Л. А., канд. техн. наук;

Свердлов Б. С.

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

МЕТОДИЧНІ ЗАСАДИ ПІСЛЯПРОЄКТНОГО МОНІТОРИНГУ

Словосполучення «післяпроектний моніторинг» (ППМ) набуло поширення в Україні після прийняття Закону [1].

Паралельно з терміном «післяпроектний моніторинг» в Україні продовжує вживатися термін «післяпроектний аналіз» (ППА), який походить з тексту Конвенції про оцінку впливу на навколишнє середовище у транскордонному контексті, відомої як Конвенція Еспо [2, 3].

Співставлення процедур ППА і ППМ дозволило зробити висновок щодо доцільності їх поєднання [4]. В утвореному тандемі ППА виконуватиме функцію акумуляції та узагальнення результатів ППМ для реалізації притаманних ППА цілей (таблиця).

Зазначається [4], що ППА є визнаною процедурою в Євросоюзі та ряді інших держав, а методика її проведення опрацьована для умов України.

Таблиця – Порівняння процедур ППА і ППМ

Порівнювані ознаки	Післяпроектний аналіз (ППА)	Післяпроектний моніторинг (ППМ)
Законодавчі акти	Конвенція про оцінку впливу на навколишнє середовище у транскордонному контексті (Конвенція Еспо), стаття 7 та додаток V.	Закон України «Про оцінку впливу на довкілля», статті 6 та 13.
Підстави для проведення	Домовленість зацікавлених сторін	Рішення, прийняте у висновку з оцінки впливу на довкілля (ОВД)
Зміст процедури	Спостереження за діяльністю, стосовно якої відповідно до Конвенції здійснюється оцінка впливу на навколишнє середовище, та визначення будь-якого шкідливого транскордонного впливу	Спостереження за діяльністю, стосовно якої одержано висновок з ОВД, та порівняння результатів спостережень із зобов'язаннями замовника, зафіксованими у звіті та у висновку з ОВД (за контекстом Закону)
Цілі	а) контроль за додержанням умов, викладених у дозволі або	Виявлення будь-яких розбіжностей і відхилень у прогнозованих рівнях впливу

	обумовлених при затвердженні цієї діяльності, та ефективністю заходів по зменшенню впливу; b) аналіз виду діяльності з метою забезпечення відповідного рівня управління та готовності до дій в умовах невизначеності; c) перевірка попередніх прогнозів, з тим щоб використовувати набутий досвід у майбутньому	та ефективності заходів із запобігання забрудненню довкілля та його зменшення (з частини 1 статті 13).
Дії за результатами досліджень	У разі виявлення наявності або загрози шкідливого транскордонного впливу Сторони негайно інформують про це одна одну, а потім проводять консультації щодо заходів, які ще необхідно вжити з метою зменшення або усунення впливу.	За потреби, суб'єкт господарювання та уповноважені органи узгоджують вжиття додаткових заходів і дій із запобігання, уникнення, зменшення (пом'якшення), усунення, обмеження впливу. У разі виявлення значного негативного впливу діяльності на життя і здоров'я населення чи довкілля та якщо такий вплив не був оцінений під час здійснення ОВД та/або істотно змінює результати ОВД, рішення про провадження такої діяльності за рішенням суду підлягає скасуванню, а діяльність – припиненню.

Післяпроектний аналіз є продовженням та логічним завершенням аналізу та прогнозних оцінок впливів, виконаних на попередніх стадіях ОВД та відображених у звіті з ОВД..

Важливим завданням ППА має бути забезпечення своєчасної корекції плану ППМ в частині термінів та обсягів його проведення. Тому післяпроектний аналіз має обов'язково виконуватися за результатами першого та останнього років післяпроектного моніторингу, а також перед закінченням кожної стадії моніторингових спостережень (у випадку багатостадійної реалізації планованої діяльності).

Результати ППА можуть бути оформлені та оприлюднені як окремий звіт або включені окремим розділом до звіту з ППМ.

Саме це бачення органічного поєднання ППМ та ППА прийняте під час розроблення за дорученням Міндовкілля загальних методичних рекомендацій щодо змісту та порядку складання плану та звіту післяпроектного моніторингу (далі – Рекомендації), що мають на меті усунення існуючих невизначеностей стосовно критеріїв проведення, термінів та обсягів ППМ.

У процесі розроблення Рекомендацій визначено, що ППМ проводиться завжди у таких випадках:

- якщо у звіті з ОВД та/або у висновку з ОВД визнається неможливість за сучасного рівня знань з достатньою вірогідністю виключити імовірність значного

негативного впливу планованої діяльності на довкілля, і передбачається уточнення прогнозних оцінок на стадії моніторингу;

- якщо планованою діяльністю передбачається істотне порушення геологічного середовища та/або ґрунтового покриву (зокрема будівництво, розширення та реконструкція шахт, кар'єрів, накопичувачів рідких або твердих відходів, звалищ та полігонів твердих побутових або промислових відходів, розробка родовищ нафти і газу, свердловин глибокого буріння (глибше 3000 м) тощо);

- якщо за результатами проведення відповідних міжнародних процедур визнана імовірність транскордонного впливу на довкілля;

- якщо в зоні впливу планованої діяльності знаходяться природні території або об'єкти, що потребують особливої охорони (об'єктів природно-заповідного фонду);

- якщо планована діяльність розміщена у зоні надмірного техногенного навантаження та/або кризового стану, зокрема, внаслідок воєнних дій, техногенних чи природних, катастроф;

- якщо планована діяльність пов'язана зі створенням та/або використанням біологічних агентів чи токсичних речовин, які становлять потенційну загрозу для здоров'я населення, рослинного і тваринного світу.

В усіх інших випадках ППМ планованої діяльності, на нашу думку, має проводитись за умов наявності на об'єктах планованої діяльності точкових або площинних джерел імовірного значного впливу на довкілля, включаючи будівельний період, період освоєння потужностей та досягнення проєктного режиму експлуатації, зокрема джерел

- викидів шкідливих речовин та парникових газів у атмосферне повітря,

- скидів шкідливих речовин у поверхневі і підземні води, або їх теплове забруднення

- іонізуючого випромінювання, шуму, вібрації та електромагнітних полів, якщо вони потенційно здатні поширюватися за межі встановлених санітарно-захисних зон

При розробці Рекомендацій визначені та враховані певні особливості ППМ у порівнянні з традиційним екологічним моніторингом, а саме:

- 1) якщо екологічний моніторинг має на меті перш за все виявлення усіх змін стану довкілля і здоров'я населення за період спостережень, і тільки потім аналізуються причини цих змін, то післяпроєктний моніторинг з початку свого проведення орієнтований на виявлення впливів саме наперед визначеного суб'єкта, тому спостереження мають вестися у першу чергу за динамікою тих показників, за якими виконувалися прогнозні розрахунки та прогнозовані значення яких наведені у

звіті з ОВД, і лише у другу чергу – за окремими додатковими показниками, які можуть сигналізувати про наявність не врахованого у звіті з ОВД впливу планованої діяльності;

2) якщо традиційний екологічний моніторинг не має наперед визначених часових обмежень, то терміни проведення ППМ мають визначатися при прийнятті рішення про його проведення.

При обґрунтуванні термінів проведення ППМ прийнято за основу, що вони мають забезпечувати спостереження протягом усього періоду неусталеного стану планованої діяльності а саме:

- період, що безпосередньо передує початку реалізації діяльності;
- будівельний період;
- період до досягнення передбачених у проєкті та/або у звіті з ОВД показників діяльності;
- початковий період сталої діяльності (як правило, 3–5 років після досягнення передбачених у проєкті та/або у звіті з ОВД показників діяльності);
- у разі почергової реалізації планованої діяльності терміном проведення післяпроєктного моніторингу мають охоплюватися всі передбачені періоди змін показників діяльності, зокрема, розширення площ відведених земельних ділянок, збільшення потужності, впровадження нових технологій, додаткових заходів зі зменшення впливу на довкілля тощо.

У статті 6 Закону [1] зазначено, що звіт з ОВД включає «стислий зміст програм моніторингу та контролю щодо впливу на довкілля під час провадження планованої діяльності, а також (за потреби) планів післяпроєктного моніторингу» (ст. 6, ч. 2, п. 11). З контексту цього фрагменту можна зробити висновок що ППМ проводиться паралельно з традиційним моніторингом довкілля. При цьому слід уникати дублювання вимірів, що проводяться в рамках цих окремих заходів спостереження і контролю. Без координування між собою програм традиційного моніторингу довкілля та планів ППМ таке дублювання, незважаючи на відмінності між їх задачами, є практично неминучим, принаймні, щодо деяких показників. Цього можна уникнути двома шляхами: по-перше, виключивши дубльований показник з переліку одного заходу, але тоді обсяг проведення вимірювань цього показника має відповідати завданням обох заходів, включаючи кількість точок контролю, їх просторове розташування та кількість вимірювань на рік; по-друге, розподіливши точки контролю та часові терміни вимірювань між заходами, але тоді треба забезпечити повну уніфікацію методик їх проведення.

Обсяги проведення ППМ мають визначатися окремо для кожного виду і об'єкта планованої діяльності з дотриманням таких загальних принципів:

- відповідність набору вимірюваних показників визначеним у звіті з ОВД видам та параметрам імовірного значного впливу на довкілля;
- відповідність набору вимірюваних показників планам післяпроектного аналізу, узгодженим за результатами консультацій з зацікавленими сторонами в рамках процедури оцінки впливів у транскордонному контексті за Конвенцією Еспо;
- одержання достовірної інформації для кількісної характеристики усіх перелічених у Звіті з ОВД джерел імовірного значного впливу на довкілля;
- одержання достовірної інформації для кількісної характеристики усіх перелічених у Звіті з ОВД факторів імовірних значних впливів на довкілля в межах зони впливу;
- одержання достовірної інформації щодо фонових значень вимірюваних показників у часовому та просторовому розрізах;
- достатність одержаної інформації для характеристики внутрішньорічної та міжрічної динаміки вимірюваних показників та їх порівняння з фоновими показниками.

Розробка плану ППМ потребує виявлення найбільш уразливих компонентів довкілля на базі оцінки їх сучасного стану та прогнозованого впливу планованої діяльності, включаючи кумулятивні впливи різних факторів як в межах оцінюваної діяльності, так і при сумачії з іншими видами господарської діяльності, а також з наслідками повномасштабних бойових дій [5,6].

В план ППМ, за потреби, доцільно включати окремі позиції програм інших видів моніторингу довкілля з приміткою, що цей пункт плану виконуватиметься у рамках іншого заходу контролю.

План ППМ доцільно розробляти в узгодженні з основними завданнями післяпроектного аналізу, що уможливить:

- аналіз та узагальнення даних екологічного моніторингу за час від початку реалізації планованої діяльності; аналіз змін довкілля в зоні впливу діяльності від початку її реалізації;
- порівняння стану окремих компонентів довкілля за результатами екологічного моніторингу зі станом, прогнозованим у звіті з ОВД, на підставі яких зроблено висновок з оцінки впливу;
- уточнення характеристик та коефіцієнтів, що були використані у звіті з ОВД;
- з'ясування виявлених раніше невизначеностей у оцінках впливів та уточнення прогнозних оцінок екологічних наслідків подальшої реалізації планованої

діяльності та ефективності реалізованих природоохоронних заходів з використанням методології багатокритеріальної комплексної оцінки впливу;

- обґрунтування доцільності додаткових природоохоронних заходів.

Таке узгодження забезпечить дієве використання результатів ППМ у разі необхідності прийняття управлінських або юридичних рішень щодо подальшого провадження планованої діяльності.

Особливості проведення післяпроектного моніторингу для різних видів планованої діяльності та галузей господарського комплексу мають стати предметом аналізу у серії окремих галузевих рекомендацій.

Література

1. Закон України від 23.05.2017 р. № 2059-VIII. Про оцінку впливу на довкілля. – Голос України від 17.06.2017. – № 110.
2. Конвенція про оцінку впливу на навколишнє середовище у транскордонному контексті. Еспо, Фінляндія, 25 лютого 1991 р. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_272/print.
3. Гриценко А. В., Аніщенко Л. Я., Свердлов Б.С. Методичні засади практичного застосування Конвенції про оцінку впливу на навколишнє середовище в транскордонному контексті (Конвенції Еспоо). // Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки: зб. наук. праць / УКРНДІЕП. - Х.:«Райдер», 2012.– Вип. XXXIV. – С. 3 – 24.
4. Аніщенко Л. Я., Свердлов Б. С., Післяпроектний моніторинг як складова післяпроектного аналізу// XVIII міжн. наук.-практ. конф. «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення»: зб. наук. ст./ УКРНДІЕП. – Х. – 2022. – С. 20-23.
5. Аніщенко Л. Я., Горишнякова Я. В. Особливості визначення критеріїв необхідності проведення післяпроектного моніторингу планованої діяльності. // XVIII міжн. наук.-практ. конф. «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення»: зб. наук. ст. / УКРНДІЕП. – Х. – 2022. – С. 12-14.
6. Аніщенко Л. Я., Свердлов Б. С., Пісня Л. А., Барміна І. В. Урахування кумуляції впливів різних джерел та факторів при оцінці впливу на довкілля планованої діяльності з реконструкції ГСХ Дунай – Чорне море // XVIII міжн. наук.-практ. конф. «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення»: зб. наук. ст.. / УКРНДІЕП. – Х. – 2022. – С. 24-30.

Барбашев С. В., д-р техн.наук

Національний університет «Одеська політехніка», м. Одеса, Україна

ПРО ВПРОВАДЖЕННЯ ТЕХНОЛОГІЇ МАЛИХ МОДУЛЬНИХ РЕАКТОРІВ В УКРАЇНІ: ПРОБЛЕМИ, У Т.Ч. ЕКОЛОГІЧНІ, ТА ШЛЯХИ ЇХ ВИРІШЕННЯ

Метою цієї статті є надання та аналіз інформації про:

- ключові характеристики малих модульних реакторів (ММР), які зумовлюють інтерес до них;
- потенційні екологічні проблеми, які можуть бути зумовлені впливом ММР на навколишнє природне середовище та людину;
- встановлення зон безпеки для населення за межами майданчика ММР при порушеннях нормальної експлуатації;
- основні проблеми впровадження ММР в Україні та шляхи їх вирішення.

В даний час зростання інтересу до малих модульних реакторів є чіткою тенденцією розвитку атомної енергетики у світі.

Згідно з визначенням МАГАТЕ, малими модульними реакторами вважаються ядерні реактори з вихідною електричною потужністю від 10 МВт(е) до 300 МВт(е).

Популярність технології ММР експерти пояснюють необхідністю забезпечити енергією віддалені райони та острівні держави. Важливими причинами інтересу до ММР є їхня низька потенційна небезпека для природного середовища та людини й невелика вартість, хоча останнє твердження піддається сумніву деякими фахівцями. Наприклад, професор теоретичної фізики університету Британської Колумбії М. В. Рамана підрахував, що вартість спорудження одного модульного реактора потужністю 200 МВт складе 40% від вартості спорудження реактора потужністю 1000 МВт, тобто, 5 малих реакторів коштуватимуть удвічі дорожче за рівний їм за потужністю великий реактор [1].

Багато переваг ММР пов'язані з їх конструкцією: вони невеликі і модульні. Враховуючи їх малі розміри, ММР можна розміщувати у місцях, які не підходять для великих атомних електростанцій. Збірні блоки ММР можна виготовити заздалегідь, а потім привезти та встановити на майданчику, що робить термін і витрати на будівництво меншими порівняно з реакторами великої потужності. Крім того, ММР можна розгортати поступово, щоб відповідати зростаючому попиту на енергію.

Порівняно з діючими реакторами великої потужності конструкції ММР є загалом простішими. Підходи до безпеки для ММР часто більшою мірою спирається на пасивні системи і такі властиві цим реакторам внутрішні характеристики, як мала потужність і низький робочий тиск.

Крім того, особливості ММР роблять можливим підземне розміщення реактора, забезпечуючи більший рівень захищеності від небезпек природного (наприклад, сейсмічні явища або сильний вітер та ін.) або техногенного (наприклад, падіння повітряного судна) характеру.

При практичному застосуванні ММР може бути задіяна ціла низка конфігурацій: від одномодульних та багатомодульних установок до мобільних енергоблоків, таких як плавучі (тобто змонтовані на плаваючому засобі) ядерні енергоустановки. Ступінь використання модулів також залежить від конструкції.

На електростанціях з ММР можна рідше здійснювати перевантаження палива: кожні 3-7 років, тоді як на традиційних станціях вона потрібна кожні 1-2 роки. Деякі ММР спроектовані таким чином, що можуть працювати без перевантаження до 30 років.

Станом на 2023 рік у 19 країнах розробляється близько вісімдесяти проєктів модульних реакторів. Проте, більшість проєктів знаходяться на концептуальній стадії розробки й масового промислового застосування не отримали. Лише у двох країнах блоки ММР знаходяться у промисловій експлуатації: у Росії (КЛТ-40С) та Китаї (НТGR).

Але треба сказати, що концепція ММР не є зовсім новою. Так, до категорії малих реакторів **формально** потрапляють кілька давно діючих блоків. Наприклад, ЕГП-6 на Білібінській АЕС (3×12 МВт(е)), CNP-300 на китайській АЕС «Ціншань» (1×300 МВт(е)) та 18 із 23 діючих енергоблоків в Індії (16×220 МВт(е) та 2×160 МВт(е)).

Пропоновані розробниками ядерних реакторів концепції ММР являють собою еволюційні варіанти великих легководних реакторів (ЛВР), що працюють у різних країнах світу. Дані концепції становлять близько 50% конструкцій ММР, що розробляються. Інші 50 % є реакторами покоління IV, в конструкціях яких передбачається використання альтернативних теплоносіїв (рідкого металу, газу або розплавів солей), удосконалених видів палива та інноваційних системних рішень [2].

Про наміри впровадити технологію ММР заявлено і в Україні. Здійснюючи цей амбітний план, Україна підписала **меморандуми про взаєморозуміння** з компаніями-розробниками таких реакторів: Holtec International (2018), NuScale (2020), Westinghouse (2021), Rolls Royce (2023). А 21 квітня 2023 року між ДП «НАЕК «Енергоатом» і американською компанією Holtec International було укладено **угоду** про

співробітництво у розгортанні малих модульних реакторів (ММР). Угода передбачає будівництво в Україні до 20-ти реакторів SMR-160, з реалізацією першого пілотного проєкту і виходу на мінімальну регульовану потужність реактора та підключення до мережі до березня 2029 року. Вважається, що впровадження малих модульних реакторів допоможе у заміщенні зруйнованих внаслідок російської агресії теплоенергетичних потужностей.

Проте, залишається незрозумілим, з яких міркувань Україною було зроблено вибір реактора SMR-160. Адже реактори цієї конструкції досі перебувають у стадії концептуального проєктування [2], тоді як найближчим до реальності є проєкт реактора Nuscale від компанії NuScale Power — однієї з партнерок України. Його конструкція вже сертифікована і в серпні 2020 року була ухвалена Комісією з ядерного регулювання США (NRC).

Заява про реалізацією першого пілотного проєкту SMR-160 і вихід на мінімальну регульовану потужність реактора та підключення до мережі до березня 2029 року (тобто, через 6 років) виглядає як справжнісінький популізм. Адже, від початку будівництва традиційної АЕС, наприклад з ВВЕР-1000, до виробництва електроенергії проходить в середньому 10 років. Це при тому, що всю необхідну законодавчу та нормативну базу вже створено, сам реактор ліцензовано, а також існують потужності для виготовлення і постачання необхідного обладнання.

До цього слід додати, що будівництво ядерного реактора не можна розпочати одразу. Кожен реактор має пройти перевірку безпеки, сертифікацію, отримати дозволи на будівництво АЕС та ліцензію на експлуатацію. Також будівництво потенційно небезпечних об'єктів, таких як атомні електростанції, неможливе без громадських консультацій.

Оскільки технології ММР не розглядалися при розробці чинних в даний час міжнародних ядерних конвенцій, норм та вимог безпеки, останні вимагають перегляду з метою адаптації до інноваційних концепцій ММР, які сьогодні перебувають у стадії оцінки чи реалізації.

Впровадження технології ММР в Україні також потребує створення додаткових (спеціальних) законодавчо-правових актів, нормативних та методичних документів, виробничої бази, урядової програми, а також зусиль українських атомників та профільного регулятора щодо ліцензування.

Існуючі системи ліцензування, як правило, ґрунтуються на великому досвіді експлуатації великомасштабних АЕС з енергоблоками, обладнаними легководними реакторами. Пропоновані ММР, в основі яких лежить технологія ЛВР,

характеризуються аналогічними умовами експлуатації та конфігурацією завантаження палива, що має спростити процес їх ліцензування. Однак головна проблема конструкцій ММР полягає в обмеженому досвіді практичного застосування, що ускладнює затвердження обґрунтування безпеки, основу якого складають більш ефективні засоби пасивної безпеки, менша кількість та знижений рівень тяжкості аварійних режимів, зменшені зони планування захисних заходів (ЗПЗМ) за межами майданчика, а також результати оцінки впливу ММР на довкілля, зокрема у транскордонному аспекті.

Вплив малих модульних реакторів на навколишнє середовище.

Малі модульні реактори – це інноваційний тип технології ядерних реакторів. Передбачається, що вони можуть стати екологічно прийнятним та чистим джерелом електроенергії. При цьому головна мета технології залишається незмінною — забезпечення захисту населення та навколишнього природного середовища, мінімізування ризику аварій і радіоактивних викидів. Тим не менш, потенційний вплив ММР на екосистеми залишається значною мірою невідомим.

В даний час експерти тільки починають аналізувати потенційний вплив ММР на довкілля. Однією з ключових «білих плям» є вплив на біорізноманіття. Цілком імовірно, що процес будівництва нових атомних станцій вплине на стан вже сформованих навколишніх екосистем. Це може включати зміни якості води та повітря, а також порушення ландшафтів та дикої природи.

Також вивчається потенціал ММР щодо скорочення кількості вироблених ядерних відходів. Оскільки ММР менша за традиційні реактори, вважається що вони можуть зменшити кількість відходів, які необхідно зберігати або утилізувати. Це могло б призвести до більш виваженого підходу до поводження з ядерними відходами.

Однак існує й протилежна думка. Наприклад, у статті [3] говориться, що деякі типи ММР можуть виробляти більше відходів на одиницю продукції, ніж звичайні реактори, а саме - більш, ніж у 5 разів відпрацьованого палива на кіловат, у 30 разів більше довгоживучих високорадіоактивних відходів та у 35 разів більше відходів із низьким та середнім рівнем радіоактивності. Пояснюється це тим, що ММР мають малі розміри активної зони. Тим самим, нейтрони, які утворюються в результаті реакції поділу ядер палива, у значній кількості виходять із активної зони, де поглинаються захистом, підвищуючи його радіоактивність. Інша потенційна проблема полягає в тому, що споживається менша частина палива, що збільшує обсяги відходів. Крім того, відходи малих реакторів будуть більш хімічно активними, а це обіцяє серйозні

проблеми з утилізацією. Ця сторона питання досконально не вивчена, стверджують автори статті.

У цілому ж, утилізацію та зберігання відходів ММР не можна буде проводити за тими самими стандартами та процедурами, за якими зберігаються відходи та ВЯП для звичайних великих реакторів. За словами дослідників, необхідно розробити нові методи зберігання, що призведе до збільшення витрат і ризиків радіаційного опромінення в ядерному паливному циклі.

Розмаїття реакторів, що постійно збільшується, може вимагати різних нових систем поводження з відходами.

Таким чином, малий вплив ММР на екосистеми та людину не доведено, тоді як уряди провідних країн вже активно підтримують проекти ММР. Існує значна ймовірність того, що ММР можуть значно впливати на навколишнє середовище, особливо з точки зору порушення стійкості екосистем. У зв'язку з цим необхідні додаткові дослідження, щоб повністю зрозуміти потенційні екологічні наслідки технології ММР.

Сказане вище стосується і ММР обраних Україною для впровадження. Тому розділ ОВНС у ТЕО спорудження АЕС з ММР має бути ретельно опрацьований для того, щоб показати ступінь екологічної та радіаційної безпеки АЕС з ММР. Роботи в цьому напрямку ще навіть не розпочиналися.

Крім того, згідно з Конвенцією про ядерну безпеку, будуть потрібні додаткові процесуальні дії щодо інтерпретації визначення видів діяльності в рамках Конвенції про оцінку впливу на навколишнє середовище в транскордонному контексті (Конвенція Еспо) та Конвенції про доступ до інформації, щодо участі громадськості в процесі прийняття рішень та доступі до правосуддя з питань, що стосуються довкілля (Орхуська конвенція).

Встановлення розмірів зон аварійного планування навколо АЕС з ММР.

З метою запобігання або мінімізації детерміністичних ефектів і зниження ризиків стохастичних ефектів опромінення у разі виникнення ядерної або радіаційної аварії навколо об'єктів, які використовують радіаційно-ядерні технології, у міжнародній практиці встановлюють зони аварійного планування (ЗАП), які складаються із зони запобіжних заходів (ЗЗЗ) та зони планування термінових захисних заходів (ЗПТЗ).

В даний час в Україні така практика на законодавчому рівні відсутня. Законодавчо навколо АЕС у нас визначені санітарно-захисна зона (СЗЗ) та зона спостереження (ЗС), які виконують функції бар'єрів безпеки для населення за межами

майданчика ядерної установки як за нормальної експлуатації, так і при порушеннях нормальної експлуатації, зокрема при проектних та запроектних аваріях.

Оскільки ММР, які планується будувати в Україні, проектуються з урахуванням міжнародних стандартів, які вимагають встановлення на законодавчому рівні зон аварійного планування навколо ядерних об'єктів I рівня безпеки (до таких об'єктів відносяться й ММР), а не СЗЗ та ЗС, державні нормативні документи із забезпечення ядерної та радіаційної безпеки теж повинні містити вимоги щодо встановлення зон аварійного планування. Таку роботу на законодавчому рівні треба виконати якомога швидше.

Відповідальний етап роботи - визначення оптимального розміру зон аварійного планування для АЕС з ММР. Ця задача є важливою як з точки зору радіаційної безпеки, так й в економічному плані.

Розміри цих зон встановлюються в державних планах протидії ядерним та радіаційним аваріям. Наприклад, у настанові МАГАТЕ з безпеки № GS-G-2.1 «Заходи щодо забезпечення готовності до ядерної або радіологічної аварійної ситуації» [4] для реакторів з потужністю 100-1000 МВт (тепл), до яких можна віднести ММР, пропонується мінімальний розмір зони запобіжних заходів – 0,5–3 км, а зони планування термінових захисних заходів – 5–30 км.

Оскільки Україна обрала американський проект ММР, то для визначення розмірів зон аварійного планування є сенс взяти підхід, який пропонує у своїх документах NRC [5].

У тематичному документі SECY-11-0152 «Розробка структури аварійного планування та готовності для малих модульних реакторів», представленому NRC [6], наведено приклади розмірів ЗАП при різних шляхах дії шлейфу викиду. За основу взятий дозовий принцип, у відповідності з яким поріг дозової дії на межі майданчика, на якому розташований ММР, становить величину 1 бер (10 мЗв), встановлену Агентством з охорони навколишнього середовища США для захисних дій.

Межа ЗАП та шляхи опромінення є функцією конкретної конструкції реактора. NRC пропонує масштабований метод визначення розміру ЗАП для ММР замість фіксованого 10-мильного (16 км) для ЗЗЗ і 50-мильного (80 км) для ЗПТЗ, які прийняті в даний час для великих енергетичних реакторів.

Відповідно до такого підходу при розрахунку розміру ЗПА для конкретного ММР необхідно мати інформацію про тривалість впливу джерела, інформацію про суміш ізотопів, що викидаються, шляхи викиду, спектр аварій та оцінку наслідків аварії як частину процесу подання заявки на ліцензування. NRC вимагає продемонструвати в

цій заявці, що прогнозована доза від ряду ймовірних аварій (проектні аварії, менш тяжкі аварії та менш ймовірні, але тяжчі аварії) не перевищують дозу, поріг якої становить 1 бер (10 мЗв) еквівалентної ефективної дози протягом 96 годин поза ЗАП. Крім того, необхідно при цьому продемонструвати суттєве зниження ризику для здоров'я населення та безпеку на вибраному шляху впливу шлейфу викиду.

Алгоритм застосування масштабованого методу при визначенні розміру ЗАП для ММР виглядає наступним чином. Якщо прогнозовані аварійні дози за межами майданчика ММР менші за 1 бер на межі майданчика, то ЗАП за межами майданчика не буде потрібна, а вимоги до аварійного планування за межами майданчика будуть обмежені. Якщо очікувана доза за межами майданчика більша за 1 бер, але менша за 1 бер на відстані 2 миль (3,2 км), то вимоги до ЗАП будуть обмежені 2-мильною зоною. Аналогічно, якщо прогнозована доза за межами майданчика більше 1 бер на відстані 2 миль, але менше 1 бер на відстані 5 миль (8 км), розмір ЗАП становитиме 5 миль. Якщо очікувана доза за межами майданчика перевищує 1 бер на відстані 5 миль, розмір ЗАП за замовчуванням дорівнюватиме 10 миль (16 км).

Аналіз та вибір методичних підходів до оцінки та обґрунтування розмірів зон аварійного планування навколо АЕС з ММР, які можуть бути застосовані у разі впровадження таких реакторів в Україні, є необхідною роботою на шляху до ліцензування ММР, але ці питання у цій статті не розглядаються.

Підсумовуючи сказане вище, перерахуємо основні кроки, які повинна пройти Україна на шляху практичного застосування технології ММР:

1. Обґрунтувати доцільність та економічну ефективність будівництва ММР в Україні;
2. Внести необхідні зміни до законодавства та нормативної бази;
3. Вибрати сертифіковану конструкцію ММР;
4. Якщо це буде проект США, то одержати від США технологію, де будуть вказані умови її використання;
5. Розробити техніко-економічне обґрунтування будівництва АЕС з ММР, у якому зробити усі необхідні обґрунтування та розрахунки, особливо щодо того, що стосуються питань безпеки (технічної, ядерної, радіаційної, екологічної);
6. Ухвалити закон про розміщення ядерної установки, отримати дозволи на будівництво;
7. Отримати ліцензію на блок та персонал, отримати дозвіл на введення ММР в експлуатацію.

Якщо мати на увазі те, що у світі досвіду масового будівництва та експлуатації АЕС з ММР не існує, це дуже велика комплексна, міждисциплінарна та міждержавна робота на багато років. Враховуючи критичний стан економіки, енергетики, промисловості, науки в якому знаходиться Україна в результаті війни, може статися так, що проект ММР у нас може взагалі не втілитися в життя, принаймні до закінчення війни та відбудови країни.

Література

1. M.V.Ramana. Small Modular and Advanced Nuclear Reactors: A Reality Check // IEEE Access: The Multidisciplinary Open Access Journal. 2021, v. 9, p. 42090-4299.
2. Advances in small modular reactor technology developments. A Supplement to: IAEA Advanced Reactors Information System (ARIS) // IAEA, Viena, 2020, 354 p.
3. Lindsay M. Kralla, Allison M. Macfarlane, Rodney C. Ewing. Nuclear waste from small modular reactors // PNAS. 2022, v. 119, № 23, p. 1-12.
4. IAEA safety standards series, № GS-G-2.1. Arrangements for preparedness for a nuclear or radiological emergency. Safety guide // IAEA, Viena, 2007, 145 p.
5. Regulatory Analysis for the Proposed Rule: Emergency Preparedness for Small Modular Reactors and Other New Technologies // RIN № 3150-AJ68; NRC Docket ID: NRC-2015-0225, 34 p. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://www.nrc.gov/docs/ML1813/ML18134A077.pdf>. Дата звернення: 18.07.23.
6. SECY-11-0152. Development of an emergency planning and preparedness framework for small modular reactors. 8 p. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://www.nrc.gov/reading-rm/doc-collections/commission/secys/2011/2011-0152scy.pdf>. Дата звернення: 18.07.23.

Белоконь К. В., канд. техн. наук, доц.;

Ситий В. Л., аспірант;

Гордієнко Д. Р., аспірант

Запорізький національний університет, м. Запоріжжя, Україна

ОЦІНКА РИЗИКУ ДЛЯ ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ ВІД ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ м. ЗАПОРІЖЖЯ У ДОВОЄННИЙ ТА ВОЄННИЙ ПЕРІОДИ

Забруднення атмосферного повітря є однією з головних екологічних проблем світу. Забруднене повітря впливає на здоров'я людини, рослинний і тваринний світи, підкислення ґрунту, екологічний стан поверхневих вод, на склад та функції екосистем, зміни клімату, деградацію екосистем внаслідок кислотних дощів, виснаження озонового шару, глобальне потепління. Основною причиною забруднення атмосферного повітря в Україні є викиди від стаціонарних і пересувних джерел забруднення.

Місто Запоріжжя є одним з найбільш технологічно розвинених міст України із значним науково-технічним і виробничим потенціалом. Основу промисловості міста складає металургійний комплекс, який суттєво впливає на стан атмосферного повітря, що обумовлює високе техногенне навантаження на здоров'я жителів міста.

Метою наукової роботи було встановити рівні ризиків для здоров'я населення Заводського району м. Запоріжжя від забруднення атмосферного повітря викидами промислових підприємств та автотранспорту у довоєнний та воєнний періоди. Заводський район - індустріальний центр міста Запоріжжя і так звана зона екологічного лиха. Населення району змушене жити в умовах деградації навколишнього середовища та погіршення здоров'я. Показником цього є у 1,5 разів більш висока, в порівнянні з ситуацією в цілому по місту, смертність мешканців району, найбільш близько розміщеного до основного промислового майданчика міста.

При виконанні роботи було використано процедуру методології оцінки ризику для здоров'я населення, розроблену та рекомендовану Агентством США з охорони довкілля. Необхідно було розрахувати неканцерогенні ризики - коефіцієнти небезпеки для окремих речовин (HQ) та індекси небезпеки для сукупності речовин. Характеристику сценарію і маршруту впливу забруднюючих речовин, обраних для умов Заводського району, наведено в таблиці 1. Пріоритетним шляхом надходження

забруднюючих речовин в організм людини є інгаляційний шлях, аналізованим середовищем визначено – атмосферне повітря. Дослідження проводилися за період 2016-2022 роки [1, 2].

Таблиця 1 – Сценарій і маршрут впливу забруднюючих речовин

Елементи аналізу експозиції	Характеристика експозиції
Агенти	хімічні забруднюючі речовини
Джерела	викиди підприємств Заводського району в атмосферне повітря від стаціонарних організованих джерел, викиди автотранспорту
Шлях впливу	інгаляційний (дихання повітрям)
Тривалість експозиції	неканцерогенні ефекти
Географічне охоплення	Заводський район м. Запоріжжя
Період оцінки	2016-2022 роки
Тип впливу за часом контакту	хронічний (70 років)
Вік експонованої групи	середня людина (30 років)

Основними джерелами надходження шкідливих речовин в атмосферне повітря міста Запоріжжя є промислові підприємства та автотранспорт. Як джерела забруднення розглядалися промислові об'єкти Заводського району: ПАТ «Запоріжсталь», ПАТ «Дніпроспецсталь», ПАТ «Запорізький завод феросплавів», ПрАТ «Український графіт», ПАТ «Запоріжвогнетрив», ПрАТ «Запоріжжюкс», ТОВ «Запорізький титано-магнієвий комбінат» та автотранспорт.

Було сформовано перелік пріоритетних забруднюючих речовин, з них чотири речовини – 2 класу небезпеки, три речовини – 3 класу та одна речовина 4 класу небезпеки.

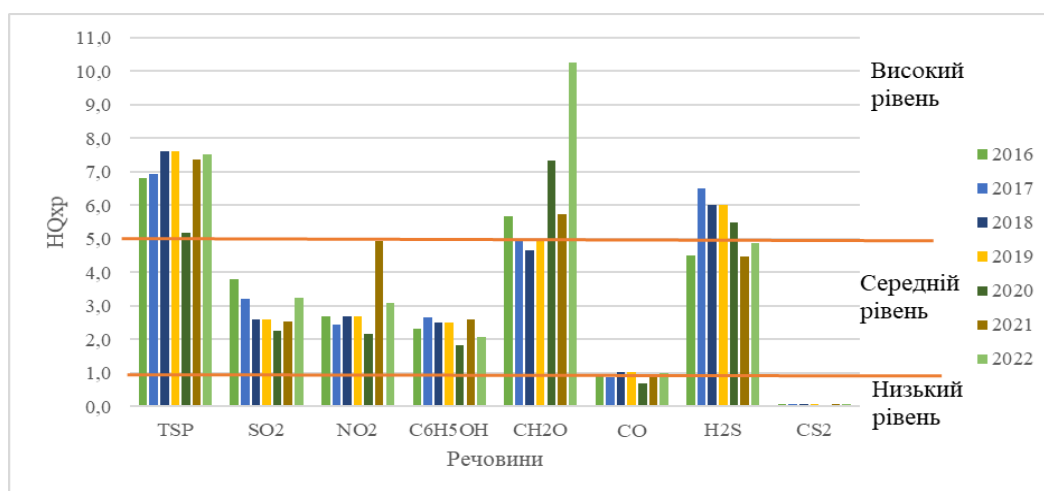


Рисунок 1 – Річні середні значення коефіцієнтів небезпеки при оцінці хронічних впливів викидів забруднюючих речовин у Заводському районі м. Запоріжжя за період 2016-2022 рр.

За результатами розрахунків були побудовано графік коефіцієнтів небезпеки

забруднюючих речовин за період дослідження (рис. 1). Вони свідчать про наявність перевищень безпечних рівнів ($HQ > 1$) для всіх речовин, за виключенням сірководню та оксиду вуглецю [1].

Найбільший вклад у розвиток хронічних захворювань вносять пил, формальдегід та сірководень, коефіцієнти цих речовин знаходяться на високому рівні та досягають значення до 7,6 (існує ризик розвитку несприятливих ефектів у більшій частині населення), а по формальдегіду - більше 10. У 2020 році відбувається зниження неканцерогенного ризику по всім речовинам, окрім формальдегіду. У 2021 та 2022 роках спостерігається збільшення значень коефіцієнтів небезпеки по всім забруднюючим речовинам відносно 2020 року, окрім фенолу, однак, у 2022 році відбувається зменшення у 1,2 рази відносно 2021 року.

За результатами розрахунків було побудовано графік індексів небезпеки для систем та органів на досліджуваних вулицях Заводського району (рис. 2). Забруднюючі речовини найбільше впливають на стан органів дихання та зору, серцево-судинної системи, на кількість летальних випадків, на процеси розвитку організму. Результати розрахунків свідчать про надзвичайно високий рівень на органи дихання. За досліджуваний період до 2020 року індекси небезпеки знаходились приблизно на тих самих рівнях по всім органам та системам. Однак, у 2020 році відбувається зниження впливу на всі органи та системи, окрім органів зору та імунної системи (за рахунок викидів формальдегіду).

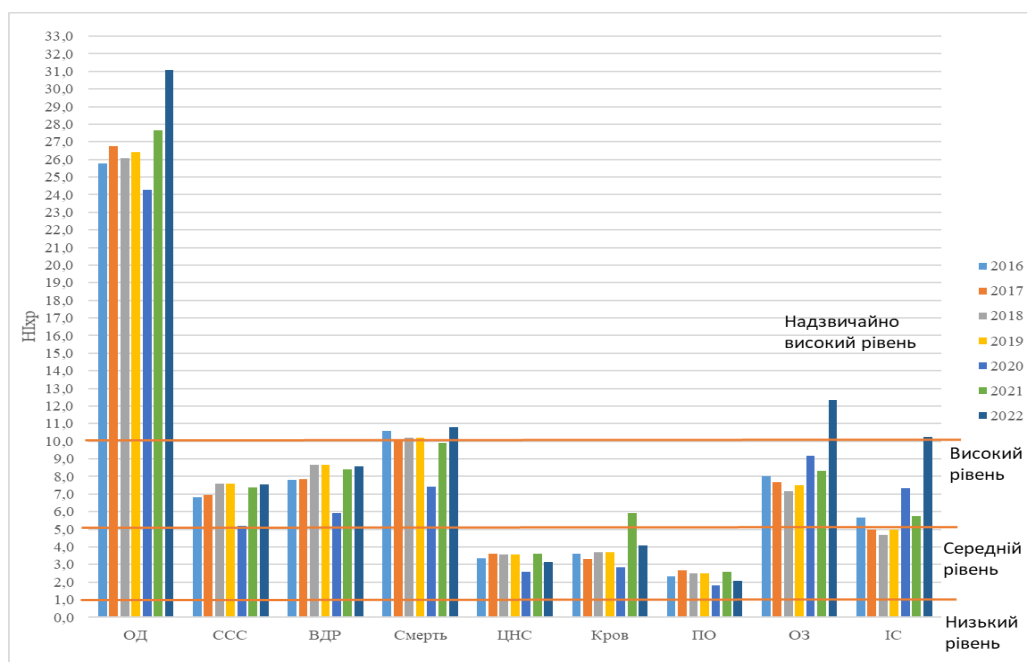


Рисунок 2 – Річні середні значення індексів небезпеки при оцінці хронічних інгаляційних впливів викидів забруднюючих речовин у Заводському районі за період 2016-2022 рр.

У 2021 та 2022 роках спостерігається збільшення впливу на всі органи та системи, особливо на органи дихання, зору та імунну систему (за рахунок збільшення викидів формальдегіду), окрім впливу на центральну нервову систему, кровоносну систему, паренхіматозні органи (печінка, нирки) (за рахунок зменшення викидів фенолу), для яких спостерігається зменшення у 2022 році.

Результати розрахунків сумарних індексів небезпеки знаходяться на надзвичайно високому рівні. У 2021 та 2022 роках спостерігається збільшення сумарного індексу небезпеки (2020 р. – $HI_{\text{р}} = 25$, 2021 – $HI_{\text{р}} = 28,7$, 2022 – $HI_{\text{р}} = 32,14$).

Порівняння розрахунків по Заводському району за 2016-2019 роки показує, що показники збільшувалися по всім речовинам, окрім ангідриду сірчистому та сірковуглецю, де спостерігається значне зменшення в результаті впровадження нових технологій на ПАТ «Запоріжсталь». Однак, у 2020 році ризик зменшився в порівнянні з попередніми роками, окрім ризику від дії формальдегіду. У 2022 році ризик збільшився майже по всім речовинам, особливо по зваженим речовинам та формальдегіду.

Аналізуючи вищевикладене, необхідно проведення заходів з мінімізації ризику для здоров'я населення, що передбачає або повне усунення дії фактору або зменшення його впливу до безпечних рівнів. Останнім часом фахівці все більше уваги приділяють використанню технічних та технологічних методів. Універсальних технологічних методів звичайно не існує, а тому лише поєднання декількох раціонально підібраних заходів у кожному конкретному випадку може привести до бажаних ефектів.

Література

1. Белоконь К. В. Оцінка впливу техногенних забруднювачів міського середовища м. Запоріжжя на захворюваність населення. Всеукраїнська науково-практична конференція «Інноваційний розвиток сучасної економіки: нові підходи та актуальні дослідження» (20-21.04.2021) Запоріжжя: ЗНУ, 2021. С. 253-255.

2. Белоконь К. В., Пчелінцев О. С., Морозова Д. М., Тетерін А. В. Оцінка техногенного навантаження на атмосферне повітря в промислових регіонах. І Всеукраїнська науково-практична конференція здобувачів вищої освіти, аспірантів та молодих вчених «Актуальні питання сталого науково-технічного та соціально-економічного розвитку регіонів України» Запоріжжя: ЗНУ, 2021. С. 497-498.

Бондар Ю. В., канд. геол.-мін наук

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

СУЧАСНІ СОРБЦІЙНІ МАТЕРІАЛИ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ РІДКИХ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ ВІД РАДІОНУКЛІДІВ ЦЕЗІЮ

При експлуатації підприємств ядерного паливного циклу, ядерних енергетичних установок, а також при радіаційних аваріях утворюється велика кількість рідких радіоактивних відходів низького та середнього рівня активності. Відповідно до сучасних концепцій поводження з РРВ найбільш доцільним підходом є вилучення радіонуклідів з розчину до досягнення залишкової активності рівня зняття з регулятивного контролю. Оскільки основними радіонуклідами, які зумовлюють основну активність РРВ є довгоживучі радіонукліди цезію і стронцію, основна увага приділяється розвитку технологій вилучення саме цих радіонуклідів.

Для вилучення радіонуклідів з розчинів використовують методи, засновані на сорбційних, осаджувальних та мембранних процесах [1-3]. Вибір методу визначається хімічним складом РРВ та хімічною формою знаходження радіонукліда в розчині. Відомо, що основними хімічними формами радіонуклідів у водних розчинах є: (1) іоннодисперсна (прості іони або іони у вигляді комплексів); (2) молекулярна (незаряджені комплекси та нейтральні молекули); (3) псевдоколоїдна (при адсорбції радіонукліда на колоїдних частках); (4) колоїдна (при знаходженні радіонукліда у складі справжніх колоїдів); (5) грубодисперсна (при асоціації радіонукліда з частинками більше 0.1 мкм).

Було показано, що у складі РРВ радіонукліди цезію в широкому діапазоні рН знаходиться у вигляді однозарядних катіонів. У разі присутності в розчинах суспензій та колоїдів гідроксидів та/або алюмосилікатів цезій частково переходить у псевдоколоїдний та грубодисперсний стан. Утворення комплексних сполук для цезію є нехарактерним. Для видалення радіонуклідів цезію, що знаходяться в розчинах в іонному вигляді, використовуються в першу чергу сорбційні методи очищення РРВ.

Сорбційні матеріали, що використовуються для очищення РРВ, зазвичай ділять на два основні класи – органічні та неорганічні сорбенти. Хоча загальноприйнятої систематики сорбційних матеріалів немає, сорбенти також можна поділити на

природні та синтетичні. Останнім часом велика увага приділяється розробці нового класу сорбційних матеріалів – композитних сорбентів.

Органічні сорбенти

Основними органічними сорбентами, які широко застосовують виділення радіонуклідів, є іонообмінні смоли [1-3]. Однак останнім часом з'явилися роботи, що відкривають великі перспективи використання сорбентів на основі полімерних волокон [4, 5].

Основою для більшості (близько 90%) полімерних смол служать сополімери стиролу з дивінілбензолом через доступність вихідних реагентів, простоту синтезу, можливість проведення полімераналогічних реакцій з метою введення функціональних груп.

Серед органічних іонообмінних смол найбільше застосування в процесах очищення РРВ отримали сильнокислотні катіоніти, що містять сульфогрупу - сульфокатіоніти, для яких ряд селективності виглядає наступним чином [6] :



З аналізу цього ряду випливає, що для сульфокатіонітів характерно підвищення спорідненості при збільшенні розміру і заряду катіона, що сорбується. Однак сульфокатіоніти не мають помітної селективності до іонів цезію і стронцію в присутності конкуруючих катіонів натрію, калію, кальцію, магнію. У зв'язку з обмеженою селективністю та високою ціною органічні іонообмінні смоли після насичення регенерують розчинами неорганічних кислот або солей з метою їх повторного використання. Досвід експлуатації іонообмінних установок на АЕС показав, що застосування іонообмінних смол є доцільним для очищення РРВ, що містять не більше 1 г/дм³ розчинених солей. Вищі концентрації солей ведуть до необхідності частої регенерації іонітів, що призводить до отримання значних обсягів вторинних відходів [1]. Зазначені смоли успішно застосовуються в системах водоочищення для забезпечення водного режиму АЕС та очищення вод басейнів витримки ядерного палива. Однак вони не мають достатньої хімічної, радіаційної та термічної стійкості.

З середини 1990-х років у ряді країн активно розробляють органічні іоніти на основі смол фенольного типу – фенолформальдегідні та резорцінформальдегідні катіоніти, що мають високу селективність до іонів важких лужних металів, особливо цезію. Сорбція на сорбентах даного типу найбільше ефективна в сильно лужному середовищі (рН > 12). Адсорбовані метали можуть бути легко десорбовані розведеними розчинами кислот.

Перша резорцін-формальдегідна смола для вилучення ^{137}Cs була запатентована лабораторією Savannah River Site. Сорбенти цього типу успішно використовувалися США для вилучення радіонуклідів цезію з лужних високоактивних відходів заводів з напрацювання збройового плутонію [7, 8]. Основною перевагою фенольних смол є можливість вилучення цезію із високолужних розчинів, що обумовлено наявністю у складі сорбентів гідроксильних груп, які дисоціюють у лужному середовищі [9, 10]. До недоліків іонітів фенольного типу відносять їх схильність до окислення в лужному розчині, а також недостатня механічна міцність полімерних гранул [9].

Слід зазначити, що російська компанія «Аксіон-РДМ» розробила метод синтезу та освоїла випуск дослідних партій сорбентів на основі резорцін-формальдегідних смол марки AXIONIT RCs, які характеризуються високою хімічною та гідромеханічною стійкістю в лужних середовищах. В [10] представлені результати сорбційної здатності сорбентів AXIONIT RCs на основі резорцін-формальдегідної смоли (РФС) і сорбентів на основі фенолформальдегідної смоли - Duolite CS-100 та Amberlite XAD 761 із реальних рідких радіоактивних відходів – освітленої фази ємностей-сховищ високоактивних відходів радіохімічного заводу ВО «Маяк». Отримані результати (табл. 1) показали, що серед вивчених смол фенольного типу найкращі сорбційні характеристики мають сорбенти на основі РФС виробництва АТ «Аксіон-РДМ».

Було показано, що сорбенти марки AXIONIT RCs можуть бути використані в режимі циклів сорбція-десорбція-регенерація. Повну десорбцію ^{137}Cs було досягнуто при пропусканні розчинів HNO_3 з концентрацією 0.5–1.0 моль/дм³. Також було продемонстровано високу ефективність використання РФС для вилучення ^{137}Cs з модельних розчинів, що імітують кубові залишки АЕС.

Таблиця 1 – Значення коефіцієнтів розподілу (K_d) ^{137}Cs при сорбції з модельного розчину *[10]

Сорбент	K_d ^{137}Cs , см ³ /г
AXIONIT RCs-пк	$(2.1 \pm 0.2) \times 10^3$
AXIONIT RCs-гран	$(4.5 \pm 0.3) \times 10^3$
Duolite CS-100	250 ± 10
Amberlite XAD 761	230 ± 10

*) Склад(моль/дм³): NaOH - 0.1, NaNO₃ - 3.4, pH > 10

Неорганічні сорбенти

У порівнянні з органічними іонами неорганічні сорбенти мають підвищену хімічну, термічну та радіаційну стійкість, а також високу селективність до певного іону

або групи іонів [1, 3, 11]. Загальною рисою багатьох неорганічних сорбентів, що виявляють високу селективність радіонуклідів, є шарувата структура або наявність у структурі порожнин або каналів певного розміру.

Для очищення РРВ від радіонуклідів цезію і стронцію найчастіше використовують такі типи неорганічних сорбентів [3]: природні та синтетичні алюмосилікати (глини, цеоліти); гідратовані оксиди поливалентних металів (оксигідрати титану, цирконію, марганцю); важкорозчинні солі полівалентних металів (фосфати титану та цирконію; титанати натрію, фероціаніди перехідних металів); важкорозчинні солі гетерополікіслот (кристалічний силікотитанат лужних металів).

Композитні сорбенти

При сорбції радіонуклідів цезію з мультикомпонентних розчинів з високим солевмістом найвищу ефективність продемонстрували тверді синтетичні неорганічні сорбенти, оскільки вони мають високу селективністю та хімічну, термічну і радіаційну стабільність. Проте цей клас сорбційних матеріалів не отримав широкого впровадження в зв'язку з тим, що такі матеріали синтезують у вигляді дрібнодисперсних часток, які швидко втрачають сорбційні властивості в результаті агрегації.

Щоб подолати ці недоліки було розроблено технологію отримання композитних матеріалів. Було запропоновано два підходи синтезу композитних сорбентів, один з яких полягає у попередньому формуванні дрібнодисперсних неорганічних частинок та інкорпоруванні їх у тверду матрицю шляхом фізичного змішування компонентів, а другий – у формуванні неорганічних частинок *in situ* на поверхні (і в об'ємі) твердої матриці. Як тверду матрицю можуть бути використані неорганічні (цеоліти, силікагелі, гідроксиди титану та цирконію, глини та ін.) та органічні матеріали (полімерні гранули, волокна, плівки). Вибір твердої матриці визначається, як правило, активністю забруднених вод та стратегією подальшого поводження з використаним сорбентом.

Аналіз сучасної інформації показав, що синтез та застосування композитних сорбентів для дезактивації рідких радіоактивних відходів є сучасним трендом, оскільки дозволяє реалізувати переваги «розмірного ефекту» інкорпорованих неорганічних наночасток (підвищена адсорбційна здатність, висока швидкість хімічних процесів, селективність) і технологічні переваги твердої матриці композитів (стабілізація наночасток, покращення фізико-механічних характеристик, у тому числі гідравлічній проникності сорбентів).

Велику ефективність при очищенні багатокomпонентних розчинів від радіонуклідів цезію продемонстрували **комполитні фероціанідні сорбенти** на основі як неорганічних, так і органічних матриць [12]. НПФ «Термоксід» (Росія) налагодило виробництво комполитного сорбенту Термоксід-35, в якому активний компонент - фероціанід калію-нікелю (32 - 36 мас. %), а неорганічна матриця - гідроксид цирконію [13]. Цей комполитний сорбент має високу селективність і виняткову стійкість в лужних середовищах (до $\text{pH} \leq 12$), що було показано при очищенні високолужних кубових залишків випарних апаратів АЕС.

На ВО «Маяк» та Калінінській АЕС проводилися випробування комполитних сорбентів на основі фероціаніду калію-нікелю, нанесеного на силікагель (НЖС) та пористий алюмосилікат (НЖА), а також тонкошарового сорбенту Селекс-ЦФН на основі силікагелю [14, 15]. Технологія очищення води басейну-сховища від радіоцезію з використанням сорбенту Селекс-ЦФН була випробувана і впроваджена на ВО «Маяк» [15]. Інформація про широкий спектр комполитних фероціанідних сорбентів та їх розробників представлена в [16].

Для концентрування/видалення радіоізопоів цезію з природних і промислових вод, питної і морської води, молока і інших розчинів як в лабораторних, так і польових умовах, було розроблено та впроваджено в комерційну практику декілька видів комполитних сорбентів з фероціанідною фазою на основі органічної матриці. Група доктора F. Šebesta з Чеського технічного університету (Прага) розробила смолу KNiFC-PAN, яка представляє собою пористі гранули з поліакрилонітрилу ($d \sim 3 - 5$ мм) з впровадженими в них мікрористалами фероціаніду калію-нікелю [17]. В даний час ця смола є комерційним продуктом компанії "TrisKem International" (Франція). НВП «Екосорб» (Росія) пропонує гранульований целюлозно-неорганічний сорбент АНФЕЖ® з активною фазою фероціаніду калію-заліза [18].

Сорбційно-селективні характеристики різних сорбентів по відношенню до радіонуклідів цезію

Згідно [16], у зв'язку з тим, що радіонукліди цезію у складі РРВ середнього та низького рівня активності знаходяться в мікрокількостях, їх сорбція протікає на лінійній ділянці ізотерми. Тому значення коефіцієнта розподілу (K_d) є важливою сорбційною характеристикою сорбенту.

Для об'єктивного порівняння сорбційних властивостей була запропонована стандартизована методика визначення статичних умов значень K_d різних сорбційних матеріалів [16]. При сорбції ^{137}Cs - це модельні розчини на основі нітрату натрію з

концентрацією 0.1 і 1.0 моль/дм³ і рН = 5-6. Вибір складу розчинів обумовлений тим, що у РРВ низького та середнього рівня активності основної сольової складової є солі натрію. Порівняння значень K_d ¹³⁷Cs в зазначених розчинах дає чітке уявлення про селективність сорбентів у низько- і високосольових РРВ. Питома активність ¹³⁷Cs у вихідних модельних розчинах становить ~ 10⁵-10⁶ Бк/дм³, що відповідає низькому (середньому) рівню активності РРВ і забезпечує достатню точність вимірювання активності розчинів після сорбції.

У таблиці 2 наведено значення коефіцієнтів розподілу радіонуклідів ¹³⁷Cs для різних сорбційних матеріалів; відносна похибка визначення K_d не перевищує 30 %.

Таблиця 2 – Значення коефіцієнта розподілу ¹³⁷Cs у розчинах нітрату натрію [16]

Найменування сорбенту	Значення K_d ¹³⁷ Cs в розчині, см ³ /г	
	0.1 М NaNO ₃	1.0 М NaNO ₃
Іонообмінні смоли		
Сульфокатіоніт КУ-2·8	390	10
Карбоксильний катіоніт	82	<1
Резорцінформальдегідная смола Axionit RCs	1.1·10 ³ (рН~ 6) 8.7·10 ³ (рН~12)	1.8·10 ³ (рН~ 6) 1.1·10 ⁴ (рН~12)
Природні і синтетичні алюмосилікати і цеоліти		
Бентоніт ¹	1.9·10 ⁴	2400
Глауконіт ²	1.6·10 ⁴	3400
Діатоміт ³	2700	880
Трепел ⁴	3000	580
Клиноптилоліт ⁵	1800	64
Синтетичний цеоліт NaA ⁶	8900	720
Синтетичний цеоліт NaX ⁷	3100	280
Оксигідрати, солі полівалентних металів і багатоосновних кислот		
Термоксид-3А	1800	150
Фосфат титану	7300	820
Силікотитанат натрію	1.9·10 ⁵	1.2·10 ⁵
Фероціанідні сорбенти		
Термоксид-35 ⁸	1.2·10 ⁵	8.1·10 ⁴
ФНС, СФНС ⁹	8.4·10 ⁴	7.3·10 ⁴
ФНД, СФНМ ¹⁰	8.1·10 ⁴	7.9·10 ⁴
Анфеж ¹¹	2.0·10 ⁴	4.1·10 ³
Никет ¹²	1.3·10 ⁴	5.5·10 ⁴
FN ¹³	3.0·10 ⁶	1.5·10 ⁶

1 - Нелідівське родовище (Білгородська обл.); 2 - Каринське родовище (Челябінська обл.); 3 - Інзенське родовище (Ульянівська обл.); 4 - Зикеївське родовище (Калужська обл.); 5 - Холинське родовище (Читинська обл.); 6, 7 - синтетичні цеоліти (Ішимбайський спеціалізований хімічний завод каталізаторів); 8 - сорбент на основі

фероціаніду (ФЦ) нікелю та гідроксиду цирконію (НВФ «Термоксид»); 9 - сорбент на основі ФЦ нікелю та силікагелю (ІФХЕ РАН); 10 - дрібнодисперсні сорбенти на основі ФЦ нікелю та діатоміту (ІФХЕ РАН); 11 - сорбент на основі ФЦ заліза та целюлози (НВП «Ексорб»); 12 - сорбент на основі ФЦ нікелю та природного алюмосилікату (НВП «Ексорб»); 13 - волокнистий сорбент на основі ФЦ нікелю та вуглецевого волокна (ІХ ДВВ РАН)

Представлені результати показують, що у малосольових розчинах (0.1 моль/дм³ NaNO₃) високу селективність до ¹³⁷Cs виявляють бентонітові глини, природні та синтетичні цеоліти, фосфати титану та цирконію (K_d ¹³⁷Cs > 10³ см³/г). У високосольових розчинах (1.0 моль/дм³ NaNO₃) селективність до ¹³⁷Cs зберігається тільки для титаносилікатів натрію та композитних фероціанідних сорбентів.

Література

1. Никифоров А.С., Куличенко В .В., Жихарев М.И. Обезвреживание жидких радиоактивных отходов, М.: Энергоатомиздат, 1985. 184 с.
2. Treatment of low-level and intermediate-level liquid radioactive wastes. IAEA Technical reports. N236, Vienna: IAEA, 1984.
3. Мясоедова Г.В., Никашина В.А. Сорбционные материалы для извлечения радионуклидов из водных сред // Ж. Рос. хим. об-ва им. Д.И. Менделеева. 2006. L (5). с. 55-63.
4. Бондар Ю.В. Синтез волокнистых полимерних і нанокompозитних сорбентів для охорони навколишнього середовища// Ядерна енерг. та довілля. 2016. 2(8). С.55 -59
5. Bondar Yu., Olkhovik Yu., Kuzenko S. Nanocomposite adsorbent based on polyacrylonitrile fibers for rapid and selective removal of Cs radionuclides // J. Radioanal. Nucl. Chem. 2021. 330. P. 1221-1231. DOI: 10.1007/s10967-021-08014-1
6. Милютин В.В., Гелис В.М., Пензин Р.А. Сорбционно-селективные характеристики неорганических сорбентов и ионообменных смол по отношению к цезию и стронцию. // Радиохимия. 1993. 35 (3). С.76-78.
7. Hassan N.M., Adu-Wusu K. & Marra J.C. Resorcinol - formaldehyde adsorption of cesium from Hanford waste solutions, Part I. Batch equilibrium study // J. Radioanal. Nucl. Chem. 2004. 262. P. 579–586.
8. Duignan M. R., Nash C. A. Removal of Cesium from Savannah River Site Waste with Spherical Resorcinol Formaldehyde Ion Exchange Resin: Experimental Test // Sep. Sci. Technol. 2010. 45. P. 1828–1840.

9. Шелковникова Л. А., Гавлина О. Т., Иванов В. А. Устойчивость фенолформальдегидных ионообменных сорбентов в водных растворах. // Журн. физ. химии. 2011. 85 (9). С. 1774-1781.
10. Милютин В. В., Зеленин П. Г., Козлов П. В. и др. Сорбция цезия из щелочных растворов на резорцинформальдегидных сорбентах // Радиохимия. 2019. 61 (6). С. 507–511.
11. Милютин В.В., Некрасова Н.А., Каптаков В.О. Современные сорбционные материалы для очистки жидких радиоактивных отходов от радионуклидов цезия и стронция // Радиоактивные отходы. 2020. 13(4). С. 80-89.
12. Vincent T., Vincent C., Guibal E. Immobilization of Metal Hexacyanoferrate Ion-Exchangers for the Synthesis of Metal Ion Sorbents - A Mini-Review //Molecules. 2015. 20. P. 20582 – 20613.
13. Шарыгин Л.М., Муромский А.Ю. Неорганический сорбент для ионоселективной очистки жидких радиоактивных отходов // Радиохимия. 2004. 46(2). С. 171 - 175.
14. Корчагин Ю.П. Исследование и применение селективных неорганических сорбентов для совершенствования систем переработки жидких радиоактивных отходов АЭС: автореф. дис. ... канд. техн. наук / Всерос. науч.-исслед. ин-т по эксплуатации атомных электростанций. - М., 1999. 24 с.
15. Logunov M. V., Skobtsov A. S., Soldatov B. V. et al. Research and application of inorganic selective sorbents at Mayak PA // C. R. Chimie. 2004. 12. P. 1185 - 1190.
16. Милютин В.В., Некрасова Н.А. , Каптаков В.О. Современные сорбционные материалы для очистки жидких радиоактивных отходов от радионуклидов цезия и стронция // Радиоактивные отходы. 2020. 13(4). С. 80-89.
17. Šebesta F. Composite sorbents of inorganic ion-exchangers and polyacrylonitrile binding matrix I. Methods of modification of properties of inorganic ion-exchangers for application in column packed beds // J. Radioanal. Nucl. Chem. 1997. 220 (1). P. 77 - 88.
18. Remez V.P., Zheltonozhko E.V., Sapozhnikov Yu.A. The experience of using Anfezh sorbent for recovery of radioactive caesium from sea water // J. Radiat. Protect. Dosimetry. 1998. 75(1 - 4). P. 77 - 78.

Борисенко О. М.¹; д-р. техн. наук, доц.,

Логвінков С. М.²; д-р. техн. наук, старш. наук. співр,

Шабанова Г. М.¹; д-р. техн. наук, проф.,

Іщенко А. М.¹;

Ареф`єв В. О.¹

¹*Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут», м. Харків, Україна*

²*Харківський національний економічний університет імені Семена Кузнеця, м. Харків, Україна*

ПІДВИЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОСТІ ОБЕРТОВИХ ЦЕМЕНТНИХ ПЕЧЕЙ ЗА РАХУНОК ВИКОРИСТАННЯ ПЕРИКЛАЗОШПІНЕЛЬНИХ ВОГНЕТРИВІВ

Цемент – один з найбільш використовуваних будівельних матеріалів в світі, знаходячи своє застосування у виробництві бетону, залізобетону, будівельних розчинів, а також в азбестоцементній, нафтовидобувній та інших галузях промисловості.

Технологічний процес виробництва портландцементу включає такі основні операції: видобуток сировинних матеріалів; приготування сировинної суміші, а саме дроблення сировини, тонкий помел, усереднення та коригування сировинної суміші; випал сировинної суміші та отримання клінкеру; помел клінкеру з добавками та отримання цементу. Залежно від виду підготовки сировини до випалу розрізняють – мокрий, сухий, напівсухий та комбінований способи виробництва цементного клінкеру. Кожен із способів має свої переваги та недоліки. Але найбільш економічним варіантом, що не потребує додаткових витрат енергії на видалення зайвої води з шихти, – є виробництво цементу за сухим способом.

У ряді країн Західної Європи та Японії через велику витрату палива мокрий спосіб повністю відсутній – 100 % цементу випускається за сухим способом. У Канаді та багатьох країнах превалює сухий спосіб за яким працюють 60 – 80 % заводів. У країнах СНД лише близько 15 % загального обсягу випуску цементу здійснюється за сухим способом, а решта – за мокрим.

Станом на 2015 рік, за даними Асоціації виробників цементу України, в країні переважала застаріла технологія виробництва, а саме за мокрим способом [1]. Поступово українські виробники модернізують свої виробництва. Саме перехід на

виробництво за сухим способом є першочерговим пріоритетом, що дозволяє досягти економії енергетичних і грошових ресурсів, знизити рівень негативного впливу на навколишнє середовище, а також уповільнити темпи зростання матеріаломісткості виробництва [2].

Найважливішим процесом у технології виробництва цементу є випалювання сировинної суміші та отримання клінкеру. У процесі випалу в сировинній шихті відбувається ряд фізичних і фізико-хімічних перетворень, в результаті яких утворюється клінкер, що представляє собою гранули діаметром 1 – 3 см. Мінералогічний склад клінкеру докорінно відрізняється від мінералогічного складу вихідних сировинних матеріалів, що обумовлює придбання абсолютно нових, заданих властивостей. У процесі випалювання сировинної шихти відбувається хімічна взаємодія основного оксиду CaO із кислотними оксидами – спочатку реакції взаємодії відбуваються у твердій фазі, потім під час підвищення температури випалу з'являється рідка фаза і утворення більшої частини клінкерних мінералів відбувається через рідкофазні реакції [3]. Тобто випал цементного клінкеру є одним з основних етапів виробництва, також цей процес – найбільш енергоємний [4].

Сьогодні цементна промисловість стикається з низкою проблем – це висока потреба виробництва в енергії, постійне зростання цін на паливо і негативний вплив на навколишнє середовище [4 – 8].

Для вирішення цих проблем дослідники працюють над оптимізацією процесу виробництва цементу і основна частина робіт спрямована на стадію випалу. Синтез цементного клінкеру відбувається всередині обертової печі і включає складні фізичні (фазові перетворення) та хімічні (ендотермічні і екзотермічні реакції) процеси.

Обертові печі є основними споживачами палива та мають низький тепловий коефіцієнт корисної дії, який в Україні не перевищує 55 – 60 %, тому завдання підвищення ефективності роботи таких агрегатів є надзвичайно актуальним, оскільки збільшення термічного опору футерівки навіть на кілька відсотків дає значний економічний ефект [9 – 11].

Вогнетривкі матеріали для футерівки обертової печі випалу цементного клінкеру повинні мати високу корозійну стійкість до дії агресивного середовища печей поряд з високими якісними показниками, що у свою чергу знизить витрати енергоресурсів за рахунок збільшення часу експлуатації обертової печі, тобто зменшення енергозатрат на холостий хід під час запуску печі та під час зупинки печі на ремонт.

Для футерівки зон випалу обертових цементних печей досить тривалий час використовували периклазохромітові матеріали, завдяки їх високим термомеханічним

властивостям, високій термостійкості та здатності легко формувати захисне покриття-гарнісаж на поверхні вогнетриву. Але головним недоліком їх використання є утворення шестивалентного хрому Cr^{6+} у окисному середовищі в присутності лугів, який з вогнетриву потрапляє в цементний клінкер, а потім в цемент викликаючи ризик для здоров'я людини під час контакту з таким цементом. Саме обмеження використання периклазохромітових вогнетривів стало рушійною силою для науковців щодо розробки нового екологічного матеріалу з подібними або кращими властивостями.

Останні роки на заміну периклазохромітовим матеріалам прийшли периклазошпінельні матеріали, які мають низький коефіцієнт термічного розширення виробів, високу стійкість до термомеханічних напружень, високу стійкість до корозії і змін пічної атмосфери. Сучасні дослідження направлені на вдосконалення технології периклазошпінельних матеріалів, основною метою яких є підвищення строку експлуатації обертових цементних печей, за рахунок підвищенням термо- та корозійної стійкості нових матеріалів. Теплоізоляційні властивості футерівки є критерієм її зносу, тому надійність та довговічність перш за все необхідно розглядати з точки зору правильності підбору хіміко-мінерального складу вогнетриву, що дає змогу керувати не тільки фазовим складом та структурою матеріалу, але й прогнозувати необхідні експлуатаційні характеристики. Основними компонентами периклазошпінельних матеріалів є периклаз та шпінель, також для корегування фазового складу та експлуатаційних характеристик до складу шихти вводять різні добавки.

Для підвищення експлуатаційних характеристик периклазошпінельних вогнетривів авторами [12 – 16] визначено основні положення концепції підвищення термостійкості периклазошпінельних матеріалів, які включають як відомі механізми поглинання надлишку енергії тріщинами, що розвивається в результаті термоудару (зокрема, ефект гетерофазності та створення мікротріщинуватої структури за рахунок відмінності ТКЛР різних фаз), так і нові механізми структурно-фазової адаптації зі збереженням цілісності периклазошпінельних вогнетривів під час експлуатації, що виникає за рахунок введення попередньо отриманих модифікаторів.

Використання розроблених периклазошпінельних вогнетривів дає економію: електроенергії до 15 %; скорочення матеріальних затрат за рахунок збільшення строку служби елементів футерівки; за рахунок скорочення ресурсів на технічне обслуговування та збільшення міжремонтних сесій.

Література

1. Укрцемент (Офіційний сайт). URL: <http://ukrcement.com.ua/> (дата звернення: 01.07.2023).
2. Демченко К. В. Сутність та необхідність екологічної модернізації виробництва в Україні. *Економічний аналіз*. 2018. Т. 28, № 2. С. 133–144.
3. Таймасов Б. Т. Технология производства цемента. Шымкент, 2003. 297 с.
4. Atmaca A., Yumrutas R. Analysis of the parameters affecting energy consumption of a rotary kiln in cement industry. *Applied Thermal Engineering*. 2014. Vol. 66, No 1–2. P. 435–444. DOI:<https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2014>.
5. Mujumdar K. S., Ganesh K. V., Kulkarni S. B., Ranade V. V. Rotary Cement Kiln Simulator (RoCKS): Integrated modeling of pre-heater, calciner, kiln and clinker cooler. *Chemical Engineering Science*. 2007. Vol. 62, No 9. P. 2590–2607. DOI:<https://doi.org/10.1016/j.ces.2007.01.063>.
6. Mokrzycki E., Uliasz-Bochenczyk A., Sarna M. Use of alternative fuels in the Polish cement industry. *Applied Energy*. 2003. Vol. 74. P. 101–111. URL: <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.1038.5980&rep=rep1&type=pdf> (Last accessed: 01.08.2023).
7. Oss H. G., Padovani A. C. Cement Manufacture and the Environment: Part I: Chemistry and Technology. *Journal of Industrial Ecology*. 2002. Vol. 6, No 1. P. 89–105. DOI:<https://doi.org/10.1162/108819802320971650>.
8. Oss H. G., Padovani, A. C. Cement Manufacture and the Environment Part II: Environmental Challenges and Opportunities. *Journal of Industrial Ecology*. 2003. Vol. 7, No 1. P. 93–126. DOI:<https://doi.org/10.1162/108819803766729212>.
9. Щербина В. Ю. Розвиток теорії та удосконалення технологічних процесів при виробництві будівельних матеріалів у високотемпературних агрегатах : дис. ... д-ра техн. наук : 05.17.08. Київ, 2017. 398 с.
10. Щербина В. Ю., Швачно Д. Г. Підвищення енергоефективності обертових теплових агрегатів. *Вчені записки ТНУ імені В. І. Вернадського. Серія: технічні науки*. 2018. Т. 29, № 68. С. 68–72.
11. Shvachko D. G., Shcherbina V. Yu., Borshchik S.A. thermal protection insulation in the lining of the rotary kilns. *Modern engineering and innovative technologies*. 2021. Issue 16, part 1. P. 18–23. DOI:<https://doi.org/10.30890/2567-5273.2021-16-01-033>.
12. Борисенко О. М., Логвінков С. М., Шабанова Г. М., Остапенко І. А., Гапонова О. О. Периклазошпінельні вогнетриви модифіковані TiO₂. *Вісник Національного технічного*

університету «ХПІ». Серія: Хімія, хімічна технологія та екологія. 2021. № 2 (6). С. 9–14. DOI:<https://doi.org/10.20998/2079-0821.2021.02.02>.

13. Борисенко О. М., Логвінков С. М., Шабанова Г. М., Корогодська А. М., Остапенко І. А. Розрахунки та аналіз температур та складів евтектик полікомпонентних перетинів системи $\text{MgO-Al}_2\text{O}_3\text{-FeO-TiO}_2$. *Наукові дослідження з вогнетривів та технічної кераміки. Збірник наукових праць*. 2021. № 121. С. 113–120. DOI:<https://doi.org/10.35857/2663-3566.121.12>.

14. Logvinkov S. M., Ostapenko I. A., Borisenko O. N., Skorodumova O. B., Ivashura A. A. Prediction of Melting Paths of Wollastonite Containing Compositions. *China's Refractories*. 2020. Vol. 29, No 3. P. 13–18. DOI:<https://doi.org/10.19691/j.cnki.1004-4493.2020.03.0032020>.

15. Borisenko O., Logvinkov S., Shabanova G., Mirgorod O. Thermodynamics of Solid-Phase Exchange Reactions Limiting the Subsolidus Structure of the System $\text{MgO-Al}_2\text{O}_3\text{-FeO-TiO}_2$. *Materials Science Forum Submitted*. 2021. Vol. 1038. P. 177–184. DOI:<https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/MSF.1038.177>.

16. Borysenko O., Logvinkov S., Shabanova G., Pitak Y., Ivashura A., Ostapenko I. Subsolidus structure of the $\text{MgO - Al}_2\text{O}_3 - \text{FeO} - \text{TiO}_2$ system. *Chemistry & Chemical Technology*. 2022. Vol. 16, No 3. P. 367–376. DOI:<https://doi.org/10.23939/chcht16.03.367>.

Varlamov G. B., Doctor of Technical Sciences;

Mitchenko I. A., PhD student

National Technical University of Ukraine «Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute», Kyiv, Ukraine

Egils Dzelzitis, Doctor of Technical Sciences;

Tihana Elena, PhD in Technical Science,

Riga Technical University, Riga, Latvia

FEATURES AND ENVIRONMENTAL ADVANTAGES OF LOCAL POWER GENERATION SYSTEMS USING BIO-HYDROGEN TECHNOLOGIES

According to the IEA, the total consumption of electricity and natural gas as well as the total amount of CO₂ emissions has more than doubled over the past 30 years [1]. The European Union, which Ukraine seeks to join, has set targets for 2030 with additional restrictions and is aiming for a near-zero emission scenario by 2050, which strengthens the case for the widespread use of biogas and hydrogen technologies and the increase in the capacity of renewable energy sources [2-6].

All over the world there is a growing interest and experience in creating local energy systems with multiple energy sources. That means that such systems, which can use energy from wind, solar and biogas plants, will soon be able to efficiently and reliably provide heat and electricity to small and medium-sized individual consumers who are far from urban centralized energy systems.

Renewable energy sources (RES) are a key element of the energy policy of the European Union [4]. They achieve several goals: security of energy supply, reduction of greenhouse gas (GHG) emissions, lower electricity generation costs, increased employment opportunities for the technically educated population, and expected economic growth through lower electricity costs.

Biogas plants are capable of producing biomethane, which is a promising renewable energy carrier with the potential to diversify and decarbonize natural resources. This gas has properties that are potentially equivalent to methane [7].

The biogas-biomethane chain is a carbon-negative alternative to natural gas consumption [8], which can be actively used [9] when integrating renewable energy sources [10]. In this chain, the need for heating is critical in anaerobic digestion plants, and the need for electricity is needed to move substrates, pump heating water, or clean up the biogas produced [11]. Biogas is produced as a result of a combination of complex biochemical

reactions known as "Anaerobic Digestion" (AD-process) [13]. In the AD-process, the biomass entering the system must be fed pretreated in order to optimize the production of biogas from organic matter. Biomass pretreatment methods can range from chemical to mechanical using electrical and magnetic methods [14]. In the case of a high presence of lipids, the AD-process is very unstable due to their viscosity and toxicity at operating temperature [15]. AD-process units usually operate under mesophilic conditions (from 30°C to 40°C) [16], which requires the consumption of heat and electricity. In this case, it is advisable to use hydrogen H₂ as an alternative fuel along with renewable wind and solar energy [17, 18].

The expansion of hydrogen production and the development of energy systems becomes a more active and justified process and course of action after the discovery of fuel cells [18-19]. Processes such as the electrolysis of solid polymers, electrolytes, the production and storage of hydrogen in solid materials, the use of hydrogen fuel cells (HFC), the use of pure hydrogen H₂ at filling stations and mixtures of hydrogen and natural gas in thermal energy (gas turbines, boilers, combined heat and power plant, furnaces, etc.) are considered the most promising areas of hydrogen energy [20]. For example, studies have shown that adding 20% hydrogen H₂ to natural gas can reduce natural gas consumption by 46% and reduce CO₂ emissions by 27% during gas turbine operation [21].

The operation of energy systems using renewable energy sources of wind and solar power plants (WPP and SPP) has economic and environmental benefits through the use of natural environmentally friendly resources without disturbing the natural landscape, air and water balance of the environment. At the same time, WPPs and SPPs have disadvantages, which are characterized by the variability of energy generation and the complexity of its storage. This is especially true for powerful wind farms and solar power plants, the inclusion of which in the overall global energy system introduces significant fluctuations in such energy indicators as frequency and power. The reaction of powerful thermal and hydroelectric power plants to compensate for excess or lack of electricity to fluctuations in the energy production of WPPs and SPPs in such systems is complex, dangerous and can lead to emergency shutdowns.

For local low-power systems, it is possible to compensate for fluctuations in electricity generation by including battery stations in the system that can automatically switch to consumption or generation of electricity. For power systems of medium and high power, such a solution is inefficient due to the lack of production of powerful batteries and stations. In this case, another solution is required. It can be obtained by including equipment using hydrogen technologies in such local power systems. In this case, it is advisable to use a

local independent, compact and self-sufficient hybrid local energy system (Hy-LES), including equipment for the production of hydrogen from RES (small hydroelectric power plants, wind, solar, biomass, household waste, biological waste from livestock farms and other sources) with production and accumulation with their help of hydrogen H₂. The use of such highly efficient installations has a positive basis, advantages and rationale [22-25].

For example, Hy-LES, which include various energy equipment (wind farms, solar farms, bioreactors, electrolyzers, HFC, heat pumps and cryogenic systems, hydrogen heat generators, etc.), can be configured and use various energy resources, balancing the production and consumption of energy with increased efficiency, high reliability, stability and control flexibility under various changes in climate and electrical load. Such integration into a single energy system of equipment that uses various types of renewable energy sources available in these territories, and equipment that implements hydrogen technologies for the production of electrical and thermal energy, allows you to create highly efficient local hybrid systems. A Hy-LES of this design makes it possible to increase the flexibility and reliability of operation, to take into account each consumer in various types of energy, taking into account the efficient use of available natural sources and resources.

The implementation of advanced management and development strategies using state-of-the-art power equipment and hydrogen technologies in these hybrid technologies allows the use of renewable energy sources, storage conditions and efficient use. Such Hy-LES can provide synergistic integration of various technologies, increase the reliability and energy efficiency of both energy production and reduce energy consumption.

Figure 1 shows an example of such a local consumer of Hy-LES, which uses both thermal and electrical energy to provide production activities on a small scale and comfortable working and living conditions. Such Hy-LES have promising potential because they are easy to design based on data on available sources and create a power system using standard equipment that provides high industrial performance.

Municipalities, construction and energy companies can already use the Hy-LES models as an approach to efficient planning, improvement or reconstruction of energy supply systems, taking into account various climatic and geographical conditions, improving the environmental cleanliness of the environment in the area of the Hy-LES operation.

The main strategic idea behind the creation of such Hy-LES is to provide consumers with all kinds of clean energy for their activities, while using excess energy in the form of an H₂ hydrogen storage tank capable of storing the energy potential in storage tanks (12) for a long time. time (Fig. 1).

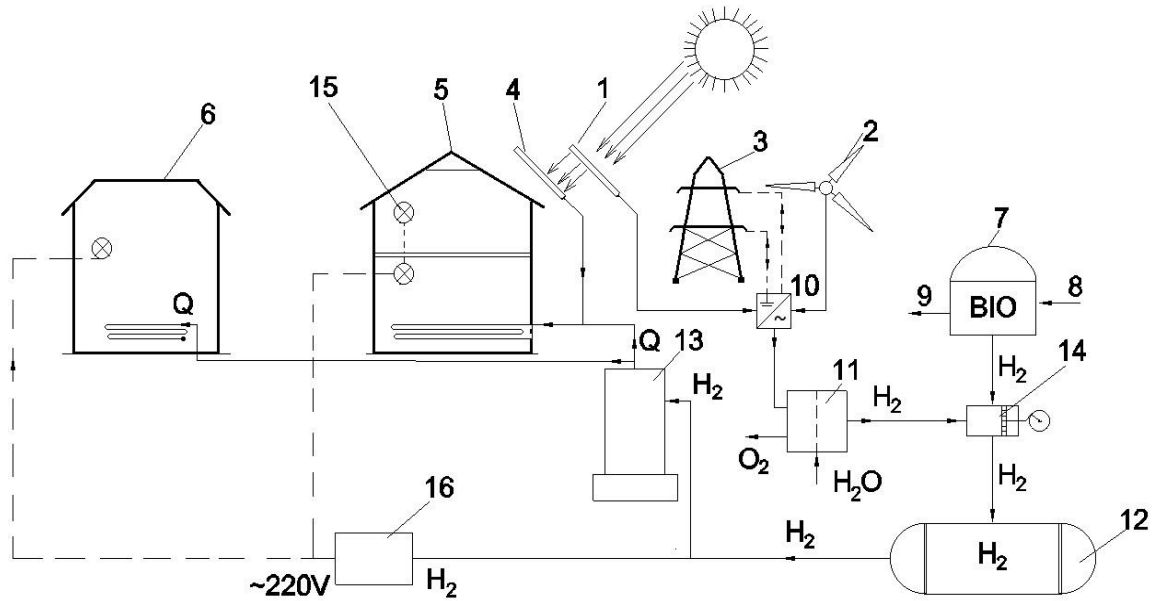


Figure 1 – Schematic diagram and composition of the equipment of a hybrid local power system for consumers of small and medium power: 1-solar power plant SPP, 2-wind energy generator WEG, 3- centralized power line, 4-solar vacuum collector SVC, 5-residential building, 6-industrial building (workshop, greenhouse, warehouse), 7-biogas plant for processing biowaste, 8-supply of initial bio-raw materials, 9-products of a biogas plant (biogas, fertilizers, feed bio-additives), 10-station for controlling the local power supply system of the Hy-LES (controller, electric accumulator, inverter, etc.), 11-electrolyzer, 12-hydrogen storage (tank, hydrides, etc.), 13- contact hydrogen heat generator CHHG-type, 14-hydrogen compressor, 15-electricity consumers, 16- hydrogen fuel cells (HFC)

Storing hydrogen H_2 in a heated state in Hy-LES will allow [23,24]:

- implement the principle of energy independence of consumers connected to the system from centralized global energy systems,
- create a higher level of energy stability and economic independence from energy price fluctuations in the energy market,
- will expand the range of internal boundaries of economically justified optimization, taking into account its own criteria and degrees of freedom with the choice of individual most appropriate performance indicators,
- when there is no wind, the system can use the supply of electrolyzers from the centralized network (3) at night, when electricity is cheap, which at the same time serves to stabilize the operation of power plants in this network.

For such Hy-LES, it is not difficult to create a generic control algorithm and implement it based on existing electronic switching and control facilities. To ensure the operation of such Hy-LES it is easy to implement an individual flexible control system with the development of standard control algorithms that adapt the output parameters for each power

facility and mode of operation. Incorporating environmental performance into numerical factors [25] to optimize control settings in such environments provides an objective basis for measuring clean energy production and energy efficiency. Such control systems allow the operation of various components in the energy consumption and production modes of H₂ as the main source of energy in Hy-LES.

The presence in Hy-LES of electrical connection with centralized systems (3) must be considered as a backup connection to supply the energy market with excess energy resulting from the complete filling of existing Hy-LES power capacities with hydrogen H₂. This connection is also necessary to maintain the Hy-LES in working order during scheduled and unscheduled preventive and repair work on components and equipment. Connecting biogas plants for the processing of biowaste (7) (Fig. 1) to Hy-LES increases the environmental safety and cleanliness of the region, and also expands the number of primary renewable energy sources used, which increases reliability and efficiency. The creation of Hy-LES in this form helps to improve the environmental safety of energy production while improving the state of the environment, which in this case is not polluted by household and biological waste.

The operation of the biogas plant (7) is controlled by the signals of the control post (10) and is provided by the supply of initial bio-raw materials (8) in the form of bio-waste of various origins with the final product (9) in the form of biogas for cogeneration, liquid and solid fertilizers, feed additives for livestock farms.

This contributes to increasing the economic feasibility of using such Hy-LES, the environmental friendliness of biogas and livestock complexes, as well as increasing the yield of cultivated crops through the use of bioadditives and fertilizers obtained from biogas plants (9) (Figure 1).

The Hy-LES system provides for the use of thermal and electrical energy for industrial buildings (workshop, greenhouse, warehouse) (6) (Fig.1) and technological purposes from installations using hydrogen H₂, which can be used to generate electricity in hydrogen fuel cells regulation is provided by the control, monitoring and control system (10) (Fig. 1).

This Hy-LES system (Fig. 1) provides for the use of contact hydrogen heat generator CHHG-type, which makes it possible to increase the energy efficiency and environmental safety of heat generation in the system through the implementation of contact energy exchange processes [26,27]. The thermal scheme for connecting contact hydrogen heat generator CHHG-type to the heat supply system was developed for a local heat network (Fig. 2).

Sources

1. IEA Database [*Electronic source*] – Access mode: <https://www.iea.org/Dataandstatistics/Databrowser> (20.08.2022).
2. EPO-IEA study highlights need to accelerate innovation in clean energy technologies to meet climate goals [*Electronic source*] – Access mode: <https://www.epo.org/news-events/news/2021/20210427.html> (22.08.2023).
3. Jianxin Lin, Rongbin Cai. Optimal planning for industrial park-integrated energy system with hydrogen energy industry chain / International Journal of Hydrogen Energy Volume 48, Issue 50, 12 June 2023, Pages 19046-19059. [*Electronic source*] – Access mode: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0360319923006535?dgcid=raven_sd_aip_email (23.08.2023).
4. Giovanni Lagioia, Maria Pia Spinelli, Vera Amicarelli. Blue and green hydrogen energy to meet European Union decarbonisation objectives. An overview of perspectives and the current state of affairs / International Journal of Hydrogen Energy, Volume 48, Issue 4, 12 January 2023, Pages 1304-1322. [*Electronic source*] – Access mode: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0360319922046675?dgcid=raven_sd_aip_email (24.08.2023).
5. 'EU. Red II Directive', [*Electronic source*] – Access mode: <https://ec.europa.eu/jrc/en/jec/renewable-energy-recast-2030-red-ii> (24.08.2023).
6. Andrei David Korberg, Jakob Zinck Thellufsen, Iva Ridjan Skov, Miguel Chang, Susana Paardekooper, Henrik Lund, Brian Vad Mathiesen. On the feasibility of direct hydrogen utilisation in a fossil-free Europe. / International Journal of Hydrogen Energy, Volume 48, Issue 8, 26 January 2023, Pages 2877-2891. [*Electronic source*] – Access mode: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S036031992204900X?dgcid=raven_sd_aip_email (24.08.2023).
7. S. Acha, A. Mariaud, N. Shah, and C. N. Markides. Optimal design and operation of distributed low-carbon energy technologies in commercial buildings // Energy, vol. 142, pp. 578–591, Jan. 2018, doi: 10.1016/j.energy.2017.10.066.
8. G. Leonzio, 'Upgrading of biogas to bio-methane with chemical absorption process: simulation and environmental impact // Journal of Cleaner Production, vol. 131, pp. 364–375, Sep. 2016, doi: 10.1016/j.jclepro.2016.05.020.
9. F. Calise, F. L. Cappiello, L. Cimmino, M. D. d'Accadia, and M. Vicidomini, A Review of the State of the Art of Biomethane Production: Recent Advancements and Integration of

- Renewable Energies // Energies (Basel), vol. 14, no. 16, p. 4895, Aug. 2021, doi: 10.3390/en14164895.
10. M. A. Rajaeifar, S. Sadeghzadeh Hemayati, M. Tabatabaei, M. Aghbashlo, and S. B. Mahmoudi, A review on beet sugar industry with a focus on implementation of waste-to-energy strategy for power supply // Renewable and Sustainable Energy Reviews, vol. 103, pp. 423–442, Apr. 2019, doi: 10.1016/j.rser.2018.12.056.
 11. M. B. Jensen. Stick or leave – Pushing methanogens to biofilm formation for ex situ biomethanation. // Bioresource Technology, vol. 291, p. 121784, Nov. 2019, doi: 10.1016/j.biortech.2019.121784.
 12. P. Collet, A. Hélias, L. Lardon, M. Ras, R.-A. Goy, and J.-P. Steyer. Life-cycle assessment of microalgae culture coupled to biogas production // Bioresource Technology, vol. 102, no. 1, pp. 207–214, Jan. 2011, doi: 10.1016/j.biortech.2010.06.154.
 13. C. E. Gómez-Camacho, R. Pirone, and B. Ruggeri. Is the Anaerobic Digestion (AD) sustainable from the energy point of view? // Energy Conversion and Management, vol. 231, p. 113857, Mar. 2021, doi: 10.1016/j.enconman.2021.113857.
 14. Y. R. Ouahabi, K. Bensadok, and A. Ouahabi. Optimization of the Biomethane Production Process by Anaerobic Digestion of Wheat Straw Using Chemical Pretreatments Coupled with Ultrasonic Disintegration // Sustainability, vol. 13, no. 13, p. 7202, Jun. 2021, doi: 10.3390/su13137202.
 15. V. Diamantis, A. Eftaxias, K. Stamatelatou, C. Noutsopoulos, C. Vlachokostas, and A. Aivasidis. Bioenergy in the era of circular economy: Anaerobic digestion technological solutions to produce biogas from lipid-rich wastes // Renewable Energy, vol. 168, pp. 438–447, May 2021, doi: 10.1016/j.renene.2020.12.034.
 16. C. Chen. Challenges in biogas production from anaerobic membrane bioreactors // Renewable Energy, vol. 98, pp. 120–134, Dec. 2016, doi: 10.1016/j.renene.2016.03.095.
 17. M. Ball, M. Wietschel, The future of hydrogen – opportunities and challenges // International Journal of Hydrogen Energy, vol. 34, no. 2, pp. 615–627, Jan. 2009, doi: 10.1016/j.ijhydene.2008.11.014.
 18. T. Egeland-Eriksen, A. Hajizadeh, and S. Sartori, 'Hydrogen-based systems for integration of renewable energy in power systems: Achievements and perspectives // International Journal of Hydrogen Energy, vol. 46, no. 63, pp. 31963–31983, Sep. 2021, doi: 10.1016/j.ijhydene.2021.06.218.
 19. N. Sazali, W. N. Wan Salleh, A. S. Jamaludin, and M. N. Mhd Razali, 'New Perspectives on Fuel Cell Technology: A Brief Review // Membranes (Basel), vol. 10, no. 5, p. 99, May 2020, doi: 10.3390/membranes10050099.

20. N. Norouzi, Assessment of Technological Path of Hydrogen Energy Industry Development: A Review // Iranian Journal of Energy and Environment, vol. 12, no. 4, pp. 273–284, 2021, doi: 10.5829/IJEE.2021.12.04.01.
21. A. Moharamian, S. Soltani, M. A. Rosen, S. M. S. Mahmoudi, and T. Morosuk, Exergoeconomic analysis of natural gas fired and biomass post-fired combined cycle with hydrogen injection into the combustion chamber // J Clean Prod, vol. 180, pp. 450–465, Apr. 2018, doi: 10.1016/j.jclepro.2018.01.156.
22. E. Taibi, R. Miranda, W. Vanhoudt, T. Winkel, J.-C. Lanoix, and F. Barth, Hydrogen from renewable power: Technology outlook for the energy transition. 2018 [*Electronic source*] – Access mode: <https://www.irena.org> (24.08.2023).
23. Varlamov G.B., Mitchenko I.O., Wu Zunyan, Zhang Weijie, Jiang Jianguo. The main economic and ecological features of the use of hydrogen in energy production systems // Environmental safety: problems and solutions: a collection of articles of the XVIII International Scientific and Practical Conference (Kharkov, September 15-16, 2022) / UKRNDIEP, 2022. - p.46 -56.
24. G.B. Varlamov, K.A. Romanova, D.G.Varlamov, D.I. Vovchenko. Advantages of using hydrogen fuel in heat supply systems // Actual problems of transport and energy: ways of their innovative solution: VIII International Scientific and Practical Conference, Nur-Sultan, March 20, 2020 / Prepared. G.T. Merzadinova, T.B. Suleimenov, T.T. Sultanov–Nur-Sultan, 2020.–P.408-412.
25. G. Varlamov, K. Romanova, Zhang Weijie, Jiang Jianguo, Wu Zongyan. Methodological basis for a comprehensive assessment of the efficiency of energy production by energy-environmental indicators // Energy: economy, technologies, ecology. -2022, № 1, pp.18-28.
26. G.B. Varlamov, I. O. Mitchenko, Jiang Jianguo, Zhang Weijie, Wu Zongyan. Modern technologies for increasing the energy and environmental efficiency of energy production // Energy: economy, technologies, ecology. -2022, №3, p. 84-90.
27. G. Varlamov, K. Romanova, O. Dashchenko, A. Kapustiansky. Improvement of energy efficiency and environmental safety of thermal energy through the implementation of contact energy exchange processes / XIII Konferencija Problemy Badawcze Energetyki Cieplnej, Warszawa, 28.11.2017, p.126.

Варламов Є. М., канд. техн. наук, ст. наук. співр.;

Дмитриєва О. О., д-р. економ наук, ст. наук. співр.;

Квасов В. А., канд. техн. наук, ст. наук. співр.;

Палагута О. А., канд. техн. наук.

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

РОЗВИТОК СИСТЕМИ МОНІТОРИНГУ ЗА СТАНОМ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ У м. ХАРКІВ

Моніторинг якості атмосферного повітря в Україні має здійснюватися відповідно до вимог Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища» від 25.06.91 №1264-ХІ, постанови Кабінету Міністрів України від 14 серпня 2019 року № 827 «Деякі питання здійснення державного моніторингу у галузі охорони атмосферного повітря» [1, 2], якою затверджено Порядок здійснення державного моніторингу в галузі охорони атмосферного повітря (далі – Порядок), зокрема за переліком показників, які визначені у списку А пункту 1 Додатка 2 Порядку та забезпеченню спостережень у режимі поточного часу.

В умовах повномасштабної війни росії проти України важливо та необхідно оперативно не лише фіксувати, а й аналізувати реальні обсяги завданої шкоди довкіллю, аби на їх основі планувати заходи з відновлення довкілля.

Суб'єктами моніторингу атмосферного повітря в зонах та агломераціях України є регіональні представництва Міндовкілля, МОЗ, ДСНС, органи виконавчої влади з питань охорони навколишнього природного середовища [3].

Територія України поділяється на зони та агломерації. Агломераціями вважають міста і передмістя з населенням понад 250 тисяч осіб або інші території відповідно до вимог законодавства.

Європейські директиви встановлюють нормативи безпеки, як для здоров'я людини (поріг небезпеки) так і для екосистем (критичний рівень) [4].

Основними забруднювальними речовинами, за якими ведуть спостереження в ЄС, є діоксиду сірки, діоксиду азоту, твердих часток (ТЧ₁₀, ТЧ_{2,5}), озону і оксиду вуглецю.

Держава має гарантувати дотримання граничних величин – рівнів вмісту речовин в повітрі, встановлених з метою уникнення, попередження чи зменшення

шкідливих впливів на здоров'я людини та/або стан довкілля в цілому. Кожна держава визначає мету щодо зменшення впливу ТЧ_{2.5} – відсоткове скорочення концентрації цих частинок у повітрі протягом визначеного періоду.

Враховуючи наведене, з урахуванням наслідків військової агресії, проблеми щодо поліпшення стану атмосферного повітря, а особливо організації спостережень за якістю атмосферного повітря на європейському рівні в агломерації м. Харків є дуже актуальними.

У травні 2023 р проведено одноразові скринінгові дослідження за участю авторів та фахівців організації «Хімлаборреактив» м. Київ із застосуванням сучасного обладнання, зокрема аналізатора атмосферного повітря ENVEA. Також проведено дослідження інформації щодо якості атмосферного повітря в агломерації м. Харків.

За обсягами забруднення навколишнього природного середовища, зокрема атмосферного повітря, Харків перебуває на 15-17 місцях в Україні. Екологічний стан м. Харків відзначається як стабільно напружений.

Серед причин забруднення атмосферного повітря в м. Харків можна вказати наступні: неякісне очищення викидів забруднювальних речовин на промислових підприємствах; використання застарілих систем очищення викидів; невикористання безвідходних і маловідходних технологій на промислових підприємствах; викиди від автомобільного транспорту, які в основному концентруються на шляхах з інтенсивним рухом, викиди забруднювальних речовин без очищення на побутовому рівні тощо.

Результати дослідження наявної інформації спостережень за станом атмосферного повітря агломерації м. Харків за 5 років **дозволяє зробити висновок щодо** тенденції до погіршення якості атмосферного повітря по діоксиду азоту, фенолу, формальдегіду, кадмію, залізу, мангану, свинцю, хрому та цинку. Є незначна тенденція покращення якості атмосферного повітря по оксиду вуглецю, сажі та нікелю. Не змінився рівень забруднення по пилу, діоксиду сірки, сірководню, аміаку, оксиду азоту та міді. Також попередня оцінка якості атмосферного повітря у агломерації м. Харків показує, що спостереження проводяться суб'єктами моніторингу не в повній мірі.

Основним джерелом визначення концентрацій забруднювальних речовин у атмосферному повітрі м. Харків є відбір проб повітря на стаціонарних постах спостереження мережі Харківського регіонального центру з гідрометеорології (Харківський РЦГМ) та їх дослідження в умовах стаціонарної аналітичної лабораторії, а також результати спостережень, що проводяться Харківським обласним центром контролю та профілактики хвороби Міністерства охорони здоров'я України на 26

маршрутних точках.

Кількість стаціонарних постів або точок спостережень в населеному пункті має визначатись з урахуванням його розмірів, кількістю населення і особливостями структури промисловості відповідно до вимог Порядку розміщення пунктів спостережень за забрудненням атмосферного повітря в зонах та агломераціях, затвердженого наказом Міністерства внутрішніх справ України від 21.04.2021 № 300, зареєстрований у Міністерстві юстиції України 13.05.2021 за № 635/36257 [5].

Вплив на вибір місця розташування стаціонарних постів контролю за станом атмосферного повітря має фізико-географічні та метео-кліматичні умови, зокрема «роза вітрів» для м. Харків, рис 1. Показник швидкості вітру є вихідною інформацією при аналізі переміщення атмосферних фронтів та інших видів динаміки в атмосфері, а також для оцінки повітря енергоресурсів території.

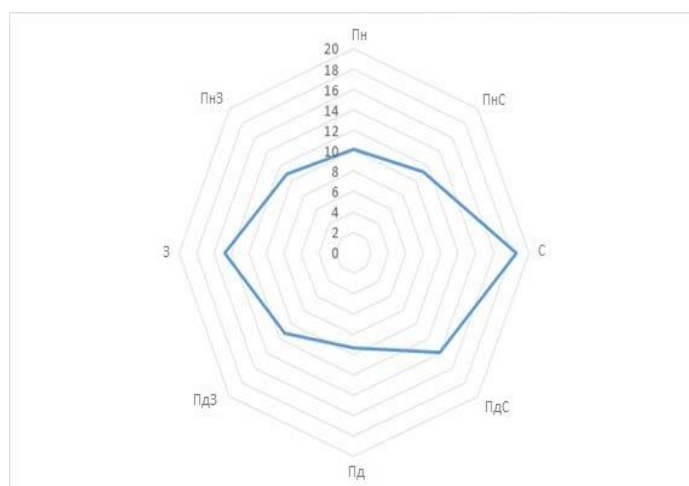


Рисунок 1 – Повторюваність (%) напрямку вітру (румби) у 2017 – 2022 роках.

До 2022 року у Харківському регіональному центрі Гідрометслужби ДСНС функціонувало 10 постів спостереження. Розташування постів спостереження за забрудненням атмосфери в м. Харків було визначено ще за радянських часів і на разі потребує суттєвого коригування, з урахуванням сучасних потреб. Пости спостереження в Харкові являють собою стаціонарний пост типу ПОСТ - 1 та ПОСТ - 2.

Станом на сьогодні два пости пошкоджено в результаті військової агресії і потребують повного відновлення.

Спостереження за концентраціями пилу (т.ч. – ТЧ₂₅ та ТЧ₁₀), діоксиду сірки, оксиду вуглецю, діоксиду азоту, свинцю, бензолу, арсену, є обов'язковими. Інші речовини можуть бути включені до програми спостережень за рішенням органів місцевого самоврядування відповідно до специфіки екологічної ситуації [6].

Досліджуючи дані вимірювань на постах спостереження, наприклад, за 2017 рік, можна констатувати наступне.

Пил. З відібраних проб повітря, 26 % мають концентрації, що перевищують гранично допустимі. Індекс забруднення атмосферного повітря (ІЗА) пилом становить 0,65.

Оксид вуглецю. Середньорічна концентрація оксиду вуглецю в місті становить 3,1 мг/м³ (ГДК_{со} = 3,0 мг/м³) Індекс забруднення атмосферного повітря оксидом вуглецю в м. Харків становить 1,03.

Фенол. Спостереження за вмістом фенолу проводили на трьох постах спостереження. Середньорічна концентрація фенолу в місті дорівнює 0,002 мг/м³ (ГДК_ф = 0,003 мг/м³), індекс забруднення атмосфери (ІЗА) фенолу – 0,5.

Важкі метали. Спостереження проводили на трьох постах. Відзначено зниження середньомісячних концентрацій заліза, міді, нікелю, цинку порівняно з даними 2016 року. Вміст в повітрі м. Харкова кадмію, марганцю, свинцю та хрому залишився на рівні 2016 року.

Попередня оцінка якості атмосферного повітря у агломерації м. Харків визначила необхідність проведення вдосконалення існуючої системи моніторингу атмосферного повітря.

За результатами проведених досліджень можливо запропонувати, зокрема створення автоматизованих постів спостереження, які мають функціонувати у режимі поточного часу (online), інформаційно-аналітичної системи даних, використання мобільної аналітичної лабораторії в проблемних місцях, проведення спостереження за усіма показниками згідно вимог Порядку. Встановлення на постах спостереження автоматизованого (індикативного) обладнання дасть можливість проводити спостереження у режимі поточного часу та отримати фактичні дані.



Рисунок 2 – Індикативний пост спостереження типу ENVEA

Індикативні пости виконують вимірювання параметрів атмосферного повітря, які відповідають вимогам Порядку щодо точності даних, але є менш суворими, ніж вимоги до фіксованих вимірювань, приклад такого поста приведено на рис. 2.

Згідно п. 9 Порядку режим оцінювання, крім режиму фіксованих вимірювань, може бути переглянтий раніше за рішенням органу управління якістю атмосферного повітря за таких умов: 1) режим оцінювання із застосуванням методів моделювання та об'єктивного оцінювання замінюється на режим комбінованого оцінювання; 2) режим комбінованого оцінювання замінюється на режим фіксованих вимірювань. Згідно п. 10 Порядку у разі наявності даних менш як за п'ять років для визначення перевищення нижнього та верхнього порогів оцінювання можна комбінувати результати короткострокових вимірювальних заходів протягом одного року на ділянках, рівень забруднення яких зазвичай є найвищим, що мають визначатися додатковими дослідженнями.

У м Харків розроблено «Програму державного моніторингу атмосферного повітря агломерації «Харків» у якій у т.ч. визначено режими оцінювання. У Програмі заплановано заходи щодо встановлення додаткових пунктів спостережень та вдосконалення наявних мереж спостереження за якістю атмосферного повітря, створення та вдосконалення лабораторій спостереження за станом атмосферного повітря.

В подальшому при удосконаленні мережі спостережень за станом атмосферного повітря на території агломерації м. Харків має бути розглянуто питання про розширення переліку забруднювальних речовин зі списку А пункту 1 Додатку 2 Порядку [2]., які підлягають спостереженню, а станом на сьогодні для цих забруднювальних речовин можливе застосування режимів моделювання або об'єктивного оцінювання.

Пропозиції, необхідно: відкоригувати місця розташування стаціонарних постів спостереження за забрудненням атмосферного повітря в м. Харків з метою забезпечення більш якісного моніторингу, зокрема в селітебних зонах; необхідно визначити уточнений Перелік підприємств, які здійснюють найбільше техногенне навантаження на агломерацію м. Харків у цілому; необхідно оновлення наявної системи моніторингу, а саме облаштування нових індикативних постів спостережень за станом атмосферного повітря, що дасть змогу вести спостереження на цих постах в режимі он-лайн за: CO, SO₂, NO_x, O₃, TЧ_{2,5}, TЧ_{10.}; для проведення спостережень за станом атмосферного повітря у місцях де відсутні стаціонарні пости, але є вплив промислових об'єктів використовувати маршрутні пости спостережень (фіксовані

точки) спостереження на яких мають проводитись спостереження за допомогою мобільної аналітичної лабораторії, також ця лабораторія має проводити спостереження в місцях за запитом громадськості; щоб інформація про стан забруднення атмосферного повітря має бути доступною для органів виконавчої влади та для всіх верств населення; проектування та створення інформаційно-аналітичної системи з моніторингу якості атмосферного повітря.

Література

1. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» від 25.06.91 №1264-XI. – [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.rada.gov.ua>.
2. Постанова Кабінету Міністрів України від 14 серпня 2019 року № 827 «Деякі питання здійснення державного моніторингу у галузі охорони атмосферного повітря». – Режим доступу: <http://zakon4.rada.gov.ua/>.
3. Сайт Мінприроди <http://www.menr.gov.ua/>.
4. Директива 2008/50/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 21 травня 2008 р. «Про якість атмосферного повітря та чистіше повітря для Європи» – Режим доступу: <http://zakon4.rada.gov.ua/>.
5. Наказ Міністерства внутрішніх справ України від 21.04.2021 № 300, зареєстрований у Міністерстві юстиції України 13.05.2021 за № 635/36257. – Режим доступу: <http://zakon4.rada.gov.ua/>.
6. Варламов Є. М, Квасов В. А., Брук В. В., Берешко І. М. Моніторинг навколишнього природного середовища. Концептуальні положення й шляхи реалізації: Монографія / Є. М. Варламов, В. А. Квасов, В. В. Брук, І. М. Берешко; під ред. Є. М. Варламов – Х. : Нац. аерокосм. ун-т ім. М. Є. Жуковського «Харк. авіац. ін-т», 2016. – 188 с.

Васенко О. Г., канд. біол. наук, доц.;

Карлюк А. А., канд. техн. наук.;

Черба О. В., здобувач вищої освіти рівня PhD

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

СИСТЕМА МОНІТОРИНГУ ДОВКІЛЛЯ І ПРЕДСТАВЛЕННЯ ІНФОРМАЦІЇ В ДОПОВІДІ ПРО СТАН НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА В УКРАЇНІ

Система моніторингу довкілля – це відкрита інформаційна система, пріоритетами функціонування якої є захист життєво важливих екологічних інтересів людини і суспільства; збереження природних екосистем; відвернення кризових змін екологічного стану довкілля і запобігання надзвичайним екологічним ситуаціям. Вона є основним джерелом даних про стан довкілля для населення та державних органів.

Основною метою проведення моніторингу довкілля є збирання, збереження та обробка достовірної та оперативної інформації, необхідної для розробки заходів із попередження та зменшення негативних наслідків змін стану навколишнього середовища. Важливість створення ефективної системи моніторингу довкілля набуває особливого значення у сфері управління та охорони довкілля.

Надійні та оперативні дані моніторингу довкілля створюють передумови прийняття обґрунтованих та ефективних рішень для забезпечення екологічної безпеки, планування та впровадження державної політики у різних секторах з урахуванням потреб охорони довкілля. Особливо гостро постає потреба забезпечення даними про стан довкілля під час російської військової агресії проти України, що призводить до значного забруднення довкілля.

На сьогоднішній день Закон України «Про основні засади (стратегія) державної екологічної політики України на період до 2030 року» [1] визначає стан системи державного моніторингу навколишнього природного середовища як незадовільний. Стратегія національної безпеки України [2] незадовільний стан системи моніторингу довкілля відносить до основних загроз екологічної та національної безпеки України.

Відповідно до аналітичної записки Міндовкілля [3] ДСМД має наступні проблеми:

- відсутність процедури формування запиту на інформацію екологічного моніторингу та відсутність або ж низький рівень використання інформації ДСМД для прийняття управлінських рішень;
- низький рівень координації, взаємодії та комунікації між суб'єктами ДСМД;
- застаріла матеріально-технічна база ДСМД;
- недосконалість та неузгодженість між Центральними органами виконавчої влади регламентів проведення спостережень за станом довкілля;
- необхідність перегляду (оптимізації) розміщення постів спостережень;
- нестача кваліфікованих та мотивованих кадрів;
- застарілість законодавства України в сфері моніторингу довкілля та низький рівень його адаптації до вимог Директив ЄС;
- недостатнє фінансування ДСМД з державного бюджету України та недостатнє залучення коштів з інших джерел фінансування;
- відсутність єдиного ресурсу, що надає доступ до первинних даних моніторингу довкілля, агрегованих з різних джерел.

У 2015 році згідно з Планом законодавчого забезпечення реформ в Україні [4], який розроблено відповідно до Угоди про асоціацію між Україною та Європейським Союзом, Європейським співтовариством з атомної енергії і їхніми державами-членами передбачалося удосконалення державної системи екологічного моніторингу. В 2017 році прийнята Концепція реформування системи державного нагляду (контролю) у сфері охорони навколишнього середовища в Україні [5]. Однак до сьогоднішнього дня вони повністю не реалізовані.

Як наслідок – екологічна інформація надається в розрізненому вигляді, відбувається дублювання даних, слабкий рівень аналізу та інтерпретації отриманої інформації. До того ж сьогодні ускладнилась ситуація із комунікацією та логістикою за рахунок бойових дій, які відбуваються в багатьох регіонах країни, та окупації окремих територій.

Результатом діяльності ДСМД є доповіді про стан НПС без комплексного аналізу ситуації, що ускладнює роботу системи прийняття управлінських рішень щодо екологічної політики, екологічної безпеки, впровадження більш екологічно безпечних технологій, тощо.

За результатами опитування користувачів звітів про стан довкілля в Україні [6], яке проводило European Environment Agency з метою покращення ефективності екологічної політики і інформування громадськості, п'ята частина респондентів вважає, що звіти не задовольняють потреби зацікавлених сторін, не відповідають

потребам екологічної політики, мають низьку аналітичну якість. 40 % опитуваних відмітили, що звіти не впливають на формування екологічної політики країни (рис. 1 а). Якість звітів 60 % користувачів оцінили як середню, 15 % вважають, що необхідно посилити аналіз представлених даних. 40 % респондентів оцінюють якість представлення інформації у звітах як середню, 65 % відмітили несвоєчасність надання звітних матеріалів (рис. 1 б). 90 % опитуваних вважають, що необхідно удосконалити і посилити форму подачі матеріалів у доповідях (рис. 1 в) в частині зв'язків між різними розділами звітів, наочності представлення матеріалів, їх лаконічності, а також необхідно більше поширювати звітні матеріали серед громадськості.

За результатами аудиторського звіту Рахункової палати України [7] діяльність Держекоінспекції, яка здійснює державний контроль у сфері охорони НПС, протягом 2018 – 2021 років визнана неефективною. Основною причиною цього визнаний тривалий процес її реформування, який повинен був закінчитися у 2020 році, але досі триває. Іншими причинами вказано відсутність закону, який би системно регулював здійснення екологічного нагляду та неналежна координація та взаємодія між центральними органами виконавчої влади у сфері охорони навколишнього природного середовища. Вже декілька років розглядається проект Закону «Про державний екологічний контроль», який би частково вирішив ці проблеми, проте він досі не прийнятий.

Системний науковий підхід до комплексного оцінювання антропогенного впливу на НПС допоможе задовольнити потреби екологічної політики і інформування громадськості в науковому аналізі, узагальненні та інтерпретації даних, отриманих ДСМД і представлених в звітах про стан навколишнього природного середовища в частині наочності представлення матеріалів, їх лаконічності, зв'язків між різними розділами звітів.

В останні роки йде оновлення системи екологічного моніторингу на законодавчому та практичному рівнях та модернізація автоматизованих систем контролю.

24 квітня 2022 року був зареєстрований проект Закону України «Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо державної системи моніторингу довкілля, інформації про стан довкілля (екологічної інформації) та інформаційного забезпечення управління у сфері довкілля» (реєстр. № 7327) (далі – проект Закону) розроблений Міндовкіллям на виконання завдання, визначеного підпунктом «б» підпункту 6 пункту 1 Рішення Ради національної безпеки і оборони України від 23 березня 2021 року «Про виклики і загрози національній безпеці України в екологічній

сфері та першочергові заходи щодо їх нейтралізації», введеного в дію Указом Президента України від 23 березня 2021 року № 111. Проект Закону закладає основу для вдосконалення державної системи моніторингу довкілля в Україні, що ґрунтується на комплексному підході до його здійснення та взаємодії його суб'єктів та заінтересованих сторін з використанням сучасних інформаційних технологій.

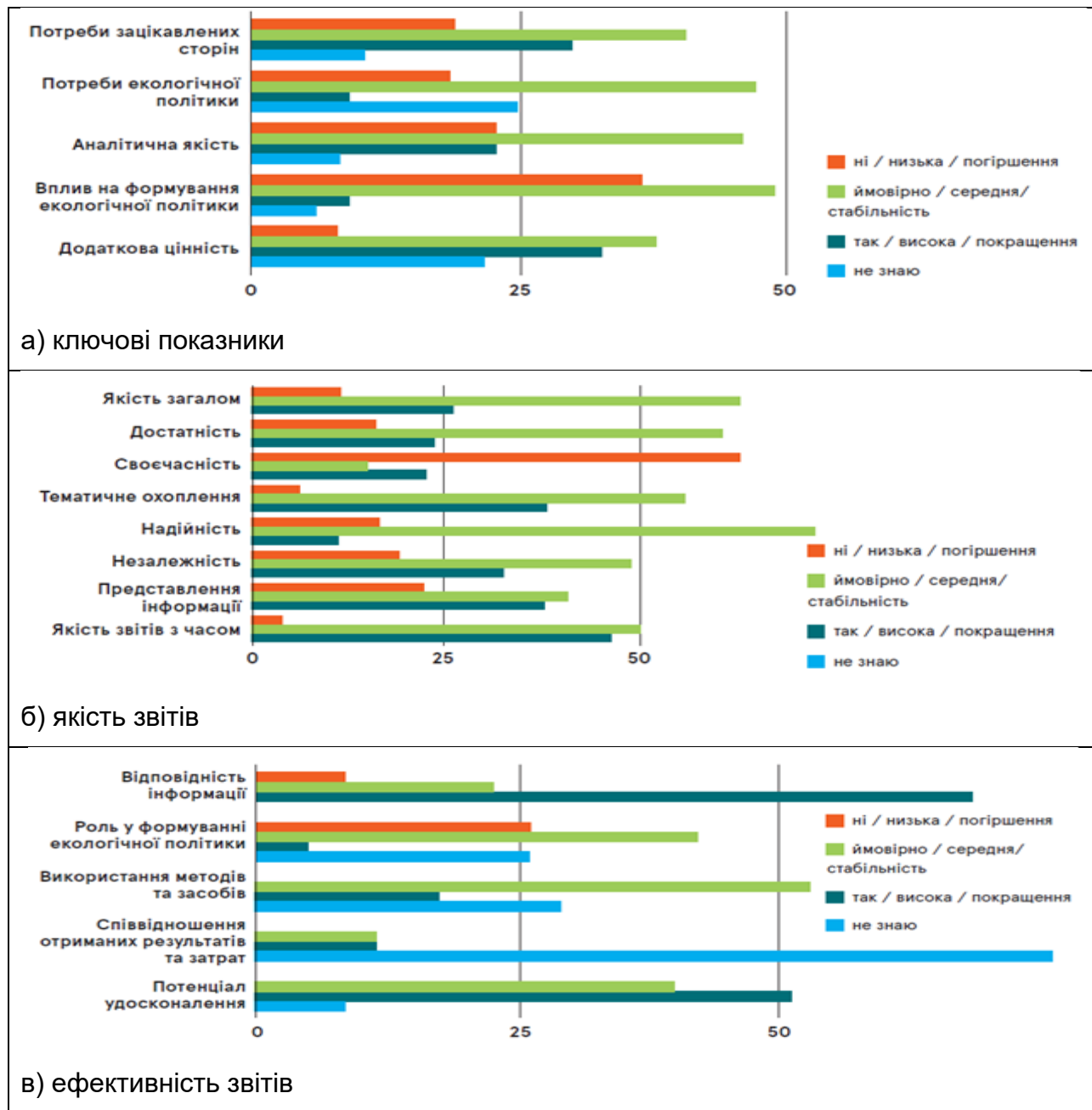


Рисунок 1 – Результативність доповідей про стан довкілля України [6]

Таким чином, реалізація проекту Закону України «Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо державної системи моніторингу довкілля, інформації про стан довкілля (екологічної інформації) та інформаційного забезпечення управління у сфері довкілля» стане запорукою нового підходу функціонування державної системи моніторингу довкілля та поетапного впровадження на рівні

підзаконних актів європейських принципів організації та здійснення моніторингу довкілля, зокрема оновлення та прийняття нових порядків усіх підсистем державного моніторингу довкілля, що будуть відповідати законодавству та підходам ЄС, визначити інформаційні потреби природоохоронного управління, забезпечувати ефективну координацію роботи усіх суб'єктів державної системи моніторингу довкілля, забезпечувати інтеграцію інформаційно-аналітичних систем кожної підсистеми моніторингу довкілля до Єдиної екологічної платформи «ЕкоСистема», яка узагальнюватиме отриманні дані від усіх суб'єктів державної системи моніторингу довкілля, оброблятиме їх та забезпечуватиме належне та оперативне інформування населення.

Література

1. Про основні засади (стратегія) державної екологічної політики України на період до 2030 року: Закон України від 28 лютого 2019 р. № 2697-VIII. / Верховна Рада України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2818-17> (дата звернення: 12.09.2023)
2. Керівництво щодо здійснення інтегральної оцінки стану довкілля на регіональному рівні: нормативний документ. Київ: М-во охорони навколишнього природного середовища України, 2008. 54 с.
3. Моніторинг довкілля: Аналітична записка щодо стану та перспектив розвитку державної системи моніторингу довкілля. К.: Міндовкілля. 2023. 119 с.
4. Про план законодавчого забезпечення реформ в Україні: постанова від 04.06.2015 р. № 509-VIII. / Верховна Рада України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/509-19#Text> (дата звернення: 12.09.2023)
5. Про схвалення концепції реформування системи державного нагляду (контролю) у сфері охорони навколишнього середовища в Україні: розпорядження від 31.05.2017 р. № 616-р. / Кабінет Міністрів України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/616-2017-%D1%80#Text> (дата звернення: 12.09.2023)
6. Результативність та практична цінність звітів про стан довкілля для формування політики та інформування громадськості в Україні: робочий документ. Копенгаген: Європейське агентство з охорони навколишнього середовища. 2017. 20 с.
7. Рахункова палата України. Офіційна звітність: веб-сайт. URL: http://rp.gov.ua/upload-files/Activity/Collegium/2021/21-3_2021/Zvit_21-3_2021.pdf (дата звернення: 12.09.2023)

Васютинська К. А.;

Барбашев С. В.

Національний університет «Одеська політехніка», м. Одеса, Україна

ЗАСТОСУВАННЯ ІНДИКАТОРНИХ ОЦІНОК УРБОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ РЕГІОНІВ В НАЦІОНАЛЬНІЙ СИСТЕМІ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

Військові дії внаслідок російської агресії спричинили деградацію довкілля, руйнацію більшості об'єктів промисловості, транспорту, енергетики та суттєво збільшили потенціал природно-техногенних небезпек на всій території країни. В Україні створилися умови підвищення ризиків катастроф різного генезису, а вся територія країни перетворилась в зону екологічної катастрофи.

Перед системою екологічної безпеки України постали нові виклики, які необхідно вирішувати сьогодні, і, особливо, при майбутньому післявоєнному відновленні країни.

При цьому важливо враховувати вже виявлені закономірності проявів небезпек різного характеру та походження, що формують рівень екологічної небезпеки регіонів та представляють основу розробки інструментів управління територіальними небезпеками та індивідуальними ризиками населення.

Як визначене нами в попередніх дослідженнях [1, 2] провідним фактором нестабільності природно-техногенних систем є урбогенне насичення територій, але застосування традиційних демографічних показників рівня урбанізації обмежує визначення особливостей проявів небезпек різного походження. Запропонований авторами чинної статті індикатор екологічної урбанізації віддзеркалює комплекс взаємозалежних складових урбанізаційного процесу, з яких саме екологічна урбанізація визначає екологічний стан територіальних систем.

Під екологічною урбанізацією визначена сукупність негативних процесів (деградація і виснаження мінеральних ресурсів, зміни продуктивності та біорізноманіття екосистем, ландшафтні втрати, зміни природних циклів), яка визначає межі стійкості природних систем під тиском урбогенних-техногенних впливів. Екологічна урбанізація визначається масштабами міського простору (місто з прилеглими територіями, які знаходяться під його прямими та опосередкованими впливами), та залежить від чинників частки урбанізованої території та щільності

міського населення, яке впливає на інтенсивність використання природно-ресурсного потенціалу, а також визначає характер землекористування. Для збереження «екологічного здоров'я» урбосистем необхідне встановлення екологічних кордонів, обумовлених необхідністю зберегти поза антропогенним навантаженням частину екосистем, так званої «дикої природи», для збереження глобальної сталості території.

Індикатор екологічної урбанізації ($I_{ec.urb}$) був розрахований як лінійна комбінація нормалізованих показників щільності урбанізованого населення ($\rho_{pop.urb}$) і частки території, зайнятої міськими населеними пунктами (S_{urb}) від загальної площі регіону, взятих з рівними ваговими коефіцієнтами у відповідність з методом [1].

В наступних роботах [3, 4] авторами чинної статті досліджені фундаментальні залежності стану міських територій регіонів країни, їх повітряних, ландшафтно-геологічних, водних складових, загального рівня природно-техногенної безпеки, від рівня екологічної урбанізації. Зрозуміло, що війна суттєві змінила як масштаби урбанізованих територій, так й демографічні показники. Особливо це стосується південно-східних областей, в яких активні військові дії просто знищили деякі міста. Демографічні реалії також свідчать про зменшення майже на третину чисельності населення, особливо міського. Але, це не змінило значення індикатора як універсального інструмента оцінювання екологічного стану територій.

Ризьке зростання рівня небезпеки всіх типів об'єктів техносфери під час війни потребують модернізації механізму управління екологічною безпекою на основі узагальнених методів оцінювання ризику, а прийняття рішень в умовах післявоєнного відновлення країни має враховувати фундаментальні екологічні закономірності. Введення в практику екологічних оцінок інтегрального індикатора урбогенності дозволить враховувати підсилену наслідками війни територіальну нерівномірність техногенно-урбогенного навантаження в майбутніх містобудівних або інфраструктурних проектах.

Мета статті – встановлення загальних закономірностей прояву природно-техногенних небезпек відповідно диференційованим рівням екологічної урбанізації.

По-перше, з метою диференціації регіонів за рівнями урбогенного навантаження проведений кластерний аналіз значень індикаторів екологічної урбанізації ($I_{ec.urb}$), які визначені для всіх областей України [1], по відношенню до медіанного значення. Кластерний аналіз використаний для визначення приналежності областей України до однієї групи, в якій регіональні особливості урбанізаційних процесів більш схожі порівняно з об'єктами з інших груп.

Кластерний аналіз, який проводився методом k-means з використанням програми Python (платформа Jupyter Notebook) [5], дозволив розділити всі області на 3 кластера:

1 – значення індикатора $I_{ec.urb}$ близькі до медіанного значення (0,37): в цю групу увійдуть регіони з значенням індикаторів у безпосередній близькості від медіанного; (числа в інтервалі між першим та третім квантилем, 25÷75 перцентилів);

2 – значення індикатора $I_{ec.urb}$ менше медіани: в цю групу увійдуть регіони зі значенням індикаторів менше першого квантилю;

3 – значення індикатора $I_{ec.urb}$ більше медіани: у цей кластер увійдуть регіони зі значенням індикаторів більше третього квантилю.

В I кластер увійшли більшість областей (в розгляд не включена АРКрим, для якої немає даних), а саме, 15: Черкаська ($I_{ec.urb} = 0.315$), Сумська (0.320), Запорізька (0.355), Херсонська (0.358), Миколаївська (0.365), Рівненська (0.375), Чернівецька (0.390), Одеська (0.400), Тернопільська (0.405), Вінницька (0.425), Хмельницька (0.450), Івано-Франківська (0.470), Волинська (0.500), Луганська (0.500), Харківська (0.505)

Відмітимо, що області мають значний розбіг в значеннях складових індикатору, частки урбанізованої території та щільності міського населення. Так, наприклад, для Вінницької, Волинської областей міське населення з максимальною щільністю проживає в міських населених пунктах, які займають мінімальну частку всієї території регіону. Але, в цілому, всі регіони близькі за загальним рівнем урбогенного навантаження.

II кластер складається з 6 областей: Львівська (0.165), Закарпатська (0.230), Чернігівська (0.240), Житомирська (0.265), Кіровоградська (0.270), Полтавська (0.300).

Для цього кластера характерне проживання міського населення низької щільності в міських населених пунктах, які займають невелику частку всієї території регіону.

III кластер складається тільки з 3 областей: Дніпропетровська (0.540), Київська (0.590), Донецька (0.775) та характеризується сполученням максимальної щільності міського населення та значних обсягів урбанізованих територій регіонів.

Як бачимо, така диференціація не співпадає із традиційним поділенням на південні, північні, східні та західні макрорегіони, але віддзеркалює загальні риси урбанізаційних процесів через індикаторні оцінки. Така кластеризація також дозволяє відзначити, що Україна, за більшістю регіонів, відноситься до середньо-урбанізованих країн з великим розбігом типів демографічного розселення населення.

Враховуючі той факт, що війна, без сумніву, призведе до зменшення демографічних показників, розглянемо вплив урбогенного навантаження на області II кластеру з найменшим рівнем урбогенного навантаження на основі показників екологічної безпеки, визначених авторами в попередніх дослідженнях [3–4].

По-перше, розглянемо загальні показники природно-техногенної безпеки, які були попередньо розраховані та нормалізовані за стандартною процедурою авторами чинної статті [5]:

$(HC_n)^n$ – показник небезпеки надзвичайних ситуацій (НС) природного походження (для періоду 2010÷2020 рр.);

$(HC_T)^n$ – показник небезпеки надзвичайних ситуацій техногенного походження (для періоду 2010÷2020 рр.);

$(HC)^n$ – показник небезпеки надзвичайних ситуацій всіх типів (для періоду 2010÷2020 рр.);

$R_{інд}^n$ – показник індивідуального ризику населення загинути чи постраждати внаслідок НС (для періоду 2010÷2020 рр.);

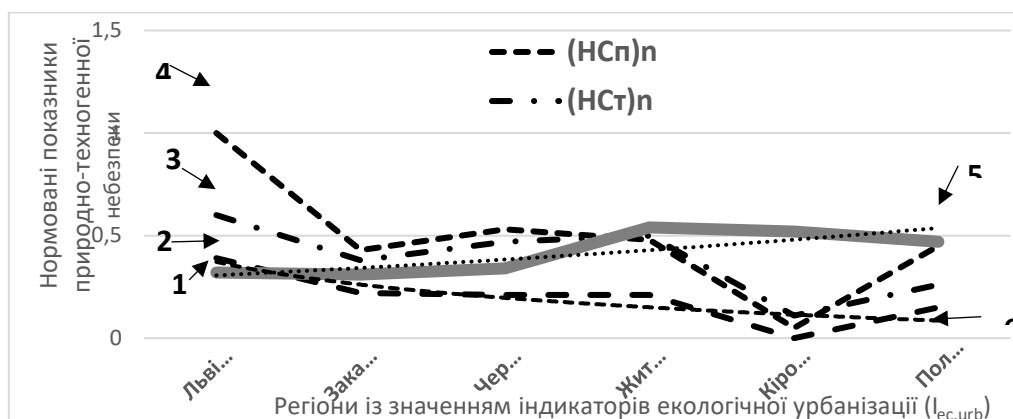


Рисунок 1 – Характер показників природно-техногенної небезпеки для кластера мінімального урбогенного навантаження серед областей України:

1 – показник індивідуального ризику населення $R_{інд}^n$; 2 – показник небезпеки надзвичайних ситуацій всіх типів $(HC)^n$; 3 – показник небезпеки надзвичайних ситуацій техногенного походження $(HC_T)^n$; 4 – показник небезпеки надзвичайних ситуацій природного походження $(HC_n)^n$; 5 – лінія тренду $(R_{інд}^n)$; 6 – лінія тренду $(HC)^n$

Проведений графічний аналіз (рис. 1) показав дві протилежні тенденції співвідношення показників урбогенної насиченості регіонів та показників небезпек: зниження проявів надзвичайних ситуацій та підвищення індивідуальних ризиків із збільшенням урбогенності областей України, оціненої через індикатор екологічної урбанізації.

Першу тенденцію демонструє лінія тренду (крива 6 на рис. 1) показника небезпеки НС всіх типів $(HC)^n$, який, по суті, є узагальнюючим для інших типів

небезпек. Відмітимо регіональні особливості загального тренду. Так, Львівська область характеризується достатньо високим потенціалом техногенної небезпеки, що не відповідає найменшому в кластерній групі рівню урбанізації. Зміни характеру розміщення інфраструктурних об'єктів під час війни може тільки збільшити значення регіону як крупного промислово-енергетичного центру та транспортного вузлу національного масштабу. Одночасно, високий рівень проявів негативних екзогенних геологічних та гідрологічних процесів не є прямим наслідком урбанізаційних процесів та пояснюється природно-ландшафтними чинниками. В цілому, сполучення природних та техногенних НС може синергетично збільшувати загальний потенціал небезпек.

В цілому, проявлена тенденція зниження показників природно-техногенних НС із поступовим збільшенням урбогенного навантаження регіонів, яке залишається на низькому рівні, може свідчити про позитивні наслідки урбанізації, пов'язаних з більш високим рівнем інформаційного та матеріально-технічного забезпечення рятувальних служб, модернізацією технічних засобів, кращою організацією всієї системи управління екологічною безпекою. Проте, ці позитивні аспекти урбанізації не можуть повністю компенсувати ризики населення, якщо територія адміністративних областей схильна до різних техногенних аварій, природних катастроф, розвитку несприятливих геологічних процесів. Так лінія тренду (крива 5 на рис. 1) демонструє повільне збільшення індивідуальних ризиків населення, незалежного від частоти виникнення надзвичайних ситуацій, із поступовим збільшенням урбогенного навантаження. Тенденція зворотного зв'язку індивідуальних ризиків населення та параметрів небезпек особливо яскраво проявляється у випадку Львівської області з максимальною для цього кластеру кількістю НС як природного, так й техногенного походження, та мінімальним значенням індивідуального ризику населення.

Необхідно відмітити, що війна в Україні створюються умови підвищення ризиків як суто техногенних аварій внаслідок руйнації об'єктів техносфери, так й таких, що пов'язані із природними лихами, які ініційовані ушкодженням навколишнього середовища. Тож, сполучення фактору екологічної урбанізації та ризиків людських жертв в надзвичайних ситуаціях може тільки зростати. Тому індикаторні оцінки урбанізаційних особливостей однотипних регіонів, які впливають на формування їх стану екологічної безпеки, доцільно застосовувати при розробленні ризик-орієнтованих стратегій пом'якшення наслідків техногенних аварій та стихійних лих як на національному, так й на рівнях місцевого самоврядування.

Запропонована методологія екологічних оцінок буде мати суттєве значення у визначенні стратегій відновлення різних регіонів країни. Чинник екологічної урбанізації має бути врахований як визначальний для сталості та безпечного розвитку регіонів при відбудові зруйнованих та будівництві нових населених пунктів, відновленні промислових та інфраструктурних об'єктів, вирішенні питань розселення населення.

Облік надважливих аспектів урбанізаційного процесу цілком необхідний для управління стійкою безпекою регіонів на основі дозування екологічного навантаження на територіальні ресурси, екологічних правил допустимого використання землі, безпечного землекористування. Загалом, індикатор урбогенності розширює систему оперативного аналізу небезпек, їх просторового розподілу і виявлення територіальних осередків концентрування природно-техногенних та техногенних загроз та відповідає ризик-орієнтованим методам системи забезпечення безпеки населення на екосистемних основах.

Література

1. Васютинська К.А., Барбашев С.В., Кімінчиджи М.І. Оцінка комплексного показника екологічної урбанізації регіонів України. *Екологічні науки*. 2020. № 3 (30), С. 7–14. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.3-30.1>.
2. Васютинська К.А., Барбашев С.В. Індикаторна оцінка впливу урбанізаційного процесу на стан природної та техногенної безпеки в регіонах України. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування*: кол. моногр. Львів: ТзОВ "ЗУКЦ", 2020. С. 232–255. book doi: 10.23939/book.ecocongress.2020
3. Васютинська К.А., Барбашев С.В. Оцінка впливу факторів урбанізації на небезпеку активізації карстових процесів у регіонах України. *Геохімія техногенезу*, 5, 33 – 40. <https://doi.org/10.15407/>
4. Васютинська К.А. Оцінка урбогенного навантаження на територію і населення міст України обласного значення від викидів стаціонарних джерел забруднення повітря. *Екологічні науки*. 2021. Вип. 4(37). С. 102–108. DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2021.eco.4-37.15>. Електронний ресурс [Project Jupyter | Try Jupyter](#)

Вітько В. І., канд. фіз.-мат. наук;

Коваленко Г. Д., д-р фіз.-мат. наук, проф.

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

ПРО МОЖЛИВІ НАСЛІДКИ ЯДЕРНОЇ АВАРІЇ НА ЗАПОРІЗЬКОЇ АЕС

У зв'язку з підривом Каховської ГЕС на Запорізької АЕС відбулася критична ситуація з постачанням води на охолодження реакторних установок і басейнів з відпрацьованим ядерним паливом.

Вода з Каховського водосховища більше не надходить до ставка-охолоджувача. За рахунок випарювання запаси води зменшуються, а враховуючи складну ситуацію на площадці ЗАЕС, дамба ставка-охолоджувача також може бути зруйнована.

Через декілька місяців паливо в реакторах може розплавитися, як і в басейнах витримки, що приведе до пошкодження їх корпусів. Шість реакторних установ і шість басейнів з відпрацьованим ядерним паливом можуть викинути газообразні і летючі радіоактивні речовини в навколишнє середовище. Виникне масштабна радіаційна аварія.

В даній роботі виконано оцінку радіаційного впливу Запорізької АЕС на навколишнє середовище під час виникнення аварійної ситуації.

Об'єкт досліджень

Запорізька АЕС розташована в Запорізькій області, на лівому березі центральної частини Каховського водосховища в 70 км нижче м. Запоріжжя, в 160 км вище греблі Каховської ГЕС. Вона знаходиться у Кам'янсько-Дніпровському районі. Районний центр, Кам'янка-Дніпровська, розташований на відстані 12 км на південний захід від АЕС. Обласний центр, Запоріжжя, розташований в 55 км на північний схід від АЕС [1].

Місто-супутник – Енергодар. В 30-ти кілометровій зоні АЕС, крім м. Енергодар, розташовані наступні міста: м. Кам'янка-Дніпровська, м. Марганець, м. Нікополь, а також населені пункти сільського типу. Загалом в 30 км зоні спостереження знаходяться 59 поселень: 27 у Запорізькій області, 30 у Дніпропетровській та 2 у Херсонській області.

Район розміщення ЗАЕС та межі її зони спостереження (ЗС) показані на рисунку 1.

З 1985 по 1988 рік в експлуатацію було введено перші чотири енергоблоки. П'ятий енергоблок було введено в експлуатацію в 1989, а шостий – в 1996 році. Загальна встановлена електрична потужність атомної електростанції 6000 МВт. В серпні 2022 року всі енергоблоки були зупинені.

Модель розрахунків

При розрахунку наслідків радіаційних аварій використано програма HotSpot, яка розроблена в Національній Ливерморській лабораторії ім. Лоуренса в США.

Програма HotSpot (Версія 3.0.3 від 15 серпня 2015 р.) виконує розрахунки наслідків дії радіаційних ефектів на організм людини, пов'язаних з викидом в атмосферу радіоактивних матеріалів [2]. Програма призначена для розрахунку наслідків короткострокових викидів – близько декількох годин. Результати розрахунків у HotSpot є консервативними, тобто, оцінена доза зазвичай є більшою, ніж радіаційні ефекти, які пов'язані з викидом радіоактивних матеріалів, оскільки вважається, що людина перебуває 100% часу в точці опромінення.

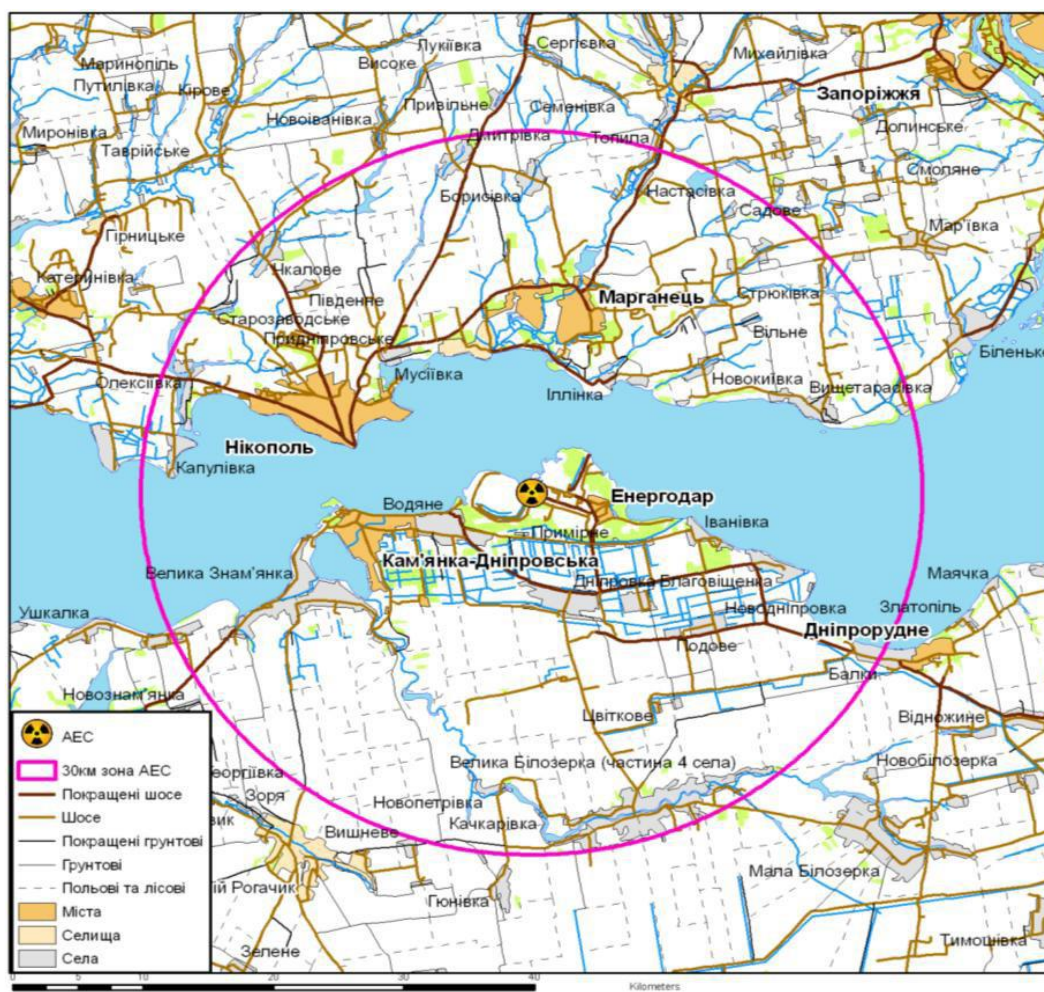


Рисунок 1 – Район розміщення Запорізької АЕС

HotSpot використовує дозиметричну методологію, що рекомендована Міжнародною Комісією з Радіологічного Захисту (ICRP). При завданні параметра FGR-13 використовуються дозові коефіцієнти сучасної ICRP-66 моделі дихання, а також методологія ICRP 60/70. Склад викиду може включати до п'ятдесяти радіонуклідів.

Радіаційний вплив на навколишнє природне середовище

Перелік потенційних проектних аварій при експлуатації енергоблоків ЗАЕС наведено в [3].

При розвитку несприятливих подій в зв'язку с відсутністю охолодження реакторів (відсутність води чи живлення насосів охолодження) максимальна проектна аварія може перетвориться в максимальну запроєктну аварію (ЗПА), тобто аварію, яка не передбачена проектними заходами. Одним із найгірших варіантів може бути розплавлення активної зони реактора, і вихід у навколишнє природне середовища максимально можливої активності.

При визначенні надходження радіонуклідів при запроєктній аварії, за основу було покладено граничну величину викиду Cs-137 до навколишнього середовища на рівні 30 ТБк відповідно до вимог безпеки Європейських експлуатуючих організацій до проектів атомних станцій на легководних реакторах. Ізотоп Cs-137 було обрано через його домінуюче значення для довготривалого забруднення навколишнього середовища, а також його вплив на наслідки для здоров'я.

Інші ізотопи у вигляді аерозолів (тобто, усі радіоактивні продукти розпаду, крім благородних газів та газоподібних ізотопів йоду) вивільняються до навколишнього середовища пропорційно граничній величині викиду Cs-137. Для благородних газів та газоподібних форм йоду активність вивільнення було розраховано на рівні 0,5 % від усієї активності в оболонці за день. Загальна активність вивільнення за весь період викиду консервативно встановлена на рівні 7-кратної активності вивільнення протягом першого дня [4].

Висота викиду консервативно розглядається як приґрунтовий, що відповідає прогнозованим шляхам вивільнення при серйозних аваріях – через негерметичність оболонки.

До загального переліку радіонуклідів, які можуть надійти до навколишнього середовища, крім ізотопів, взятих для прикладу, додано інші радіоізотопи з однієї групи, при цьому вони представлені у рівному відношенні, в якому знаходяться в сукупності продуктів розпаду в активній частині реактора, відносно граничної величини викиду Cs-137.

При розрахунку дози рекомендується приймати до уваги вивільнення окремих радіоізотопів, відповідно до часового інтервалу лінійної тривалості від 0 до 24 годин після виникнення аварії, що є консервативним підходом у порівнянні з розглянутою тривалістю вивільнення – 7 днів.

Основні радіонукліди та їх вихід при запроектованій аварії наведено у табл. 1.

Таблиця 1 - Активність викидів радіонуклідів при запроектованій аварії на ЗАЕС

Радіонуклід	Величина викиду, ТБк	Період напіврозпаду	Радіонуклід	Величина викиду, ТБк	Період напіврозпаду
Kr-85	2,10E+03	10,77 рік	I-133*	2,10E+03	20,8 год
Kr-85m*	5,30E+04	4,5 год	I-134*	2,30E+03	52,5 мін
Kr-87*	1,10E+05	76,3 мін	I-135*	2,00E+03	6,61 год
Kr-88*	1,40E+05	2,84 год	Xe-131m*	2,10E+03	11,9 доб
Sr-89*	6,00E+01	50,5 доб	Xe-133*	3,50E+05	5,25 доб
Sr-90	5,00E+00	29,1 рік	Xe-133m*	1,10E+04	2,19 доб
Sr-91*	7,50E+01	9,5 год	Xe-135*	1,10E+05	9,14 год
Y-91*	4,00E+00	58,51 доб	Xe-135m*	7,70E+04	15,29 мін
Mo-99*	4,00E+00	66 год	Xe-138*	3,20E+05	14,08 мін
Ru-103*	3,00E+00	39,6 доб	Cs-134	6,00E+01	2,06 рік
Sb-127*	1,60E+01	3,85 доб	Cs-136*	1,50E+01	13,04 доб
Sb-129*	4,60E+01	4,4 год	Cs-137	3,00E+01	30,0 рік
Te-131m*	2,00E+01	30 год	Ba-140*	1,00E+02	12,74 доб
Te-129m*	8,00E+00	33,6 доб	La-140*	5,00E+00	1,68 доб
Te-132*	2,00E+02	78,2 год	Ce-141*	4,00E+00	35,2 доб
I-131*	1,00E+03	8,04 доб	Ce-144	3,00E+00	284 доб
I-132*	1,50E+03	2,3 год	Np-239*	4,80E+01	2,355 доб

Оскільки після зупинення всіх енергоблоків минуло більше 1 року, всі радіонукліди, які мають період напіврозпаду менше 4 місяців практично розпалися, і їх вкладом в повну дозу можливо знехтувати. Ці радіонукліди в табл. 1 відзначені зірочкою. Таким чином, із всіх 34 радіонуклідів, які дають основний внесок в дозу за 50 років при аварії на блоку, який працював, ми в розрахунках для даної запроектованої аварії на непрацюючій блоку залишаємо лише 5: Kr-85, Sr-90, Cs-134, Cs-137 і Ce-144. За розрахунками внесок цих 5 радіонуклідів приблизно 50% на відстані 1 км, а на далеких відстанях більш 90%. В розрахунках враховується, що населення потребує лише не забруднені продукти харчування.

Проведені розрахунки очікуваних ефективних індивідуальних доз за різні періоди часу після аварії наведено на рис. 2. Різні періоди опромінення необхідні для порівняння з дозами за різними періодами, наведеними в НРБУ-97 [5], і які регламентують введення різних контрзаходів. Суцільна крива 1 показує залежність ефективної дози від відстані за перші 2 тижня при ЗПА. Штрих-пунктирна крива 2 показує розрахунки доз за перші 12 місяців. Зрозуміло, що чим більше часу населення опромінюється, тим більші дози воно отримує. Всі розрахунки доз виконані для відстань вдовж напрямку вітра, в якому диме вітер у момент аварії.

В українських Норммах радіаційної безпеки [5] при радіаційної аварії прописані величини доз, при яких необхідне проведення контрзаходів для захисту населення, табл. 2. Розглянемо найбільш вагоміше із них.

Дозу 1 Гр за 2 доби (п.1 табл.2) не перевищено, тому що сумарна ефективна доза за 2 тижня менше 1 Зв на відстані більше 100м від ЗАЕС. Безумовно виправдане екстрене втручання при гострому опроміненні не передбачається.

Доза 5 мЗв на все тіло за перші 2 тижні (п.1 табл.2) за прогнозом буде перевищена на відстанях до 10 км від ЗАЕС. Якщо в момент аварії вітер диме в напрямку м. Енергодар, то в цьому випадку потрібне введення невідкладних контрзаходів для всього населення цього міста

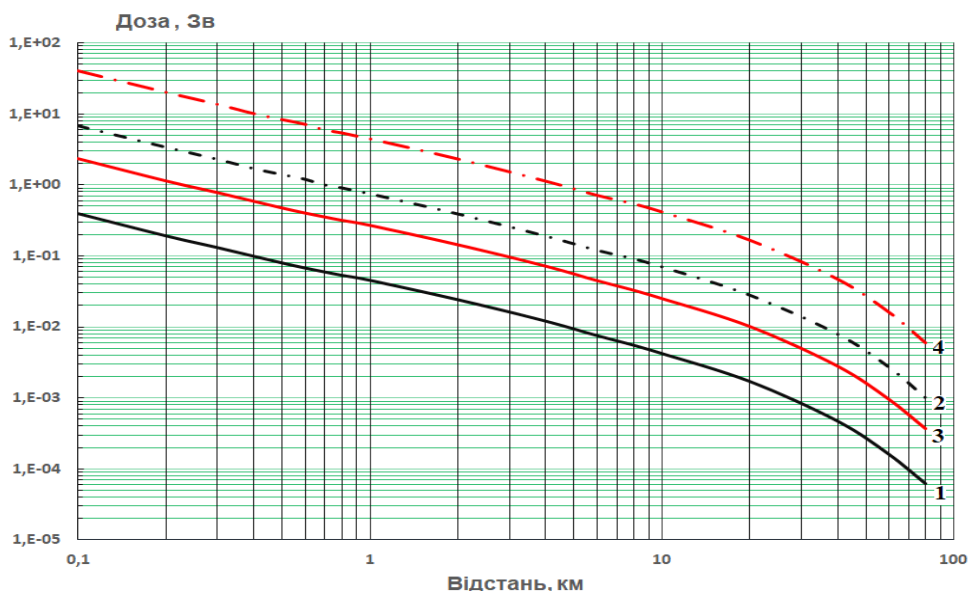


Рисунок 2 – Залежність очікуваної ефективної дози від відстані при ЗПА (Суцільна крива 1 – розрахунки доз за перші 2 тижня (1 блок), штрих-пунктирна крива 2 – розрахунки доз за перші 12 місяців (1 блок), суцільна крива 3 – розрахунки доз за перші 2 тижня (6 блоків), штрих-пунктирна крива 4 – розрахунки доз за перші 12 місяців (6 блоків))

Доза 50 мЗв за 12 місяців може отримати населення, яке знаходиться на відстані (п.4 табл.2) до 15 км від ЗАЕС. Якщо в момент аварії вітер диме в напрямку

м. Енергодар, то в цьому випадку потрібне прийняття рішення про переселення для всього населення цього міста.

Доза 100 мЗв за 50 років може отримати населення, яке знаходиться на відстані (п.5 табл.2) до 25 км від ЗАЕС. Якщо в момент аварії вітер дме в напрямку м. Енергодар, то в цьому випадку потрібне прийняття рішення про переселення для всього населення цього міста.

Доза 200 мЗв на все тіло за 50 років може отримати населення, яке знаходиться на відстані (п.3 табл.2) до 15 км від ЗАЕС. Якщо в момент аварії вітер дме в напрямку м. Енергодар, то в цьому випадку потрібне прийняття рішення про переселення для всього населення цього міста.

Таблиця 2 - Рівні втручання при радіаційних аваріях

№ п/п	Контрзаходи	Рівні доз
1	Безумовно виправдане екстрене втручання при гострому опроміненні	1 Гр за 2 доби на все тіло (кістковий мозок)
2	Нижня межа виправданості для невідкладних контрзаходів	5 мЗв на все тіло за перші 2 тижні після аварії
3	Нижня межа виправданості для прийняття рішення про переселення	0,2 Зв за період переселення
4	Нижня межа виправданості для прийняття рішення про переселення	0,05 Зв за перші 12 місяців після аварії
5	Нижня межа виправданості для прийняття рішення про тимчасове переселення	0,1 Зв за період тимчасового відселення

Ще раз відзначимо, що ми розглядаємо лише аварію на одному енергоблоку, хоч не виключено, що ця аварія можливе виникнуть на всіх блоках одразу, коли зникнуть водопостачання і/або живлення систем водоохолодження, тобто прогнозований масштаб аварії можливе необхідно збільшити у шість разів(аварія на шости блоках одразу - криві 3 і 4 на рис. 2).

Необхідно як можливіше ввести і здійснювати моніторинг за водопостачанням охолоджувальних установ і живленням всіх систем водоохолодження.

Висновки

У роботі проведені розрахунки та обґрунтовано радіаційний вплив на навколишнє природне середовище і населення наслідків викидів радіоактивних речовин з ЗАЕС за умов виникнення можливих ядерних аварій при припиненні подачі води в систему охолодження реакторів, або припинення живлення охолоджувальних пристроїв.

Всі розрахунки проведені для консервативних умов поширення домішки і формування доз опромінення (дози максимальні).

Наведені максимально допустимі значення еквівалентних доз для населення на відстані до 100 км від ЗАЕС.

Виходячи з проведених оцінок після виникнення запланованої аварії та несприятливих метеоумов можливе потребується введення невідкладних контрзаходів для всього населення м. Энергодар і потребується прийняття рішення про переселення для всього населення цього міста.

Показано, що вже зараз необхідно ввести моніторинг системи охолодження реакторних установ та моніторинг системи живлення охолоджувальних систем.

Література

1. ЕЖЕГОДНЫЙ ОТЧЕТ. Состояние радиационной безопасности и радиационной защиты на Запорожской атомной электростанции в 2012 году. ОП «Запорожская АЭС». 2013, 139 с.
2. Steven G. Homann, Fernando Aluzzi. HotSpot. Health Physics Codes. Version 3.0. User's Guide. National Atmospheric Release Advisory Center. Lawrence Livermore National Laboratory. Livermore, CA 94550. LLNL-SM-636474. -198 p.
3. МІНІСТЕРСТВО ЕНЕРГЕТИКИ ТА ВУГІЛЬНОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ УКРАЇНИ. ДП «Державний науково - інженерний центр систем контролю та аварійного реагування». Звіт про екологічний аудит ВП "Запорізька АЕС". Київ, 2015, 484 с.
4. НОВИЙ ЯДЕРНИЙ БЛОК НА ТЕРИТОРІЇ ЯСЛОВСЬКЕ БОГУНИЦЕ. ЗВІТ ПРО ОЦІНКУ ТРАНСКОРДОННОГО ВПЛИВУ ЗАПЛАНОВАНОЇ ДІЯЛЬНОСТІ НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ. Jadrová energetická spoločnosť Slovenska, a. s. Tomášikova 22, 821 02 Bratislava, Словацька Республіка.
5. Нормы радиационной безопасности Украины (НРБУ-97). Государственные гигиенические нормативы. – Киев: 1998. – 134 с.

Волошин В. С. д-р. техн. наук, проф.

Приазовский государственный технический университет, г. Мариуполь - Днепр, Украина

ЛОГИСТИКА СТРУКТУРНЫХ ПРЕВРАЩЕНИЙ ВОДЫ, КАК ОСНОВА ЕЕ ДИНАМИЧЕСКОГО УПРАВЛЕНИЯ В ЭКОСИСТЕМАХ

В последние годы внимание ученых все больше привлекают структурные состояния, которые могут содержаться в обыкновенной воде. Становится очевидным, что научиться управлять структурой воды, это значит научиться управлять ее качеством, делать ее более пригодной для употребления, а значит более полезной для человеческого организма [1]. Но, как показывает практика, системное управление вне его эмпирических возможностей, является весьма непростой задачей, решение которой связано с эффективностью использования относительно скудных запасов питьевой воды на планете.

Типичные последовательные состояния, которые свойственны воде, в зависимости от внешних параметров, составляют своеобразную логистическую цепочку, в основе которой лежит единственный из этих параметров – температура воды ($x_i = t_{H_2O}$):

1. Жесткая структурная решетка (лед) при $t < 0^\circ\text{C}$.
2. Каркас (лед) +отдельные молекулы H_2O в окрестностях точки с $t \approx 0^\circ\text{C}$.
3. Клатраты. Упорядоченная каркасная структура жидкой воды при $t = (0 \div 3,98)^\circ\text{C}$.
4. Смешанная структура: надмолекулярные кластеры, плюс отдельные молекулы H_2O при $t = (0 \div 3,98)^\circ\text{C}$.
5. Число свободных молекул в смешанной структуре увеличивается в температурном диапазоне $t = (3,98 \div 100)^\circ\text{C}$.
6. Разорванные структурные молекулярные схемы. Отсутствие надмолекулярных структур в окрестностях точки $t \approx 100^\circ\text{C}$ при н.у.
7. Отдельные молекулы H_2O с высоким энергетическим потенциалом. Пар при $t \geq 100^\circ\text{C}$.

Это далеко не все объективные структурные образования в воде. В нее активно включаются не только кластеры, клатраты, но и ионы, мелкодисперсные коллоиды, взвеси инородных частиц, газовые микропузырьки различного состава и др. Между

этими компонентами располагаются в произвольной форме еще и около 20% отдельных молекул H_2O . Такая, уже сложная и многокомпонентная, структура воды находится в постоянном динамическом состоянии, в котором все элементы, начиная с атомов и кончая газовыми микропузырьками, механическими микровключениями и ионами, постоянно меняются, состоя в колебательном режиме с самыми различными частотами, и формируют те или иные биологические качества воды.

В термодинамически неравновесной системе, какой является вода, происходит постоянный обмен квантами энергии колебания (V-V-обмен) между надмолекулярными объединениями, либо за счет взаимного излучения-поглощения фотона между взаимодействующими молекулами H_2O , либо за счет водородных связей, которые также получают энергетическую подпитку благодаря колебательным процессам окружающей части системы (кластеры, клатраты) [2]. Причем, эти формы энергетического обмена, определяющие системные свойства воды, взаимоувязаны с ее структурными состояниями.

В колебательном режиме молекула воды имеет три устойчивые моды:

- симметричная, соответствующая состоянию молекулы без внешних воздействий (идеальный газ);
- асимметричная, когда движение атомов H_2 осуществляется только вдоль связей O-H, но при неизменном значении полярного угла H-O-H;
- деформационная, осуществляемая теоретически только за счет деформации полярного угла молекулы H-O-H.

Следует отметить, что энергетический обмен на уровне квантов может осуществляться между следующими модами молекул H_2O : между симметричной и деформационной или между асимметричной и деформационной [2]. И отсутствуют фотонные переходы между симметричными и асимметричными молекулами воды. Еще раз повторим, что этот обмен возможен только при наличии механизма «излучения-поглощения» фотона между взаимодействующими молекулами H_2O . И, кроме того, наибольшей вероятностью обладают такие взаимные энергетические переходы между молекулами, при которых дефект энергий перехода ΔE_d между излученным квантом одной молекулы и энергетическим уровнем акцепторной молекулы ε_a

$$\Delta E_d - \varepsilon_a < kT \quad (1)$$

где: kT - квант кинетической энергии молекулы H_2O для заданной температуры T .

Сформулированная, таким образом, логистика имеет вид вполне стандартного алгоритма поведения молекул H_2O на макроуровне. Этот алгоритм реализуется непрерывно в самых различных вариантах, которые диктуются совокупностью внешних параметров воздействия, подобных нашему $\alpha(x, y)$, устойчивость которых можно оценить на поверхности Пуанкаре по сценарию удвоения периодов Фейгенбаума, либо при помощи критериев Ляпунова.

В первом приближении рассмотрим наиболее приемлемый вид логистического отображения для структурных образований в воде

$$y_n = 1 - \lambda y_{n-1}^2 \quad (2)$$

для которого параметр λ определяет способы возможных итераций в динамическом процессе. Он и определяет показатель устойчивости Ляпунова для системы в виде

$$\Lambda = \lim_{n \rightarrow \infty} n^{-1} \sum_{i=0}^{n-1} \ln |f'(y_i)| \quad (3)$$

где $f'(y_i) = -2\lambda y_i$, для выбранного вида логистического отображения.

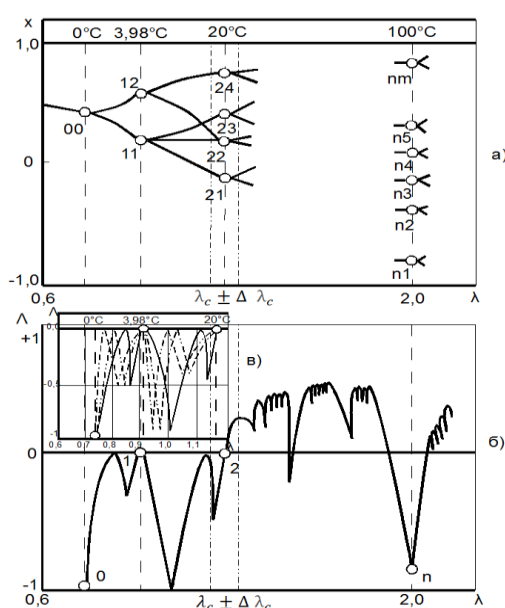


Рисунок 1 – Модель итерационных бифуркаций в области устойчивости структурных состояний воды по критерию Ляпунова для параметра $\alpha(x, y) = t_{H_2O}$ °C; а) – дерево бифуркаций в структурных состояниях воды; б) - флуктуация устойчивых состояний в межбифуркационных областях (до состояния неустойчивости, т. 2); в) – соотношение между устойчивыми и неустойчивыми значениями параметра λ в пределах особых температурных точек.

На рис. 1 показано, как образуется процесс перехода организованной системы молекул H_2O из упорядоченности к хаотическому их расположению, в зависимости от параметра $\alpha(x, y)$ по итерационным производным процесса, связанным с процедурой

удвоения периода. Безусловно, варианты перехода к хаосу могут быть и другие. Мы обратимся к виду, описываемому уравнением (2). Его динамика зависит от единственного параметра λ . Для цикла периода 1 который может играть роль первичного аттрактора ($\lambda=0,75$) исходная неподвижная точки функции y_i является решение уравнения (2) в корневом виде $y_0 = \frac{1}{2}\lambda^{-1}(1 - \sqrt{1 + 4\lambda})$. Устойчивость исходной неподвижной точки зависит от расчетного мультипликатора, показывающего изменение функции при бесконечно малом возмущении за первоначальный период цикла. Значение такого мультипликатора, как и ранее, вычислим из уравнения (4) $\mu = f'(y_0) = -1 \pm \sqrt{1 + 4\lambda}$. При $\mu = -1$ имеем $\lambda = 0,75$. Это исходная (неподвижная) точка для расчета устойчивости по критерию Ляпунова. При $\lambda > 0,75$ неподвижная точка теряет устойчивость. Любая неустойчивость, в конечном результате, приводит к бифуркации. Возникает цикл удвоенного периода, а появившийся новый устойчивый цикл просто чередует исходную последовательность чисел $y_i = 1 - \lambda y_{i-1}^2$ и $y_{i-1} = 1 - \lambda y_i^2$ до тех пор, пока система молекул не войдет в следующий период неустойчивости. И бифуркационная процедура повторяется еще раз. Таким может быть первый подход к управлению структурой воды.

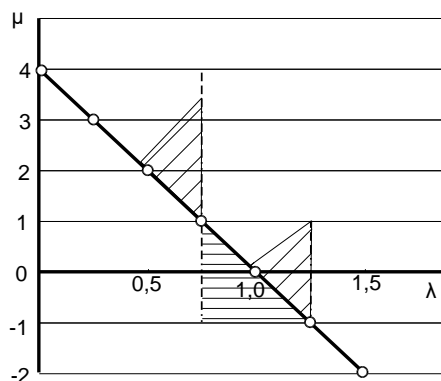


Рисунок 2 – Границы устойчивости динамической системы на первом шаге процедуры удвоения периода.

Для того, чтобы показать процедуру удвоение периода, отметим закономерность, при которой вычитание одного значения y_i из другого дает $\lambda^{-1} = y_{i-1} + y_i$, или $1 - \lambda y^2 = \lambda^{-1} - y$. Отсюда $y_i = \frac{1}{2}\lambda^{-1}(1 \pm \sqrt{4\lambda + 3})$. А мультипликатор цикла периода 2 равен $\mu = f'(y_i) \cdot f'(y_{i-1}) = 4(1 - \lambda)$. При $\lambda = 1,25$ значение $\mu = -1$ и система теряет свою устойчивость (рис. 2).

Появляется новый цикл устойчивости с периодом 4. Последовательно происходит потеря устойчивости цикла с периодом 4 и появляется устойчивый цикл периода 8. И т.д.

Примем за исходный параметр, который приводит к итерации молекулярной системы H_2O , ее температуру в пределах $\sim(0 \div 100)^\circ C$. Сопоставление этого интервала с логистической схемой развития структуры воды дает нам специфические точки, в которых вода претерпевает фазовые превращения либо имеет критические свойства. Это диапазоны $< 0^\circ C$; $(0 \div 3,98)^\circ C$; $(3,98 \div 22)^\circ C$; $(22 \div 36)^\circ C$; $(36 \div 100)^\circ C$; $> 100^\circ C$ (см. рис. 1). Некоторые из них связаны с квантово-механической природой особых точек на температурной шкале воды. Каждая из этих точек не только отражает некоторое аномальное свойство воды, но и является разделом для различных структур H_2O .

Согласно сценарию Фейгенбаума указанным итерациям соответствуют последовательные бифуркации удвоения периода в виде бифуркационного дерева (см. рис. 1), а. Расчет связан с пошаговым вычислением некоторого четного числа $N = 2n$ итераций до получения устойчивого аттрактора, при котором и появляется в виде результирующей величины критерий устойчивости Ляпунова (3) (см. рис. 1, б). Критическая точка λ_c , которая отделяет регулярный процесс и хаос в условиях начала бифуркации и в данном случае имеет некоторый диапазон $\Delta\lambda_c$ связанный с разбросом исходного параметра $\alpha(x, y) = t_{H_2O}^*$ - специфических точек на температурной шкале воды. Точка перегиба 2 характеризует начало хаотических изменений в системе, когда $\Lambda > 0$. Как мы уже знаем, в температурном диапазоне свыше $22^\circ C$ происходят лавинообразные процессы высвобождения отдельных молекул H_2O на поверхности воды, которые уже имеют хаотическую структуру. При $\lambda \geq 2$ наступает хаос, который полностью отвечает значению температуры на шкале $t \geq 100^\circ C$, то есть газообразному состоянию воды, когда все молекулы хаотически разъединены и их столкновение, энергетический обмен, отсутствие водородных и других химических связей означают только одно: такое многократное удваивание периода бифуркации, перемежаемость, доходящая до состояния неупорядоченного расположения отдельных молекул определяется как хаос.

В полном соответствии с сценарием Фейгенбаума, при заданном значении исходного параметра $\alpha(x, y)$ могут появляться области устойчивости, например, если появляется еще один параметр, который препятствует развитию бифуркационных явлений. Например, повышенное давление, при котором происходят системообразующие процессы вопреки хаосу.

Таким образом, структурированная вода обладает свойствами, позволяющими рассматривать ее в энергоэнтропийном варианте, как источник организованности и управляемости, источник процессов упорядочения, состоящие в явно неравновесном

состоянии [3]. Для этого вода обладает в установленном фазовом диапазоне структурами с меняющейся устойчивостью, которая изменяет структурную логику в зависимости от внешних параметров, причем изменчивость структуры воды носит явно флуктуационный характер, с крайне высокой частотой порядка 100 ГГц.

Здесь следует уточнить, что энтропия все-таки вероятностная характеристика и поэтому множества допустимых состояний, измеряемые числом и порядком единиц должно иметь физический эквивалент, например, для воды в виде спин-моментов атомов водорода.

Приведем весьма наглядный пример того, что происходит с энтропией в микросистемах, когда этот показатель устойчивости системы согласован с ее термодинамическими параметрами.

Одним из значимых параметров, объединяющих микро- и квантовый уровни для воды является динамическая энтропия Колмогорова-Синяя (1959) (КС-энтропия),

$$h = \lim_{\substack{d(0) \rightarrow 0 \\ t \rightarrow \infty}} \{\ln[\exp(kt)]\}/t \quad (4)$$

при помощи которой можно легко определить режим системы – регулярный или хаотический [4]. Здесь $d(0)=[x_1(t=0) - x_0(t=0)]$ – расстояние между соответствующими фазовыми точками x_i некоторого фазового пространства; $x_i(t)$ – последовательные траектории динамической системы; k – средняя скорость экспоненциального расхождения траекторий; t – время динамического изменения системе. В частности, для хаотической динамики системы КС-энтропия $h > 0$. Этот показатель для нас удобен тем, что это максимальный из характеристических показателей Ляпунова, в частности,

$$\Lambda(\xi(0)) = \lim_{t \rightarrow \infty} \{t^{-1} \ln \frac{|\xi(t)|}{|\xi(0)|}\}, \quad (5)$$

определенный на начальном смещении вектора $|\xi(0)| = \zeta \rightarrow 0$.

В данном случае простым сопоставлением можно вычленить очень интересное соотношение типа

$$\{\exp[\exp(kT)]\} \leftrightarrow \pm \frac{|\xi(t)|}{|\xi(0)|}. \quad (6)$$

Симметричное отрицательное отображение основной закономерности можно отбросить, как не действительное. А вот зависимость $\Lambda(h)$ в свете (6) представляет интерес, потому что из всех вариантов критериев устойчивости позволяет вычленить те из них, которые объединяют микросистемы с их квантовым содержанием (безусловно, если таковое имеется). Расчетные значения указанной зависимости при реализации алгоритма (4)÷(6) дает еще одно подтверждение процессов,

противоположных диссипативным, которые имеют место в воде при высокочастотных логистических изменениях ее структуры.

Поскольку дважды экспоненциальная функция дает весьма крутые изменения, прологарифмируем одну из них в виде $\Lambda = \Lambda(\ln h)$, сохраняя при этом общий вектор зависимости (рис. 3). Здесь мы снова сталкиваемся с процедурами неустойчивого состояния системы в области точек 3 (см. рис. 3).

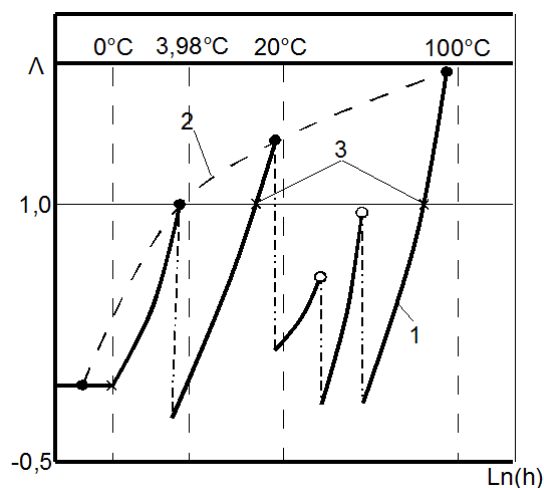


Рисунок 3 – Условия потери устойчивости в системе «кластеры H_2O » по параметру КС-энтропия (1) для аномальных точек $\alpha(x, y) = t_{H_2O}^*$; 2 – огибающая кривая для максимума пунктов критерия Ляпунова (бифуркационные точки); 3- пункты потери устойчивости для растущей КС-энтропии;

Связывая квантовую механику и энергетику микромира структурированной воды, в дальнейших наших последовательных рассуждениях, воспользуемся принципом наименьшего действия, который вытекает из свойства постоянной Планка (h). Согласно этому свойству, h , по своему физическому значению, является отображением минимального механического действия, которое может совершать любая система, т. е., по крайней мере, $h \leq \Delta S$. Воспользуемся выкладками, представленными в [2] и запишем уравнение динамики для некоторого надмолекулярного объединения воды, через импульс его изменения i и момент импульса M следующим образом

$$\Delta(i, M) = M\Delta i + i\Delta M \geq h. \quad (7)$$

Считая $\Delta i \neq 0$ и $\Delta M \neq 0$, допустим, что вероятность существования флуктуации Δi для координаты i составляет $P_i = \frac{\Delta i}{i}$, а вероятность существования флуктуации ΔM для координаты M составляет $P_M = \frac{\Delta M}{M}$ и запишем

$$\Delta i \cdot \Delta M \geq h[P_i P_M / (P_i + P_M)]. \quad (8)$$

Параметр в скобках коррелирован к взаимной флуктуации ($\Delta i \leftrightarrow \Delta M$), как равновеликая величина соответствующих вероятностей явно несовместимых и независимых переменных Δi и ΔM . В любом случае, по определению $(P_i + P_M)/P_i P_M \geq 2$, а значит выполняется $\Delta i \cdot \Delta M \geq h/2$, что сопоставимо с соотношением неопределенностей Гейзенберга.

Таким образом, частотная деформация структурных объединений в воде способствует появлению в них дополнительной энергии. Ее источник состоит, в основном, за счет высвобождения энергии связи при разрушении части молекул H_2O и O_2 , а также энергии водородных связей, которая превращается в колебательную энергию оставшихся молекул. Выделяемая энергия тратится на уровне всех мод молекул H_2O (симметричной, асимметричной и деформационной), что приводит к перераспределению уже колебательной энергии между квантово-механическими взаимодействиями [2].

Иными словами, в своей высокочастотной динамике кластерная структура воды, испытывающая собственные изменения, каждым своим новым состоянием должна быть обязана некоторому квантово-механическому импульсу, связанному с энергетической интервенцией в эту структуру и приобретением новой порции внутренней энергии. Только в этом случае можно говорить, в частности, о том, что энергетика особых точек воды (по Першину и Бункину) сопоставима с ее квантовым состоянием ($kT \approx h\Omega$). Источник такого импульса должен находиться в системе самой воды. Иными способами доставить туда упорядоченную микроэнергию для каждого мгновенного бесконечно малого варианта структурирования воды и придания ей общеизвестных качественных состояний просто невозможно. Источник энергии, должен находиться в воде. И зависеть от ее квантовой природы.

В результате мы получаем не процессы диссипации энергии и возрастания энтропии. А скорее, наоборот, несистемные частотные структурные изменения, способные содержать в своей динамике бифуркационные процессы, которые являются причиной минимизации диссипативных явлений внутри структуры воды в строгом соответствии с нелокальной версией термодинамики [5, 6]. Происходит процесс концентрации энергии и убывания энтропии в строгом соответствии с принципами нелокальной версии термодинамики, согласно которым энтропия таких систем квантована.

Такие выкладки дают право смотреть на структуру воды, как на минимально возможную по динамическим свойствам, а значит и малоуправляемую микросистему, в составе которой существуют внутримолекулярные квантовые отношения.

Энергоэнтропика такой системы должна включать, прежде всего, квантовую интерпретацию энтропии, которая могла бы объяснить поведение частиц, опосредованных в структурах воды, с позиций закона минимума диссипаций. Один из основоположников теории устойчивости в термодинамике, И. Пригожин утверждал, что только источник внутренней энергии, по существу, может быть источником энтропии. В работе [7] небезосновательно утверждается, что рост энтропии, как меры хаоса в открытой системе должен быть согласованным с процессом структурирования системы. В полном соответствии с теми закономерностями, которые встречаются при изучении воды. В частности, там, где структурированная вода обеспечивает функционирование биологической клетки, или там, где вода, разбиваясь на анионы и катионы, резко меняет свое отношение к живой среде, там, где вода за счет собственного круговорота обеспечивает тепловой баланс, ее энтропийное состояние должно соответствовать внутренним энергозатратам, приводящим систему в новое, управляемое структурированное состояние. Тем более, что суммарная энтропия всей воды в природе, если ее сразу превратить в фотоны, изменится всего на сотые доли процента [8]. Таким образом, внешние источники энергозатрат в воде, для ее структурирования, действительно могут быть минимальными. Это условие, которому вода, по всей видимости, соответствует, является крайне актуальным, если мы действительно хотим связать некоторые «аномальные» свойства воды с ее биологическими возможностями для человека.

Литература

1. Волошин В. С. Бурко В. А. Питьевая вода. неустраиваемые требования// Экологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення. Міжнар. н.-п. конф. Харків, 2017. С. 131.
2. <http://www.mulder.ucoz.ru/blog/2009-03-25-16>
3. Першин С.М., Крутянский Л.М., Лукьянченко В.А.//Об обнаружении неравновесных фазовых переходов в воде. Письма в ЖТЭФ. 2011. т. 94(2), С.131-136.
4. Анищенко В.С. Сложные колебания в простых системах. М: Наука, 1990. – 312 с.
5. Майков В.П. Расширенная версия классической термодинамики – физика дискретного пространства-времени. М.: МГУИЭ, 1997– 160 с.
6. Nico1is G., Turner J. W.— Physica. Ser. A, **1977**, v. 89, p. 326.
7. Grecos A., Guo T., Guo W.— Physica. Ser. A, **1975**, v. 80, p. 421.
8. <http://www.rae.ru/monographs/37-1106>

Волошин В. С. д-р. техн. наук, проф.

Приазовский государственный технический университет, г. Мариуполь - Днепр, Украина

ЭНТРОПИЙНАЯ СОСТАВЛЯЮЩАЯ В СТРУКТУРЕ СОБЫТИЙНЫХ РИСКОВ

Риски в самых различных системах определяются большим количеством прикладных параметров, Учитывая, что риск является производной от некоторой последовательности прогнозируемых событий, логично предположить, что наиболее удобоваримыми показателями таких систем является энергия и связанные с ней термодинамические закономерности, а также, информация, которая подчиняется аналогичным закономерностям. Можно допустить существование и других универсальных параметров системы, которые могут коррелироваться с понятием риска. Такие показатели могут быть унифицированными, если удастся найти общие закономерности, позволяющие сводит воедино смысловое наполнение понятия «риск» с энергоинформационным содержанием систем, для которых осуществляется этот анализ.

Время, события, энтропия системы, ее риски, все эти показатели могут быть взаимозависимыми, и иметь свои смысловые позиции относительно предмета этой работы, смысла понятия риска [1]. Попробуем, на основании общеизвестного, показать, хотя бы в первом приближении, взаимосвязи понятия «событийный риск» с энтропийными процессами в системах.

Очевидно, что энтропия, как мера рассеяния энергии (информации), есть показатель динамизма системы. Чем меньше установленная и зафиксированная во времени эта мера рассеяния, тем система более ориентирована на последовательную структуризацию, проявление новых системных качеств, препятствующих появлению неопределенности. И наоборот. Чем более значительным является рассеяние энергии (информации), тем в большей степени система стремится к стабильности, равновесию, устойчивости. Эти показатели имеют, как правило, двойственное толкование. Например, устойчивость системы с максимальной энтропией и устойчивость системы с минимальным ростом этого показателя отличаются своим отношением к процессам развития. Первая из них теряет способности к саморазвитию. А вторая, напротив, максимально информативна и имеет возможности к перераспределению энергии или информации внутри системы

и вне ее, таким образом, чтобы в ней появлялись новые системные качества и свойства, ранее ей не присущие.

Это же относится к такому показателю системы, как риск, связанный с ее существованием и эффективной работой. Формально в координатах $R = \psi(\Delta S)$ впервые встречаются взаимозависимые характеристики: риск и энтропия. Основное их качество состоит в крайней неопределенности этой зависимости. Пока в литературе не нашлось объективных публикаций на эту тему, да и сам вопрос о взаимодействии риска и энтропии системы рассматривается только в обобщенных терминах [2, 3, 4, 5]. Требуется понимание, что определяющей координатой для них может быть не только время, его однонаправленная «стрела», как универсальный показатель, присутствующий в такой координатной сетке, но и последовательная шкала предполагаемых, наступивших и свершившихся ранее событий [1]. Переходные процессы для таких событий, предшествующих настоящему времени, могут отображаться, как показатели риска системы. В частности, понятие бифуркации, как области перехода от устойчивости к неустойчивому состоянию и наоборот, или точки перехода системы от неопределенности к вполне определенному состоянию и наоборот, могут быть связаны с изменением параметра состояния риска системы в двоичном коде – «0;1». Поэтому вполне объективно, что такие свойства системы должны быть определяющими и для самого понятия «событийный риск».

В упрощенном варианте возрастание энтропии ΔS системы, это количественная мера неупорядоченности, которая определяется числом допустимых событий (C), относящихся к системе, как $\Delta S \cong k \ln C$. Энтропия системы тем больше, чем больше возможных допустимых вариантов ее состояний, прогнозируемых из будущего, и связанных с ними событий, которые определяют эти состояния в предшествии к настоящему. Значит, для времени будущего число неопределенных событийных состояний $C_B \gg 1$, а для настоящего времени существует только одно, вполне определенное рискообразующее событийное состояние $C_H = 1$, которое сейчас происходит. Переход от $C_B \gg 1$ к вполне определенному $C_H = 1$ осуществляется в бесконечно малый временной интервал $\delta\tau \rightarrow 0$, предшествующий настоящему и который описан в работе [1]. Поэтому всегда выполняется условие $\Delta S_B \gg \Delta S_H$ (рис. 1). И риск получить от будущего вполне определенное событие в переходе от рискованной неопределенности к вполне определенному событию настоящего всегда соответствует записи $R \cong (\Delta S_B - \Delta S_H) / \Delta S_B \rightarrow 1$. Подобные выкладки могут привести к тому, что может стать реальностью даже состояние системы, для которой утверждается, что $R > 1$. Но это противоречит логике теории вероятности (см. рис. 1)

и подтверждается следующими рассуждениями о функциях взаимодействия энтропии определенных событий и связанными с ними рисками для самих систем. А именно.

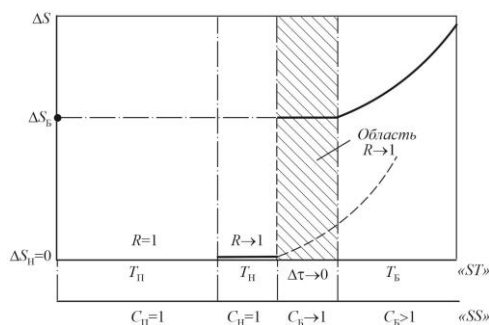


Рисунок 1 – Предполагаемая энтропия риска в соотношениях временного «ST» и событийного «SS» измерений.

Для некоторой системы, находящейся в состоянии слабой неравновесности в бесконечно малом интервале времени $\delta\tau$, термодинамический поток J_j , характеризующий скорость конкретного события j , зависит от термодинамических сил x_j , характеризующих потенциал этого события, и определяет последовательность и функционирование остальных событий или процессов, взаимодействующих с событием j . Функция диссипации (рассеяния) для такого события связана с этим параметром феноменологической зависимостью Л. Онсагера: $\sigma = \sum_{j=1}^n B_j J_j x_j$ для слабонеравновесных систем [1]. В нашем случае эта функция выполняет, в том числе, роль функции обмена энтропией между взаимосвязанными и последовательными во времени событиями в бесконечно малый интервал времени $\delta\tau$ [1].

Величина изменения энтропии может показывать на степень упорядоченности системы, в которой происходит некоторая последовательность взаимосвязанных событий. Согласно Л. Бриллюэну степень упорядоченности Y определяется разностью между максимальным $\Delta_e S_{max}$ и текущим $\Delta_e S$ значениями энтропии в энергетическом обмене между событиями и внешней средой. Степень разупорядочения системы X , соответственно, определяется как разность между текущим $\Delta_e S$ и минимальным $\Delta_e S_{min}$ значениями энтропии такого обмена

$$Y(\tau) = \Delta_e S_{max} - \Delta_e S(\tau);$$

$$X(\tau) = \Delta_e S(\tau) - \Delta_e S_{min}$$

Степень упорядочения и разупорядочения связаны с неоднозначными параметрами исходной системы и, как правило, не могут быть тесным образом

сопоставимыми. В этом случае [7], следует переходить на относительные показатели оценки степени упорядочения системы, например, соотносимые с показателями X и Y во времени, и отнесенные к общему масштабу изменения энтропии $\Delta_e S_{max} - \Delta_e S_{min} = \Delta$. Тогда относительная величина для показателей упорядочения и разупорядочения при соблюдении очевидного условия $K_Y + K_X = I$ может иметь вид

$$K_Y = \left(\frac{\Delta_e S_{max}}{\delta\tau} - \frac{\Delta_e S(\tau)}{\delta\tau} \right) / \frac{\Delta}{\delta\tau}$$

$$K_X = \left(\frac{\Delta_e S(\tau)}{\delta\tau} - \frac{\Delta_e S_{min}}{\delta\tau} \right) / \frac{\Delta}{\delta\tau}$$

Основной параметр здесь – относительная величина изменения локального удельного потока энтропии, участвующей в обменных процессах системы с внешней средой в различные периоды времени.

Методикой исследования определяются 10 произвольно выбранных, но упорядоченных и взаимосвязанных между собой событий для мониторинга и прогнозирования наиболее рискообразующих из них, с периодичностью один раз в 5 суток на протяжении 100 дней. Для каждой цепочки событий производится расчет относительной величины изменения локального удельного потока энтропии за указанный период времени, определяется минимаксный диапазон и рассчитывается значение показателей K_Y и K_X . С увеличением относительной величины изменения энтропии в сторону возрастания, величина показателя упорядочения уменьшается и, наоборот, значение показателя разупорядочения растет. Следует отметить, что изменение относительной величины локального удельного потока энтропии для конкретной цепочки событий имеет явно нестационарный характер и зависит от множества, на первый взгляд, случайных причин. На самом деле, событийные цепочки связаны между собой своими причинно-следственными отношениями, что делает их узнаваемыми и расчет энтропии для каждой из них вполне предсказуемый.

Такую модель легко представить в виде последовательного орграфа (см. рис. 2), где вершины (qj) являются отображением некоторых предполагаемых событий (j) или свершившегося «00» события на каждом -ом уровне прогнозируемого интервала времени в будущем, по отношению к настоящему, а ребра графа, это причинно-следственные связи, последовательно превращающие одну j -ю причину в другую, функционально сопоставимую с ней. Здесь представлены четыре последовательных временных уровня ($q=4$) предполагаемых событий, каждое из которых на своем уровне является независимым от других равноуровневых. И только при переходе на следующий временной уровень проявляется своя собственная межуровневая связь.

Выделим три составляющие:

- предполагаемые события (четыре уровня во временном интервале будущего на рис. 2);
- событийный интервал между потенциальными и наступившими событиями ($\delta\tau \rightarrow 0$);
- область свершившихся событий и настоящее время T_n .

Самый нижний, первый, уровень событий показывает нам именно бифуркацию, например, в виде катастрофы сборки, когда в период времени $\delta\tau$ остаются только три пока неопределенных варианта событий: 11, 12, 13, и лишь одно из них, а именно 12 становится реально свершившимся уже через мгновение $\delta\tau$ в настоящем времени (см. рис. 2). Цепочка предполагаемых событий, которые привели к свершившемуся риску «00» имеет вид:

$$00 \leftarrow \overbrace{(12)}^I \leftarrow \overbrace{(23)}^{II} \leftarrow \overbrace{(34)}^{III} \leftarrow \overbrace{(34 \rightarrow 36)}^{III} \leftarrow \overbrace{(44 \rightarrow 46 \rightarrow 48 \rightarrow 49)}^{IV}$$

Все остальные возможные события, в данном случае, не привели к реальному результату, событию «00».

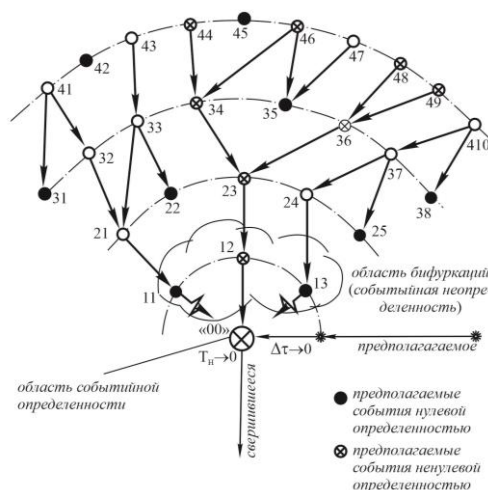


Рисунок 2 – Ориентированный граф отображений предполагаемой событийности и причинно-следственных связей $[J(j = 1,1, J) \rightarrow Q(q = 1,1, Q)]$ между событиями, находящимися в предположении к некоторым равнозначным условиям.

В методическом плане такой орграф (см. рис. 2) формируется исходя из матрично-хронологического определения причинно-следственных взаимодействий для некоторого события и условий их возникновения, которые могут изменить последовательность событий произвольным образом, внося тем самым в методику высокую степень неопределенности.

Причинно-следственные взаимодействия событийных процессов легко отслеживать в каждом конкретном (i – ом) одномоментном матричном режиме (рис. 3) в виде элементов матрицы a_{jk} , где: j – порядковый номер причины появления

события k – порядковый номер следствия, которое является основой для события. Как следует из таблицы (см. рис. 3), каждой причинно-следственной связи может быть присвоен некоторый маркер, состоящий из нулей и единиц и отражающий соответствие этого события некоторым условиям. Размер элемента матрицы может быть иным. Например, если элементы матрицы соответствия являются производными от экспертных оценок, значит, они могут составлять суть цифровых экспертных оценок. Смысл матрицы для некоторого значения $\tau_i = const$ при этом полностью сохраняется потому, что в ней присутствует временная составляющая, разделяющая содержание каждого элемента матрицы в собственном -ом временном интервале τ_i . Это придает некоторую форму универсальности таким записям. В конечном результате такая матрица дает представление о единственном событии, которое из предполагаемого будущего через интервал времени, например, $3\Delta\tau$ станет реальным. В течение этого интервала времени из всех возможных $a_{j,k}$ – ых событий рисковое событие $a_{j,4}$ будет реализовано как фактически состоявшееся.

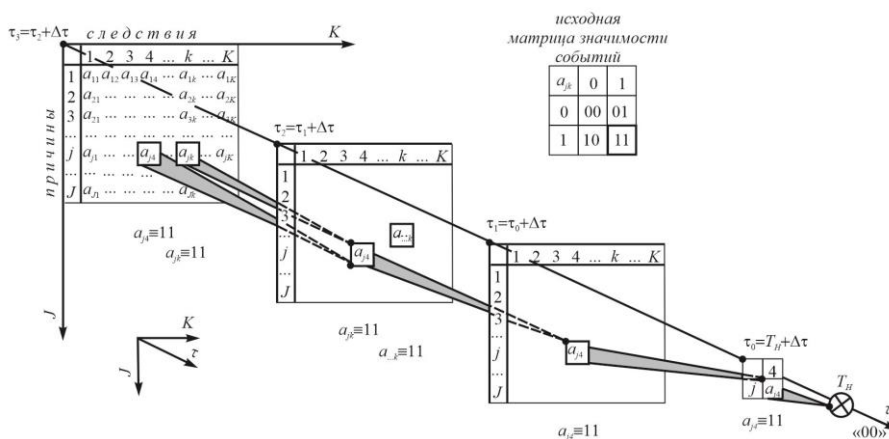


Рисунок 3 – Динамические матрицы причинно-следственных связей для оценки реального рискового события «00» в некотором временном интервале

Вернемся к рис. 1. Структурная иерархия событий, описанная здесь, предусматривает, что на каждом событийном уровне, для каждого предполагаемого события существует своя удельная энтропия $\Delta_{p,q}S(\tau)$, где $p(0,1,4)$, $q(1,1,10)$, определяемая согласно закону Шеннона, и рассчитываемая в зависимости от суммы информации, которая связана с конкретной последовательностью взаимосвязанных событий в некотором временном интервале. Расчетные значения показателей K_Y и K_X в некотором временном интервале, записанном для удобства параметрической зависимостью $\tau^* = 100 - \tau$, таким образом, чтобы соблюдались отношения разнонаправленности шкал “ST” и “SS” представлены на рис. 4. Противоположность направленности стрелы времени и энтропии, с одной стороны, и шкалы событий, с

другой, подчеркивается их основными свойствами, описанными выше. Для стрелы времени и энтропии, это последовательность и неизбежность наступления последующего времени, последующего рассеяния энергии или информации. Для шкалы событий, это неопределенность и паллиативность еще не наступивших состояний. Таким образом, динамизм последовательности событий является производной от динамики энтропии системы и определяется этим параметром.

Динамика относительной величины изменения энтропии отдельных событий (см. рис. 2) от состояния хаотического к упорядоченному отслеживается, в частности, по следующим цепочкам $44 \rightarrow \dots \rightarrow 23 \rightarrow 12 \rightarrow "00"$ и приводит к однозначному событию «00», обладающего свойствами объективного риска. При этом выделенная величина показателя упорядоченности составляет $K_Y = 0,62$. В этих же отношениях была и другая цепочка предполагаемых событий $410 \rightarrow 24 \rightarrow 13$. Однако, она, и все другие цепочки, представленные на рис. 2 не привели к реальному рискообразованию вследствие явно нестабильного значения коэффициента K_Y . Остальные событийные связи, не оцифрованы здесь только по причине плотности рисунка, но могут быть прослежены читателем самостоятельно при сравнении рис. 2 и рис. 4. Общий вывод состоит в том, что энтропия, как мера упорядоченности или разупорядочения в событийной информации, может представлять собой вариант предположительности в причинно-следственных отношениях между событиями, предшествующими появлению реального риска.

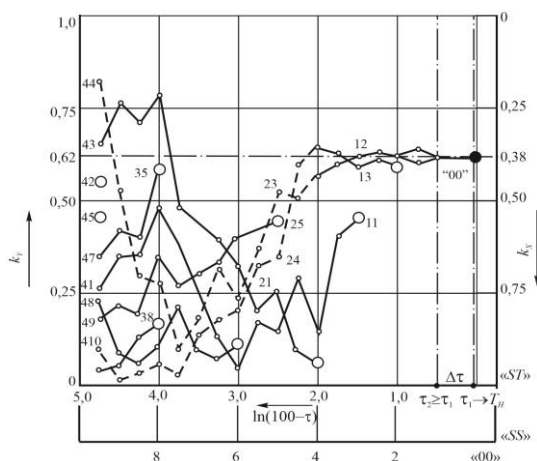


Рисунок 4 – Взаимодействие и взаимоотношения в динамике изменяемых показателей энтропийного упорядочения в масштабах шкал: временной - «ST» и событийной - «SS» соответственно.

Непреодолимое отличие заключается в том, что будущее является непредсказуемым, а настоящее – вполне определенным. Недостижимость предсказуемого является одним из природных постулатов, на основе которого появляется понимание неопределенности будущего и соответствующего ей риска.

Критерием такого преодоления может стать только практика, свершившегося в виде «накопительной емкости событий», что уже произошло, ее изучение, экстраполирование на будущие неопределенности, о чем свидетельствуют данные методики в практическом применении.

Вывод

Фактически, представленная методика есть не что иное, как метод прогнозирования определенного и узкого по содержанию класса явлений. В данном случае, это временная последовательность событий, со своей энергией и информацией, приводящих к рискообразующим результатам. Оценка таких событий осуществляется на основании определения меры рассеяния энергии или информации, индивидуальных для каждого из прогнозируемых событий. Представленный способ анализа рисков, на основании событийных рядов в некотором временном интервале, приближенном к настоящему времени, позволяет оценивать собственно риск в показателях системы, понятных для пользователя и сопоставимых с показателями других систем.

Литература

1. Волошин В. С., Лямзин А. А. Риски, события, энтропия// Актуальні проблеми безпеки на транспорті, в енергетиці, інфраструктурі. 1-ша міжнародна наук.-практич. конференція. Херсон, 2021. С.223-227.
2. Харисов Г. Х., Бирюков Р. Н., Сидоренко Г. Г. Надежность технических систем и техногенный риск. М.: 2012. – 167 с.
3. Живетин В. С. Системные риски системной реальности. Учебное пособие. Институт проблем риска. М.: Изд. Бон Анца. 2015. - 324 с.
4. Беспорядок существования: как энтропия движет Вселенной. Электронный ресурс. - [режим доступа]: <https://naked-science.ru/article/nakedscience/besporjadok-sushchestvovaniya>.
5. Теория счастья. Термодинамика классового неравенства. Электронный ресурс. - [режим доступа]: <https://habr.com/ru/post/424071/>
6. Быстрой Г.П. Термодинамика открытых систем. Учебное пособие. Екатеринбург: Изд-во Урал. университета (гриф УМО). 2007.- 120 с.
7. Агеев И. Л., Дульнев Г. Н. и др. Регистрация удельного потока энтропии. Электронный ресурс. - [режим доступа] <https://cyberleninka.ru/article/n/registratsiya-udel'nogo-potoka-entropii/viewer>.

Волошин В. С., д-р техн. наук, проф.;

Азархов О. Ю., д-р. мед. наук, доц.

ДВНЗ «Приазовський державний технічний університет», м. Маріуполь - Дніпро, Україна

ПОРІВНЯЛЬНИЙ АНАЛІЗ ТЕРМОДИНАМІКИ ОРГАНІЗМУ ЛЮДИНИ З ПОЗИЦІЙ УТВОРЕННЯ ВІДХОДІВ В УМОВАХ ШТУЧНИХ ТЕХНОЛОГІЙ

Людський організм, з позицій термодинаміки, є ефективною тепловою системою [1]. Він призначений для переробки деякої біологічної сировини - їжі, за допомогою кисню повітря, води в енергію руху м'язів для подальшої підтримки діяльності організму і виконання зовнішньої корисної роботи різного призначення. Система має власні відходи у вигляді газів, водного розчину певної якості і тверді продукти біологічного розпаду, що виводяться з організму. В основі функціонування такої системи лежать процеси **метаболізму**, тобто перетворення речовин в енергію шляхом їх окислення, які є основою життєдіяльності людського організму.

Оціночний аналіз усереднених даних фізіоенергетичних досліджень людини може дати нам порівняльні відомості про термодинамічну ефективність біологічної системи, а саме людського організму, і штучних технологій, створених тією ж людиною, то, можливо, це може стати якимось ідеальним кінцевим результатом (ICR) для всього того, що людина створює штучно.

З точки зору кібернетики, людина, як термодинамічна машина, на вході має доступ сировини у вигляді білків, жирів і вуглеводів, води, кисню, азоту в кількості, необхідній для підтримки життєдіяльності (табл. 1). Енергія життєдіяльності включає, зокрема, енергію екзотермічних реакцій окислення, яка витрачається на підтримку функціонування самого організму, накопичення резервного жиру і на виконання зовнішньої роботи (розумової, фізичної, різного ступеня тяжкості).

Відходами в такій системі є продукти біологічного розпаду у вигляді сечі і калу, газів, кількість яких порівняно невелика. Ми не будемо уважно розглядати інші відходи, такі як виведення води з організму через шкіру, з потом, або водяної пари з повітрям, що видихається.

Ефективність засвоєння організмом людини речової частини поглиненої сировини, в даному випадку - харчової, згідно табл. 9.17, $\eta = 1 - (53 \div 85) / (565 \div 925) =$

0,85÷0,94 - досить висока, що говорить про високу енергетичну ефективність механізмів обміну речовин в організмі людини.

Таблиця 1 – Приблизний матеріальний баланс людського організму в метафізичному вираженні*

№	Матеріальний здобуток			Матеріальний відхід		
	Найменування	Одиниця виміру.	Кількість	Найменування	Одиниця виміру	Кількість
1	Білок	г/доб	100–200	Сухий залишок калу	г/доб	45–70
2	Вуглеводи	г/доб	365–575	Сухий залишок сечі	г/доб	8–15
3	Жири	г/доб	100–150			
4	Повітря	м ³ /доб	14,0	O ₂	м ³ /доб	0–1,54
				CO ₂	м ³ /доб	0,42–7,56
				H ₂	м ³ /доб	0–0,55
				N	м ³ /доб	6,5–12,8
				CH ₄	м ³ /доб	0–7,8
	ВСЬОГО (сухий)	г/доб	565–925	ВСЬОГО (сухий)	г/доб	53–85
5	Вода всіх Видів	г/доб	1000–2000	Вода всіх видів	г/доб	750–1590
	ВСЬОГО	г/доб	1565–2925	ВСЬОГО	г/доб	803–1675

*) – дані усереднені, не враховують матеріальні виділення через шкіру і легені.

Розглянемо, як змінюється функція спорідненості α_n і функція відторгнення γ_n [2] для такої системи, як людський організм (табл. 2), і зіставимо ці дані з роботою, наприклад, деяких технічних систем, що складають основу виробничої діяльності людини. Тут: P_k, R_i, C_j – відповідно компоненти продукційної бази, бази відходів та сировинної бази системи. Такі порівняння носять дещо механістичний характер, але для теми даної роботи вони досить інформативні і дають можливості для порівняльного аналізу можливостей штучних технологій.

Слід звернути увагу на близькість таких стародавніх технологій, як виробництво сиру, вина, хліба, тобто перших по-справжньому штучних харчових технологій в порівнянні з продукуванням людського організму, принаймні по відношенню до таких показників, як функції спорідненості і відторгнення. І тут, і там ці показники

знаходяться у вузьких і дуже близьких межах $0,78 \div 0,89$ і $0,093 \div 0,14$ відповідно. Судячи з усього, пояснення тут можуть бути найбільш очевидними.

Таблиця 2 – Порівняння людини і деяких технічних систем як відходоутворюючих з точки зору функцій спорідненості α_n і відторгнення γ_n ($n(1,1,14)$)

n	Найменування «технології»	$\alpha_n = \frac{\sum_{k=1}^K P_k}{\sum_{j=1}^J C_j}$	$\gamma_n = \frac{\sum_{i=1}^I R_i}{\sum_{j=1}^J C_j}$
1	Метаболізм біологічної системи (людина): – за твердими компонентами сировини; – з урахуванням рідкої та газоподібної складових	0,89 0,56	0,093 0,33–0,49
2	Технологія виробництва хліба: – за твердими компонентами сировини; – з урахуванням рідкої та газоподібної складових	0,78 0,55	0,205 0,43-0,45
3	Технологія приготування сиру: – за твердими компонентами сировини; – з урахуванням рідкої та газоподібної складових	0,85 0,54	0,11–0,14 0,41–0,445
4	Технологія виноробства	0,83	0,15
5	3D-друк матеріальних об'єктів (без технологій підготовки сировини)	0,94	0,06
6	Технологія виробництва чавуну: – за твердими компонентами сировини; – з урахуванням рідкої та газоподібної складових	0,38 0,27	0,61 0,72
7	Технологія механічної обробки металу (металообробні верстати)	0,54	0,46
8	Технологія вальцювання-штампування	0,69	0,31
9	Технології будівництва споруд	0,59	0,40
10	Технології дорожніх робіт	0,67	0,31
11	Нанотехнології	0,68–0,95	0,05–0,32
12	Технології водо підготування	0,715	0,294
13	Технології переробки твердих побутових відходів	0,616	0,395
14	Технології виробництва упаковки та одноразових виробів	0,645	0,320

Розглянемо умовну схему функціонування організму людини як теплової машини (рис. 1). Ми будемо враховувати тільки катаболічні (екзотермічні) процеси, в яких відбувається основний розпад, розщеплення складних органічних сполук на більш прості амінокислоти, глюкозу, цукор, вуглекислий газ, воду і т. д. і виділення енергії від екзотермічних реакцій. ($E_{\text{екз}}$)

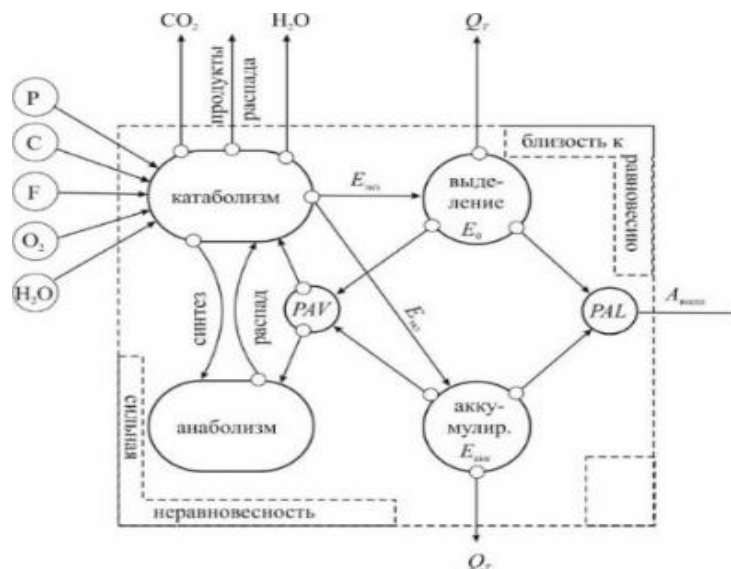


Рисунок 1 – Умовна модель метаболізму для організму людини (позначення в тексті)

Всі ці процеси термодинамічно нестійкі і, що особливо важливо для нас, явно нерівноважні [3, 4]. Цей факт може свідчити про високу ефективність організму людини по відношенню до відходів його життєдіяльності. Стан, близький до термодинамічної рівноважності, настає тільки тоді, коли всі компоненти їжі, що надійшли в організм через процеси катаболізму і анаболізму, перетворилися в воду і вуглекислий газ, нові амінокислоти, інший будівельний матеріал. Термодинамічна саморегуляція організму (в стані сильної нерівноважності) полягає в забезпеченні регуляції споживання і розподілу вивільненої енергії для потреб всього організму (*PAV*) і для зовнішніх робіт (*PAL*). Заради цього в цілому метаболізм людини спрямований на те, щоб якомога довше підтримувати свою термодинамічну нерівноважність. Витратна частина добового енергетичного балансу організму дуже різноманітна і включає: **витрати енергії на основний (базовий) обмін речовин і внутрішні функції організму (*PAV*); енергетичні витрати на перетравлення і засвоєння їжі (*PAV*); витрати енергії на здійснення зовнішньої фізичної діяльності (*PAL*), результатом якого є зовнішня робота $A_{\text{внеш}}$.**

При засвоєнні більше 85% хімічної енергії обміну речовин, найбільше значення, якого може досягти енергетична ефективність людського організму, не перевищує 30%. І це тільки в разі виконання добре освоєної, звичної роботи з одночасною участю м'язової системи ніг і тулуба.

Таблиця 3 – Енергетичний баланс людини з середніми антропометричними даними на добу при нормальних умовах

№	Енергетичні прибутки до організму				Енергетичні витрати організму, кДж/доб	
	Найменування	Енергопродуктивність, кДж/г	Споживання людиною, г	Всього енергії, кДж/доб	Тип енергії, що витрачається	Розмір Витрати
1	Білок (Р) (менше 30 %)	17,2	≤ 200	≤ 3500	Фізична праця (PAL)	5400–8700
2	Вуглеводи (С) (55–60 %)	17,0	≤ 575	≤ 9900	Базальний обмін речовин (PAV)	3400–5100
3	Жири (F) (менш 30 %)	38,0	≤ 150	≤ 5700	Накоплення жирів ($E_{акк}$)	1600–2200
					Теплові витрати (Q_T): – випаровуванням поту, – конвекцією і випромінюванням – теплопровідністю	~3900 ~1300 ~2100 ~500
4	ВСЬОГО		≤925	≤19100	ВСЬОГО	14300–19900
					Δ^* :	(+)4700÷(-)900

*) – відображає опосередковані накопичувальні властивості людського організму:

(+Δ) – накопичення (акумулявання) енергії ($E_{акк}$) в організмі за результатом отримання зайвого жиру;

(-Δ) - витрата внутрішньої енергії жиру на зовнішні потреби організму.

Цікавими є безповоротні втрати тепла в навколишнє середовище організмом, які здійснюються в основному за рахунок випаровування поту з поверхні шкіри (30%), конвективного розсіювання і теплового випромінювання (55%). У нормальних умовах втрати тепла на одиницю поверхні тіла в залежності від типу органу (голова, руки і т. д.) знаходяться в межах $1,35 \text{ кДж}/(\text{м}^2 \cdot \text{мин})$. Для людини з середніми антропометричними даними тепловтрати можуть становити до 4000 кДж/добу. Розрахунковий тепловий ККД організму людини в нормальних умовах становить 84% (табл. 3). Це досить високе значення, що перевищує енергетичну ефективність багатьох технічних систем, створених людиною.

Термодинамічна нерівноважність в біологічному організмі підтримується станом матеріального балансу в багаторівневій системі, якою є будь-яка біологічна система, у вигляді рівняння $\frac{d(\alpha_n R_{i,n} - \gamma_n P_{k,n})}{dR} = 0$ для всіх n -х бінарних відображень між функціями спорідненості та відторгнення щодо специфічних компонентів сировини $\psi: \alpha_n \rightarrow \gamma_n$.

Організм в умовах такого балансу параметрів вихідної сировини з певною періодичністю перетворює її в амінокислоти, вуглекислий газ, воду і т. д., самостійно, перешкоджаючи досягненню стану миттєвої термодинамічної рівноважності. Для цього організм має власні можливості, у вигляді накопиченої енергії, накопиченого жиру, та здатний постійно підтримувати можливості для власного функціонування. Жодна штучна система, жоден технологічний процес не володіє такими здібностями. У зв'язку з цим біологічна система будь якого ссавця унікальна, як ідеальний кінцевий результат (ICR) для будь-якого термодинамічного об'єкта взагалі. Стабільне наближення до стану повної термодинамічної рівноважності в організмі може означати тільки початок його руйнування і загибель.

Очевидно, що термодинамічно нерівноважні системи з явною незворотною мають якість створення безумовної ентропії. Причому величина дисипації біологічної енергії досить велика, але організм пристосувався до використання багатьох дисипативних явищ собі на благо. До них відносяться процеси терморегуляції, випаровування поту з поверхні шкіри, регуляція кровотоку, здатність до скорочення м'язів як спосіб регулювання теплообміну і т. д. Тому розрахунок ентропії людського організму може бути тільки оціночним. Важливу роль в цьому відіграють процеси умовного накопичення енергії, $(E_{\text{акк}})$, акумулюючі властивості жиру, цукру в організмі, процеси утворення проміжних амінокислот і т. д.

Звідси можна сказати, що в основі теплової активності людського організму в рівній мірі лежать процеси, близькі до термодинамічної рівноважності, і процеси з сильною термодинамічною нерівноважністю. Тобто приходимо до висновку, що, як енергетична машина, організм людини *термодинамічно двоєдиний*, як і будь-який інший штучний технологічний процес [5]: одні й ті ж компоненти сировини (їжа, кисень і т. д.) відносяться до отриманої енергії одночасно як сильно нерівноважна система і як система, розташована поблизу термодинамічної рівноваги. Перші з них розраховуються за рівняннями балансу для надлишкової ентропії при малих збуреннях і для сильно нерівноважних систем І. Пригожина [6]. А другі підлягають розрахунку за рівняннями ентропійного балансу лінійної термодинаміки Л. Онзагера, в спрощеній формі у вигляді $\sigma[S] = J_n F_n + J_i P_i > 0$. Позначення для подальших розрахунків такі: $\sigma[S]$ – виробництво ентропії за одиницю часу і за одиницю об'єму (силова характеристика джерела ентропії); $J = \frac{w}{T} - \sum_n (\rho_n \Delta_n \frac{\mu_n}{T}) + \rho sv$ – потік ентропії в слабо нерівноважній системі; $n=1, 1, N$ - кількість компонентів сировинної бази; μ_n – значення хімічного потенціалу кожного компонента на одиницю маси; v_n - макроскопічна швидкість переносу компонента n ; ρ_n - парціальна щільність компонента n ; Δ_n – дифузійний потік компонента n ; F_n – складова зовнішнього зусилля на одиницю маси; P_i - складова тензора тиску зовнішньої сили на одиницю маси; w - швидкість хімічної реакції (якщо така є) в молях в одиницю часу. Підходимо до відомих розрахунків якісних діаграм функцій $\sigma[S] = f(\lambda, J_{x,x})$ і $\Delta E = \varphi(\lambda, J_{x,x})$ у їх порівняльній оцінці (рис. 2).

Як впливає з діаграми, крива енергоємності організму ($E_{P,C,F}$), в залежності від стану спокою або тяжкості роботи, що виконується в певному масштабі при $0 < \lambda < 0$, може збігатися з лінійною медіанною еквівалентністю XY , що проходить через точку перегину кривої $\sigma[S] = f(\lambda, J_{x,x})$. Але в межах $\lambda = J_{0,x} / J_{0,0} \geq 0,85$ крива має чітко виражені власні точки перегину, де виконується умова $\Delta E_{max} \geq \sigma[S]$. Це означає, існування явної термодинамічної нерівноважності поза заданим обмеженням. Наприклад, в стані спокою (див. рис. 2, крива а) добова кількість енергії в розмірі $35,1 \cdot 3600 \cdot 24 \cdot 10^{-3} = 3032$ кДж може бути витрачено на PAV , при цьому ентропія системи складе $35,1 \cdot 293 \cdot 10^{-2} = 102,84$ кДж/(кг·К). При важкій роботі ці показники відповідно рівні

$64,3 \cdot 3600 \cdot 24 \cdot 10^3 = 5555 \text{ кДж/доб}$ і $64,3 \cdot 293 \cdot 10^{-2} = 188,4 \text{ кДж/(кг} \cdot \text{К)}$, що також вказує на умови термодинамічної нерівноважності для такої енергетичної системи.

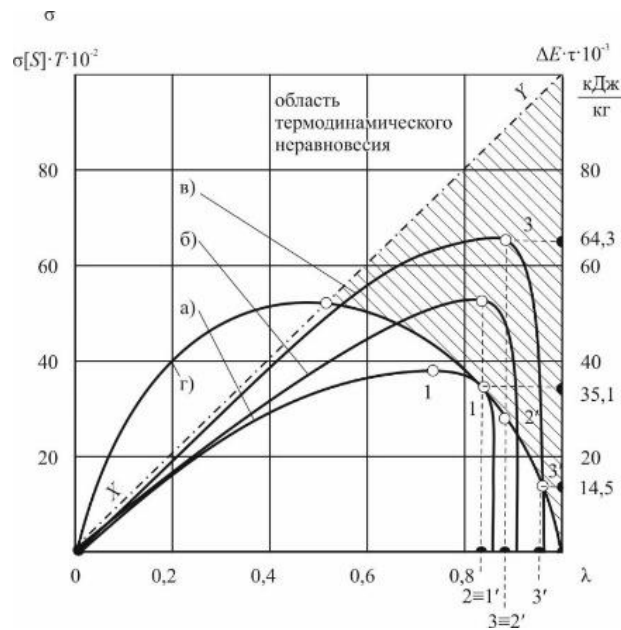


Рисунок 2 – Термодинамічна стійкість нерівноважних систем в організмі людини
XY – діагональ умовної еквівалентності для стану термодинамічної рівноважності;

а) стан спокою; б) для робіт середнього ступеня тяжкості;

в) для фізично важкої роботи;

г) крива Онзагера для процесу метаболізму в біологічній системі.

Найпростіший висновок: мабуть, саме тому для задоволення зростаючих потреб людини в матеріальних благах в історичному контексті спочатку додатково до фізичної праці самої людини використовувалася енергія тварин, а потім з'явилися штучні технічні системи, з джерелами зовсім іншої потужності і якості енергії. Такі системи постійно розвиваються і стають більш енергетично ефективними, вони були спрямовані на зміцнення сукупної потужності людини в його трудовій діяльності. Найпростіші розрахунки показують, що при цьому ентропія системи «людина-машина» зменшується в кілька разів. Тобто ми маємо справу з більш організованою, в порівнянні з чисто людським організмом, системою забезпечення росту негентропії, яка прагне мінімізувати дисипацію.

Дослідження термодинаміки людини можуть дати і інші результати, в залежності від поставлених цілей, зокрема, визначити фізичні можливості людини в спорті, в екстремальних умовах, в умовах прояву різних недуг і т. д. Але це вже область технічної медицини, яка виходить за рамки даної монографії.

Література

1. Мартинчик, А.Н. Физиология питания.: учебник /А.Н. Мартинчик. - М: Академия, 2013. - 240 с.
2. Волошин В. С., Семенченко П. М. Методы управления ресурсопотоками в экологических циклах. Донецк, Изд.: Донеччина, 1997 – 72 с.
3. Fanger P. O., Bahhidi L., Langkilde G. Comfort limits for heated ceiling //ASHRAE Transaction, 1980. Vol. 80. Pt. 2.
4. Вапняр В. В. Структура иерархической двухуровневой модели гомеостаза человека в определении роли неравновесной термодинамики и синергетики при инфекционном процессе// Успехи современного естествознания. – 2007. – № 7 – С. 43-45.
5. Волошин В. С. Заглушення відходоутворювання в джерелі виникнення – сучасний виклик у технологічних процесах// Нац. Форум: «Поводження з відходами в Україні: законодавство, економіка, технології» 2018. Київ.
6. Гленсдорф П. Термодинамическая теория структуры, устойчивости и флуктуации. Под ред. Ю. А. Чизмаджаева. Изд. 2-е / П. Гленсдорф, И. Пригожин. – М.: Едиториал УРСС. – 2003. – 280 с.

Волошин В. С., д-р техн. наук, проф.;

Азархов О. Ю., д-р. мед. наук, доц.

ДВНЗ «Приазовський державний технічний університет», м. Маріуполь - Дніпро, Україна

ЩОДО ПИТАННЯ МІСЦЯ ЛЮДИНИ НА ЗЕМЛІ. ВАРІАНТ ДОСЛІДЖЕННЯ

Посилаючись на екологічну місію людини на Землі, її унікальні особливості і здібності, що різко відрізняються від усього іншого живого світу планети, як би навіть підкреслюючи своє позаземне походження, необхідно виділити його історично обґрунтовані можливості щодо участі в енергообміні між планетою і навколишнім космічним простором [1, 2].

Сонячна енергія вкрай важлива для людини, втім, як і для всього живого на цій планеті. Відомо, що Земля отримує від Сонця теплову і світлову енергію, яка досягає поверхні, приблизно $3,85 \cdot 10^{24}$ кДж на рік. Тут і далі порівняльні цифри ми будемо використовувати з посиланням на джерела [3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11], в той час як числовим розбіжностям в деяких випадках ми дамо оціночну характеристику, в тому числі, за даними, отриманими в ході наших досліджень.

Таблиця 1. – Оціночні данні щодо обміну сонячною енергією (тепловою та світловою) на планеті Земля.

№№ п/п	Характеристика,	Абсолютна величина. кДж	Відносна величина, %
1	Кількість сонячної енергії, що досягла поверхні Землі за всю історію її існування	$17,3 \cdot 10^{33}$	-
2	Кількість сонячної енергії, що досягає поверхні Землі за рік.	$3,85 \cdot 10^{24}$	-
3	Сумарні втрати сонячної енергії планетою Земля за всю її історію	$13,86 \cdot 10^{33}$	-
4	Сонячна енергія, що залишається на планеті протягом року	$6,2 \cdot 10^{23}$	16
5	Те ж саме за весь час існування Землі	$2,8 \cdot 10^{33}$	-
6	Теплова і світлова енергія Сонця, що втрачається планетою протягом року	$3,08 \cdot 10^{24}$	84

7	Енергія Сонця, освоєна рослинами за допомогою фотосинтезу протягом одного року	$1,8 \cdot 10^{21}$	0,29
8	Енергія Сонця, освоєна на планеті фітопланктоном протягом одного року	$9,3 \cdot 10^{21}$	1,5
9	Сонячна енергія, зосереджена у вуглеводнях (розвідані дані)*	$7,5 \cdot 10^{22}$	12,1
10	Енергія Сонця, яка використовується людиною на планеті протягом року	$4,8 \cdot 10^{21}$	0,77

*) за весь період накопичення (цифра наводиться з урахуванням розрізень у періодах накопичення вуглеводнів у Природі і термінах її використання людиною.

Отже, за 4,5 млрд років на Землю прийшло близько $17,3 \cdot 10^{33}$ кДж сонячної енергії (табл. 1). Ця енергія, в основному тепло і світло, для якої в цілому практично не існує природного потенціалу для поліпшення її якості. В результаті тільки 16% сонячної енергії що надходить щорічно, поглинається відомими системами на землі (атмосфера всіх шарів, океани, поверхня планети, надра, загальна біологічна маса), і більше 80% залишає Землю, йдучи в космічний простір, і не бере участі в організаційних процесах на планеті.

Природа має свої і особливі механізми перетворення і зберігання сонячної енергії. Наприклад, це величезна зелена біомаса рослин, що акумулює енергію сонця за допомогою фотосинтезу, що поглинає приблизно $1,8 \cdot 10^{21}$ кДж в рік, або 0, 29% всієї сонячної енергії, виробленої на планеті. Тільки фітопланктон в екосистемах океану здатний протягом року накопичувати до $9,3 \cdot 10^{21}$ кДж сонячної енергії і давати початок багатьом харчовим ланцюжкам в океані (див. табл. 1).

Або локалізація сонячної енергії шляхом синтезу вуглеводнів в сумарній кількості $7,5 \cdot 10^{22}$ кДж розвіданих запасів вугілля, нафти, газу. Такі механізми існують дуже обмежено, але є і досить ефективними. Але цього, мабуть, недостатньо і їх актуальність для освоєння природної різноманітності надзвичайно висока. Можливо, саме тому природне різноманіття породило таку субстанцію, як мисляча людина.

Можна зробити спонтанне припущення, що загальна мисляча субстанція людини, унікальна в середовищі всіх інших живих істот на планеті, має свою унікальну ж місію, пов'язану з енергетичними обмінами на нашій планеті. Місія, яка не може бути реалізована жодною іншою з існуючих екосистем на Землі. Спробуємо показати це (рис. 1).

У своїй діяльності людина використовує 0,77% всієї енергії Сонця, яку освоєє планета Земля. Але вже в сукупності з усім їх акумулюванням, в тому числі і ядерними накопиченнями, цей відсоток збільшується в десятки і сотні разів, роблячи діяльність людини порівнянною з сукупними технологіями фотосинтезу рослин на Землі і навіть перевищуючи їх.

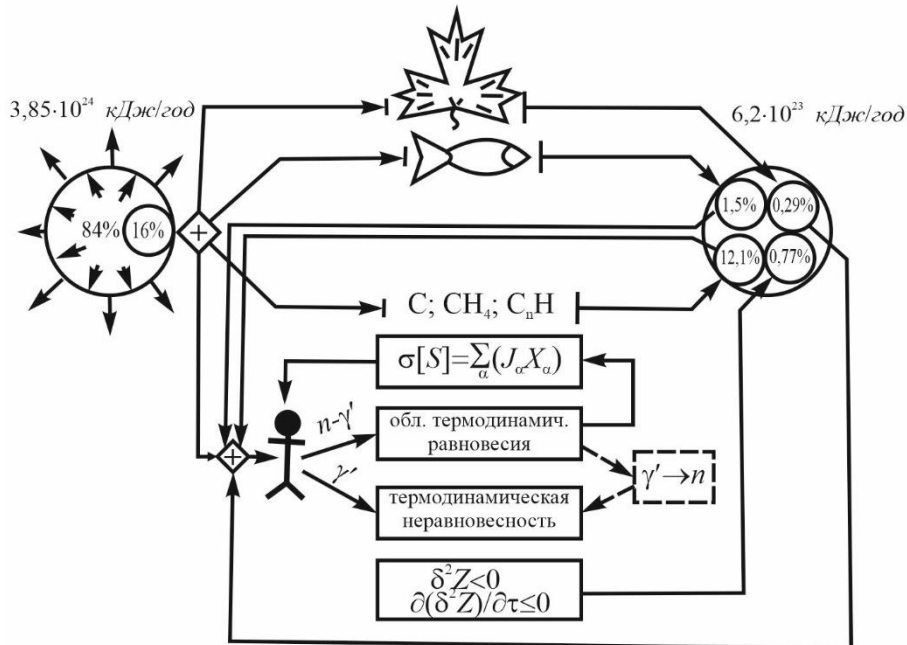


Рисунок 1 – Модель реалізації сонячної енергії на планеті Земля та участь у ній людини (цифра вуглеводню оціночна, стосується їх розвіданих сумарних об'ємів)

Природа здавна йшла до виникнення людини, як джерела і механізму концентрації енергії. Травоїдні тварини, які більшу частину часу вживають рослинну їжу, довго перетравлюють її для підтримки свого метаболізму. Хижаки, спробувавши жертву на смак, отримують швидко і в достатній кількості білків, щоб протягом 3-5 днів не вимагати поповнення енергії. Але цього було замало. Повинна була з'явитися людина, якій також був потрібен білок для підтримки власного енергетичного потенціалу. Але, в той же час, величезна кількість мікроелементів з рослинної їжі знадобилася для розвитку і підтримки мозку і центральної нервової системи зовсім особливого типу, щоб з'явився не просто об'ємний мозок, а мисляча істота, яке потребувало нервових відчуттів, інтелекту і здатності до змін у природному середовищі.

Створивши істоту у вигляді людини, що має організовану заради процесів мислення субстанцію, Природа протягом тисячоліть витримувала послідовні етапи його розвитку, починаючи від збирання і полювання, відкриваючи перед про-людиною свої багатства і поки ще не розраховуючи на його майбутню енергоентропійну місію. І

тільки після того, як людина, освоївши вогонь в вогнищі як поза біологічну енергію, придбала потребу в більшій кількості їжі, ніж їй давали традиційні для того часу методи, вона стала переходити до обробки земель, одомашненню тварин з метою сезонного і більш тривалого накопичення їжі, Природа стала отримувати від людини те, заради чого, можливо, вона була створена як мисляча істота - Homo sapiens. А саме, використовувати опосередковану енергію Сонця, на самперед, у вигляді рослинної і тваринної їжі, отриманої з її допомогою, а потім, у вигляді культурних злаків і приручених трав'янистих спочатку для себе, а потім і для інших представників свого роду, що призвело до появи торгівлі, грошей, промисловості, економічного розвитку та ін. Звичайно, все це, з позицій самої людини, вона робила, перш за все, для задоволення своїх потреб, використовуючи свої почуття.

Втім, Природа послідовно відкривала для людини, яка мислить свої запаси корисних копалин у вигляді металевих та ін. руд, а пізніше і запаси енергії від падаючої води і вітру, від теплоти водяної пари, від енергії, накопиченої у вигляді підземних вуглеводнів. Все це є приховані запаси сонячної енергії. Людина навчилася перетворювати її, послідовно, в нагріті тіла, в поступальні і обертальні механічні рухи. Вона створювала машини, яких раніше в природі не існувало. З мінеральних речовин вона створює об'єкти, які просто не могли б з'явитися без її участі - від пірамід абсолютно правильної форми до гармонійних і стійких будівель, машин, заводів, посівних полів, штучних пасовищ і літаків. При цьому кожне з цих штучних речовин, предметів, матеріалів стає володарем зовсім іншого, більш високоорганізованого енергетичного потенціалу, отриманого в результаті мінімізації ентропії, в тому числі і за рахунок людської праці [12]. Як приклад можна привести вуглеводневі матеріали, поліетилен, пластмаси тощо. Це те, що за допомогою людини зосередило в собі певну енергію організованості, і не вивільняє цю енергію протягом багатьох сотень або навіть тисяч років, опираючись на власне постексплуатаційне (як відхід) розкладання. Без властивого тільки йому людського розуму і навичок такі речовини на Землі навряд чи з'явилися б. Людина навчилася за допомогою цих, вже штучних, предметів і машин створювати більш складні системи організації матерії і речовин, поступово залучаючи в свою діяльність все більшу кількість енергії від Сонця, перетворюючи її в нові енергонакопичувальні системи, що, в свою чергу, сприяло новим скупченням сонячної енергії, що надходить з небес, не даючи їй відійти до космічного простору і, таким чином, працювати на благо самої планети.

Так поступово людство почало і продовжує виконувати свою місію по освоєнню сонячної енергії з метою концентрації її на Землі, з метою нових організацій на цій

планеті. Ця місія пов'язана в першу чергу з діяльністю, спрямованою на мінімізацію ентропії в будь-яких енергетичних перетвореннях – природних або штучних. Для Природи Землі людина і її 8-мільярдне співтовариство подібних людей, поступово перетворилося в реальний механізм якісного розвитку сонячної енергії, який забезпечує цю планету надовго всім, що дозволяє їй зберігати різноманітність видів життя - атмосферу, запаси води і мінералів, підтримувати необхідні параметри клімату в його різноманітті, створювати все нові харчові ланцюжки для підтримки життя багатьох істот, що, в свою чергу, підтримує різноманіття видів живої і взаємопов'язаної проміж собою неживої матерії на планеті Земля, роблячи її унікальною в доступному для огляду космічному просторі.

Слід зазначити, що багато що в людському світі, зокрема, в фізіології людини, в суспільстві, пристосоване до енергетичних перетворень.

Антропометричний розвиток людини все більше набував цілеспрямованості, в основі якої лежали її майбутні можливості в області «приборкання» енергії Сонця, вкрай важливої для майбутнього планети. Тим самим підтверджуючи, крім усього іншого, *своє енергетичне призначення*. Зокрема, прямоходіння, отримання хапальних та важільних функцій у звільнених руках, розвиток їх моторики та ступенів свободи, зв'язку з розвитком головного мозку, поява таких функцій для рук, які дали можливість, врешті-решт, створити все, що існує тільки завдяки людині. Все це, за великим рахунком, забезпечувало концентрацію великих обсягів, раніше неорганізованої енергії Сонця на нашій планеті, тим самим виконуючи енергоентропійну місію людини.

Навіть простий розрахунок показує [13], що людина наділена надлишковим внутрішнім енергетичним потенціалом в порівнянні з його витратами на метаболізм і гомеостатично рівноважний стан організму. Включаючи витрати на роботу мозку і всієї нервової системи. Мають місце дослідження, що доводять існування деякого сукупного внутрішнього енергетичного потенціалу, за допомогою якого будь яка біологічна істота визнає індивіда, з яким вона може або не може фізично впоратися в стандартній для себе ситуації. Людина займає тут особливу нішу, мабуть, завдяки особливому сукупному внутрішньому енергетичному потенціалу на одиницю маси тіла, особливо якщо до цього додати енергетичні можливості його машин, зброї і т. д. Поза край, вона навчилася контролювати таких тварин, як травоядні корови і вівці, лами, кози і слони. І водночас вона контролює собак, її волі підкоряються представники багатьох м'ясоїдних - кошачих, наприклад. Людину обходять вовки, леви і змії, ведмеді тощо, без причини, яка може бути лише власною безпекою, не

нападають на людину. Це одне з підтверджень прояву об'єктивної, а саме енергетичної, сутності людини і її призначення з точки зору раціональної Природи.

Меті, що розглядається, а саме синергізму, сприяють також організаційні структури, в яких знаходиться суспільство. Наприклад: держава є синонімом створення. Армія, війни є синонімом руйнування. І те, і друге є енергетичними системами за участю людини, функції яких різні. Але людина не може жити поза таких систем. І тільки в системі вона здатна виконувати свою антиентропійну функцію. Чим сильніше держава, тим вище її загальний енергетичний потенціал, який становить створюється масами.

Агресивність, війни, зокрема може бути проявою надлишкової енергії в суспільстві. Війна - це реалізація підвищених потреб людини в дії, в енергії. Але при цьому загальний енергетичний потенціал воюючих сторін знижується, причому в найкоротші терміни. Всі дії під час війни носять руйнівний характер. А будь яка деструкція у відношенні до енергії є причиною різкого збільшення ентропії системи.

М. Веллер правильно зазначив, що сутність людини на базовому рівні зосереджена між її об'єктивною енергетичною складовою, як будь-якої фізичної системи у Всесвіті і, з іншого боку, суб'єктивним психофізичним компонентом, заснованим на діяльності людської нервової системи. Така підкреслена двоєдиність об'єктивного і суб'єктивного робить людину дуже зручним і, як показала історія, дуже продуктивним суб'єктом, з точки зору самої Природи.

Людина - це енергетична система, яка існує об'єктивно, на рівні дій і суб'єктивно, на рівні відчуттів. Всі дії людини, які не пов'язані з підтриманням обміну речовин, здійснюються в основному за рахунок зовнішніх джерел енергії. Виняток становить м'язова енергія, яку важко відокремити в енергетичному плані від енергії для підтримки стану організму. Всі вони, так чи інакше, є похідними від енергії Сонця. А всі відчуття людини з енергетичної точки зору пов'язані з внутрішньою енергією самої людини і мало залежать від зовнішньої енергії, яку вона використовує.

Таким чином, людина представляється як двоєдина термодинамічна система, яка на рівні термодинамічної нерівноважності за рахунок зовнішньої енергії виконує дії, а на рівні, близькому до термодинамічного рівноваги, за рахунок внутрішньої енергії, використовує виникаючі суб'єктивні відчуття (див. рис. 1).

1. У стані термодинамічної нерівноваги використовується енергія зовнішніх джерел, завдяки якій виконуються об'єктивні дії. Базою такої термодинамічної нерівноважності є суттєва розбіжність в параметрах енергетичної можливості самої людини і енергетичних потребах задля того, що задовольнити всі ті дії, що потребує

мозок. Чим більше зовнішньої енергії в розпорядженні людини, тим більші дії він може здійснити. *Зовнішня енергія* в розпорядженні стародавньої людини - це, перш за все, енергія приручених тварин: коня, бика. І його дії відповідні: прості будинки, дороги, примітивні поля для обробки рослин, пересування верхи на конях. *Зовнішня енергія* з інших джерел послідовно: від вітру (млина), пари, вуглеводнів, атома - і дії людини більш організовані і системні, послідовно: самохідні возки, паровози, автомобілі, літаки, атомні електростанції та ін.

2. В стані, близькому до термодинамічної рівноваги системи, використовується внутрішня енергія організму, завдяки якій центральна нервова система формує суб'єктивні відчуття. Чим більше внутрішня енергія людини, яку вона отримує з їжею (кількість і якість, білкова калорійна або вегетаріанська низькокалорійна), тим більше відчуттів у людини.

Таблиця 2. – Особливості взаємних перетворень та накопичення деяких видів енергії

№№	Вид енергії		1	2	3	4	5	6	7	8
1.	Механічна			+	⊕	+	+	⊕	+	+
2.	Пружня		⊕		⊕	-	-	+	-	-
3.	Теплова		⊕	+		+	+	⊕	+	+
4.	Хімічна		+	-	⊕		-	+	-	+
5.	електростатична		+	-	-	-		+	-	+
6.	Електродинамічна		⊕	-	⊕	+	+		+	⊕
7.	магнітодинамічна		+	-	-	-	-	-		+
8.	Електромагнітна		+	-	+	-	-	⊕	-	

*) ⊕- перетворення енергії з практичним застосуванням;

+ – можливе пряме перетворення;

- – відсутність трансформації.

Такий механізм, що є відсутнім у більшості інших біологічних істот, дозволяє отримати певне різноманіття способів перетворення сонячної енергії і її похідних в структуровану систему концентрації цієї енергії. Таким чином, *людину слід прийняти, як один з принципово відмінних від природних, механізм, що дозволяє концентрувати енергію Сонця на Землі*, накопичувати її в таких формах (табл. 2), які не підпадають ані до фотосинтезу, ані до біологічного розкладання, до тектоніки і т. д. Людина була унікально здатна отримувати принципово нові енергоємні матеріали і способи їх

перетворення, про які планета раніше не знала. Вона масово використовує відомі і створює нові джерела енергії, раніше невідомі на планеті, але в якій, так чи інакше, відстрочено в часі, зосереджена енергія Сонця. Все це, так чи інакше, є використаною людиною сонячною енергією, яка в самих різних часових проміжках прийшла на Землю, але вже виявилася концентрованою в найрізноманітніших, але високоенергоємних станах. В основі цього механізму лежить праця людини, яка з'єднує її відчуття та дії, як двуєдиність суб'єктивного та об'єктивного і є їх похідною. *Саме людська праця стає одним з основних джерел мінімізації ентропії на Землі.*

Людина з таких позицій має можливість за допомогою розуму, своїх відчуттів, своєї фізичної, а дещо пізніше і інтелектуальної праці, здійснювати дії, що сприяють мінімізації зростання природної ентропії, будучи джерелом багатьох штучних організаційних процесів на Землі. При цьому в такій організації задіяна величезна кількість матеріальних речовин в якості сировини і джерел енергії. Ця енергія залишається на планеті, використовується на благо цієї планети, і не втрачається в космічному просторі.

Більшою мірою, для Природи цей показник відображав здатність людини забезпечити збереження на планеті певної частки сонячної енергії, що з'явилася в різний час на Землі.

Таким чином, Природа створила невичерпне джерело штучних, тобто рукотворних, способів накопичення сонячної енергії на Землі. Це, мабуть, одне з головних природних призначень людини і його розуму.

Розум тут представлений як здатність людини організувати процеси залучення і перетворення практично необмеженої кількості зовнішньої енергії на Землі, але, в принципі, у Всесвіті. Останнє ще не є остаточним, але, судячи з перших кроків людини в космосі, це може мати підтвердження.

Є побоювання, що ми не зможемо точно підрахувати, скільки саме сонячної енергії на Землі було отримано і використано людством за весь час свого існування, у вигляді біологічної (рослинної і тваринної) їжі, організованого руху тяглових тварин, падаючої води і вітру, парових поршнів і лопатей турбін, енергії горючого вугілля і нафти, деревини і газу, електричної енергії і енергії атома, що розпадається, морських припливів і підземного тепла, тощо. Вся ця кількість енергії Сонця, це те, що людина повинна перетворювати в організовану матерію, тим самим залишивши її на планеті і систематизувавши цю планету більш прийнятним для Природи способом. Більш того, сьогодні наука навіть методами екстраполяції не може точно відповісти на питання:

скільки людей було на планеті Земля за весь час існування Homo Sapience. Така складна задача не може бути вирішена статистичними методами. Результати тут можуть бути тільки оціночними.

Такий розрахунок також може бути дуже обтяжливим і неточним. Тому простіше прийняти всю концентровану енергію Сонця, яку людина використовувала в усі часи за умовну одиницю. Позначимо її як $E_S = 1$. І таким чином можливо робити оціночні розрахунки щодо цієї величини. Повну енергію, яка залишається на планеті у вигляді всього створеного людиною в цей момент часу, уявимо як $E_{\text{факт}}$. Далі. Людині потрібно не просто щось створити, а зуміти це зберегти. Тому умовні «експлуатаційні витрати» у вигляді енергії, витраченої на підтримку всього створеного, ми позначаємо як $E_c(\tau)$. Ця цифра завжди буде відноситися до якогось періоду часу, протягом якого відбувається збереження. І, звичайно, за час свого існування людина змогла зруйнувати частину того, що вже було створено раніше, або використовувати вже накопичену Природою енергію Сонця у вигляді, наприклад, вуглеводнів. Енергія, витрачена на руйнування (наприклад, війни) вже створеного або використання природних енергетичних ресурсів, позначимо як E_r . Нас можуть зацікавити пропорції, в яких існують ці види накопиченої енергії. Тут ми можемо оцінити їх лише в якомусь засвоєваному діапазоні, який береться виходячи з логіки даного питання.

Отже, якщо $E_S = 1$, то все, що зараз існує з усього створеного раніше людиною, повинно бути $E_{\text{факт}}^{\text{min}} < E_{\text{факт}} \ll 1$. Але емпірично можна звузити цей діапазон до $0,4 < E_{\text{факт}} < 0,8$ з великими купюрами на всілякі історичні події. Витрати енергії на амортизацію всього створеного, також з великим запасом, будуть братися в межах $0,1 < E_c(\tau) < 0,6$. І, нарешті, опосередковані концентрації того, що зруйновано або використовується людиною особисто для своїх потреб, позначимо в діапазоні $0,01 < E_r < 0,4$. У таких діапазонах, ще раз повторим, досить умовних, спробуємо оцінити активність людини в тій його частині, яку від нього очікує Природа, тобто в яких пропорціях і яку частину енергії зберегло людство в штучних системах, створених його працею.

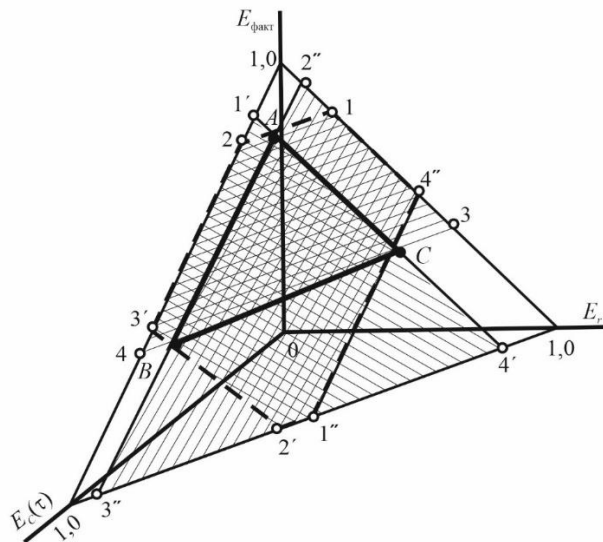


Рисунок 2 – Одична поверхня переваг в енергетичних взаємодіях людини і результатів його праці

В одиничних координатах $E_{\text{факт}}, E_c(\tau), E_r$ побудуємо поверхню (рис. 2), описану рівнянням

$$E_S = 1 = E_{\text{факт}} + E_c(\tau) + E_r.$$

У ньому область трикутника ABC відображає пропорційну взаємодію всіх трьох перерахованих вище компонентів пошуку. Область, позначена як $A, 2, 3', B, 2', 1'', C, 4'', 1$ без урахування зазначеної ABC , містить трапецієподібні області, які відображають бінарну взаємодію кожної пари шуканих параметрів. Площі цих фігур легко обчислюються за координатами кожної із зазначених точок. Відтак:

Область ABC відображає $E_{\text{факт}} \cup E_c(\tau) \cup E_r$ і дорівнює $0,26 \text{ (од.)}^2$

Область $C, 4'', 1, A$ відображає $E_{\text{факт}} \cup E_r$ і дорівнює $0,16 \text{ (од.)}^2$

Область $A, 2, 3', B$ відображає $E_{\text{факт}} \cup E_c(\tau)$ і дорівнює $0,09 \text{ (од.)}^2$.

Область $B, 2', 1'', C$ відображає $E_c(\tau) \cup E_r$ і дорівнює $0,17 \text{ (од.)}^2$

Таким чином, відношення площ, пропорційних сконцентрованої на них енергії, до її максимального значення, що визначається площею всієї одичної тривимірної поверхні $1,1,1$ в координатах, $E_{\text{факт}}, E_c(\tau), E_r$ рівних $0,855 \text{ (од.)}^2$, становить:

- для показника ABC - $0,26/0,855 \rightarrow 30,4\%$. Це означає, що, за оцінками, тільки $30,4\%$ всього того, що створила людина за всю свою історію, служить Природі сьогодні, як штучно концентрована енергія Сонця. Цей показник не є високим. Аналогічно:

- для показника $C, 4'', 1, A$ - $0,16/0,855; \rightarrow 18,7\%$. Іншими словами, людина витратила $18,7\%$ концентрованої енергії на створення того, що потім було знищено;

- для показника $A, 2, 3', B - 0,09/0,855 \rightarrow 10,5\%$. Тобто трохи більше 10% концентрованої енергії витрачається на підтримку того, що існує сьогодні на планеті, як справа рук людини;

- для показника $B, 2', 1'', C - 0,17/0,855 \rightarrow 19,9\%$. І, нарешті, близько 20% створеної ним енергії людина витрачала на руйнування або втрату того, що ним було створено раніше.

Висновок

Таким чином, у всьому, що створено людиною, було $30,4\% + 18,7\% + 10,5\% = 59,6\%$ енергії Сонця, яка використовувалася в тому чи іншому вигляді і у відносних одиницях. Ця енергія використовувалася, в кінцевому результаті, для мінімізації ентропії, тобто нові форми енергії збережені на Землі як фактор її організованості, як результат діяльності людини нарівні з іншими механізмами: створенням ландшафтів, морів та інших геологічних процесів, поряд з фотосинтезом і харчовими ланцюгами в біологічному світі та ін. Ще 19,9% енергії, яка так чи інакше потрапила у володіння людини, було витрачено даремно або було втрачено з плином часу і не може бути віднесена до синергізму. Решта енергії, що сприймається людиною (трохи більше 20%) як похідна від сонячної енергії, відноситься до його внутрішнього енергоспоживання самого організму, за рахунок чого, у тому числі, центральна нервова система людини забезпечує цю синергію. Такий підхід може пояснити унікальність екосистеми «Номо Сарієнсе» на нашій планеті.

Література

1. Волошин В. С. К вопросу о роли человека в экосистеме «Земля»// Экологична безпека: проблеми і шляхи вирішення. 7-ома міжнародна науково-практична конф. Харків-Алушта. 2011. С.23-27.
2. Симпону К., Денеш Ф. Происхождение жизни. Химическая эволюция. М.: Мир, 1986. 120 с.
3. Данные о мировой энергетике и климате – Ежегодник 2022. <https://energystats.enerdata.net/total-energy/world-consumption-statistics.html>
4. Печуркин Н.С. Энергия и жизнь. Новосибирск: Наука, 1988. 188 с.
5. Сорохтин О.Г., Ушаков С.А. Развитие Земли. М.: Изд-во моск, ун-та, 2002. 559 с.
6. Фокс С. Энергия и эволюция жизни на Земле. М.: Мир, 1992. 216 с.
7. Хильми Г. Энергетика и продуктивность растительного покрова суши. Л.: Гидрометеиздат, 1976. 62 с.

8. Хрисанфорова Е.Н., Мажуга П.М. Очерки эволюции человека. Киев.: Наукова думка, 1985. 136 с.
9. Manabe S., Wetherald R. Thermal Equilibrium of the Atmosphere with a Given Distribution of Relative Humidity // Journ. Atmospheric Sciences. 1967. V. 24. P. 241-259.
10. Schroder K.P., Smith R.C. Distant future of the Sun and Earth revisited // Monthly Notices of the Royal Astronomical Society. 2008. V. 386. P. 155-163.
11. Еськов Е. К. Эволюция Вселенной и жизни. Энергетический баланс Земли. Адамант Моторс, Чернигов, 2015. https://studref.com/497984/geografiya/energeticheskij_balans_zemli
12. Подолинский С.А Труд человека и его отношение к распределению энергии / С.А. Подолинский // Слово, 1880. тт. IV–V. С. 135–211.
13. Волошин В. С., Азархов А. Ю. Сравнительный анализ термодинамики организма человека с позиций отходообразования в сопоставлении с искусственными технологиями// Вісник ПДТУ. Технічні науки. Зб. наук. праць. 2019. Вип. 39. – С. 175-185.

Волошин В. С., д-р. техн. наук, проф.;

Бутенко Е. О., канд. техн. наук, доц.

ДВНЗ «Приазовський державний технічний університет», м. Маріуполь - Дніпро, Україна

НЕЙРОННА МЕРЕЖЕВА МОДЕЛЬ ДЛЯ ОЦІНКИ РИЗИКІВ ПОДІЙ

В оцінці ризиків, пов'язаних з прогнозованими подіями, що описані в роботі [1] суб'єктивний людський фактор, який часто превалює над суто технічним або іншими об'єктивними факторами, відіграє важливу роль [2, 3, 4]. Тому ризики, пов'язані з проявою низки відповідних подій, як правило, з'являються суб'єктивно: або з провини прямого виконавця, або з провини опосередкованих людей і суттєво впливають на безпеку життєдіяльності як окремої людини, так і колективу. В результаті ризик тих чи інших дій важко запрограмувати, він нестійкий і підлягає, мабуть, тільки експертній оцінці. Проблема полягає в тому, що фактори, характерні для систем управління факторами, що впливають на безпеку робіт, починаючи з етапів створення таких об'єктів, і пов'язані з вирішенням завдань з невизначеністю вихідних даних. У теорії ризику такі проблеми ще не мають рішень.

Як один з варіантів вирішення цієї проблеми, а саме, використання глибоких нейронних мереж прямого поширення із попередньо заданими функціями активації [5, 6, 7], що здатні для аналізу ризиків в проєкт-менеджменті, з огляду на власну суб'єктивність, як правило, не призводить до результату через невизначеність вхідних сигналів та втрату з цієї причини працездатності окремих нейронів, або їх зникнення в мережі, порушення роботи системи прогнозування загалом. Існуюча невизначеність, не є характерною для механізмів роботи нейронів.

За мету дослідження ми ставимо можливість нейронних мереж для моделювання систем з невизначеним станом попередніх параметрів, для прогнозування родієвих ризиків, пов'язаних з роботою ризикоутворюючих систем на прикладах проєкт-менеджменту, де суб'єктивні фактори є переважаючими.

З метою мінімізації втрат, пов'язаних з відсутністю врахування суб'єктивних факторів, пропонується використовувати в якості активаційної функції залежність біфуркаційного характеру (рис. 1, д), що виявляється у вигляді подвоєння облікового періоду через невизначеність інтервалу $0 \leq x \leq a (= 1)$ для функції $f(x)$ в інтерпретації ReLU (див. рис. 1, г). Тут функція має мінімаксний характер, тобто $f(x) = \min \max(0, x)$.

Функція ReLU з мінімаксним періодом раніше не розглядалася в літературі як не перспективна в нейронних мережах. Спробуємо застосувати саме її для аналізу ризиків в проект-менеджменті.

У завданнях подібного рівня пропонується використовувати в якості функції для всіх шарів активації, як можливу – функцію біфуркації типу

$$\begin{cases} -[f(x) - f(x + 1) + 1] = 0, & \text{якщо } x \leq a \\ -[f(x) - f(x + 1)] = 1, & \text{якщо } x \geq 0 \end{cases} \quad (1)$$

Вона легко прораховується в ReLU за наступним правилом (див. рис. 1, д)

$$\begin{cases} y = -[-1 - (-1 + 1)] = +1, & \text{при } x = -1 \\ y = -[0 - (0 + 1)] = +1, & \text{при } x = 0 \end{cases} \quad (2)$$

$$\begin{cases} y = -[-1 - (-1 + 1) + 1] = 0, & \text{при } x = -1 \\ y = -[0 - (0 + 1) + 1] = 0, & \text{при } x = 0 \end{cases} \quad (3)$$

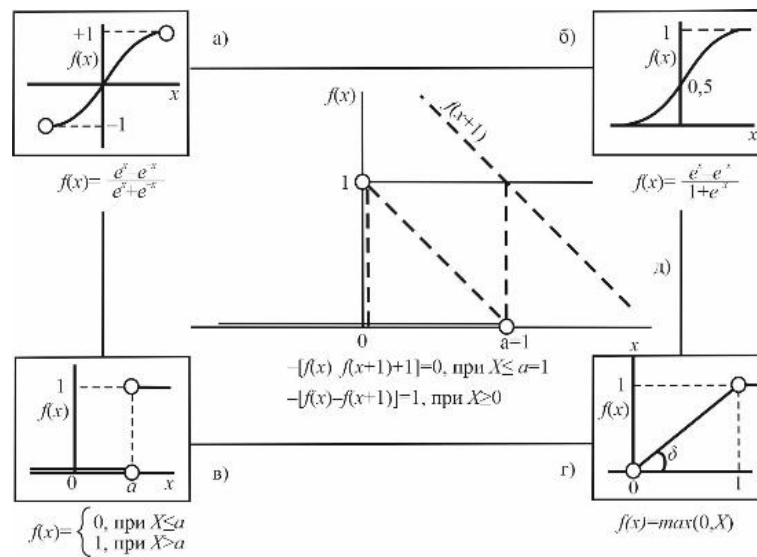


Рисунок 1 – Варіанти активаційної функції в нейронах мережі, спрямовані на вирішення проблеми мінімізації управління ризиками при виконанні проектних завдань від замовника.

а) – функція гіперболічної дотичної; б) – логістична функція; в) – порогова функція активації; г) – функція ReLU (Rectified Linear Unit); д) – функція активації з вмістом біфуркації.

Подієвий ризик в проект-менеджменті включає в себе кілька загальноприйнятих образів, які відображають прогноз майбутнього результату – успішної здачі проекту замовнику. Найпоширеніші помилки в даному випадку, наприклад: затримка термінів реалізації проекту; перевитрата коштів на створення проекту; відомі помилки, які

виявляються після закінчення проєкту, на етапі його прив'язки і т. д., можуть бути легко виправлені в ході створення проєкту або прийняті в якості непередбачених витрат на проєктування.

Такі ризики іноді можуть бути формалізовані суто інтуїтивно зрозумілими способами, виходячи з досвіду самого керівника проєкту, але це не виключає їх існування як невизначеності, так і їх негативного впливу на кінцевий результат. Тим більше що приховані фактори ризику можуть спотворюватися з втратою контролю над ними.

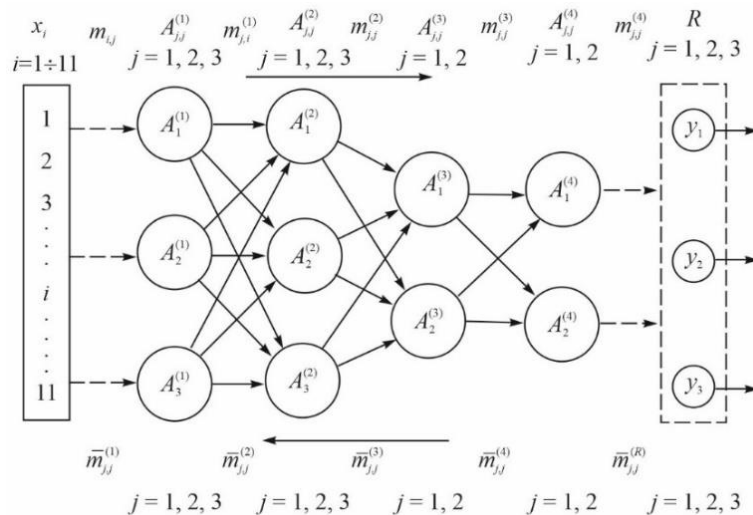


Рисунок 2 – Нейромережева архітектура для прогнозування ризиків в узагальненій системі проєкт-менеджменту.

Запропонована архітектура нейронної мережі прямого розповсюдження для прогнозування ризиків в системах проєкт-менеджменту передбачає наявність 10 нейронів внутрішніх шарів (рис. 2). Вхідних сигналів всього 11 (табл.1). В якості функції виходу системами приймемо наступні зображення (коди ризику):

- y_1 – «ризик відсутності готового проєкту»;
- y_2 – «ризик відстрочки підготовки проєкту»;
- y_3 – «ризик невиконання вимог замовника».

Які відображають певну послідовність подій, що призводять до провалу проєкту в цілому, або реалізації проєкту не в зазначені терміни, або відмови замовника прийняти готовий проєкт.

Кожне з цих тверджень може бути розгорнуто в свою систему більш конкретних причин, в залежності від того, яке завдання належить вирішити при прогнозуванні ризиків. Попередні дані (табл. 2) і порядок обчислення для навчання мережі представлені нижче.

Таблиця 1. – Систематизація вхідних факторів, що впливають на формування ризиків при плануванні та реалізації проєктів.

№№ п/п	Порядковий номер сигналу, i	Найменування твердження	Вхідний сигнал, (предикат x_i)
Фактори внутрішнього ризику			
1	1.1	Непередбачуване збільшення обсягів робіт над проєктом	x_{11}
2	1.2	Низька продуктивність	x_{12}
3	1.3	Великі витрати на реалізацію проєкту	x_{13}
4	1.4	Часовий дефіцит при створенні проєкту	x_{14}
5	1.5	Брак ресурсів для реалізації проєкту	x_{15}
6	1.6	Необґрунтовано відхилення від плану створення проєкту	x_{16}
7	1.7	Зміни в робочих процесах під час створення проєкту	x_{17}
8	1.8	Відсутність або брак конкретних умов для реалізації проєкту	x_{18}
2. Фактори зовнішнього ризику			
9	2.1	Результат довільного впливу замовника проєкту	x_{21}
10	2.2	Змінення вимог до проєкту	x_{22}
11	2.3	Відсутність зовнішніх умов для роботи колективу	x_{23}

Таблиця 2. – Попередні дані для розрахунку нейронної мережі ризиків в системі управління проєктами.

Індикація вхідного сигналу i його початкового вагового коефіцієнта, $i = 1 \div 11$										
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
x_{11}	x_{12}	x_{13}	x_{14}	x_{15}	x_{16}	x_{17}	x_{18}	x_{21}	x_{22}	x_{23}
m_{11}	m_{12}	m_{13}	m_{14}	m_{15}	m_{16}	m_{17}	m_{18}	m_{21}	m_{22}	m_{23}
45,1	9,7	64,5	12,4	1,73	0,45	23,6	5,4	54,1	16,1	0,33
Нормативні показники										
Кількість вхідних сигналів							11			
Кількість вихідних функцій							3			
Кількість спостережень							256			
Логічний опис класу подій						Клас C^1 (істина)		Клас C^2 (хиба)		
-ризик відсутності готового проєкту, y_1						C_1^1		C_1^2		
- ризик затягування з підготовкою проєкту, y_2						C_2^1		C_2^2		
- ризик невиконання вимог замовника, y_3						C_3^1		C_3^2		
Кількість образів, що є заданими для кожного класу						$N = 6$				
Порог активації						$h = 12,0$				
Параметр зміщення лінії розділу						$b = 0,7$				
Параметр очікуваного результату						$D = 4$				
Крок збіжності алгоритму "backpropagation"						$\lambda = 0,0001$				
Вказана помилка пошуку в мережі						$\varepsilon = 0,05$				

Надалі для реалізації моделі нейронної мережі прямого поширення для задачі прогнозування ризиків в проєкт-менеджменті ми будемо використовувати можливості відкритої бібліотеки програм з надбудовою Keras, інтерфейс якої, наприклад, на TensorFlow в модульному варіанті можна отримати для роботи з глибокими нейронними мережами прямого поширення.

Підсумкові вагові коефіцієнти для навчання нейронної мережі представлені в таблиці 3.

Не дозволяють проєкт-менеджменту об'єктивно прогнозувати ризики в таких системах.

Використання такої нейронної мережі дозволяє розглядати як мінімум шість з одинадцяти заявлених в системі вхідних сигналів, як реальний вплив на формування ризиків в системі управління проєктами. П'ять інших вхідних сигналів показали невизначеність свого впливу на можливі ризики в системі.

З шести, що залишилися в процесі навчання, істотні зміни ступеня впливу на систему отримали входи, закодовані як $x_{12}, x_{13}, x_{14}, x_{17}$, а саме:

x_{12} – «низька продуктивність» $m_{12} = 9,5$. Ставлення до вихідного параметра y_2 – «ризик затримки з підготовкою проєкту» в співвідношенні приблизно 1: 1;

x_{13} – «великі витрати на реалізацію проєкту» $m_{13} = 64,5$. Ставлення до вихідного параметра y_2 – «ризик відстрочки підготовки проєкту» в співвідношенні 1: 1;

x_{14} - «тимчасовий дефіцит при створенні проєкту» $m_{14} = 11,5$. Відношення до вихідного параметра y_3 – «ризик невиконання вимог замовника» в співвідношенні приблизно 1: 1;

x_{17} – «зміни робочих процесів при створенні проєкту» $m_{17} = 24,4$. Співвідношення до початкового параметра y_2 – «ризик відстрочки підготовки проєкту» в співвідношенні становить приблизно 1: 1.

Два інших предикати після навчання істотно змінили свої вагові коефіцієнти, що свідчить про зміну їх інформаційної складової в системі.

У свою чергу, наприклад, параметр x_{15} розпадається в співвідношенні критерію впливу α для наступних факторів:

- Низька якість вихідної документації (рівень участі $\alpha = 0,28$);
- Незаплановані прогули членів команди. Дезорганізація праці ($\alpha = 0,07$);
- Відсутність надійних орієнтирів ($\alpha = 0,25$);
- помилковість інженерних та інших технічних рішень ($\alpha = 0,13$);
- відсутність знань про проєкт. Низька доступність даних; ($\alpha = 0,20$);
- недостатня компетентність окремих членів колективу ($\alpha = 0,07$)

Таблиця 3. – Початкові та уточнені вагові коефіцієнти вхідних і внутрішніх сигналів для нейронної моделі запобігання ризикам в проект-менеджменті.

<i>j</i>	Input1	Input2	Input3	Input4	Input5	Input6	Input7	Input8	Input9	Input10	Input11	Desired1
0	45,1	9,7	64,5	12,4	1,73	0,45	23,6	5,4	54,1	16,1	0,33	0
16	0,005	9,5	64,5	11,5	0,95	0,00025	24,4	0,0003	0,0015	0,0005	0,25	«1»
Пряме розповсюдження												
Синапс A¹									Синапс A³			
$m_{11}^{(1)}$	$m_{12}^{(1)}$	$m_{13}^{(1)}$	$m_{21}^{(1)}$	$m_{22}^{(1)}$	$m_{23}^{(1)}$	$m_{31}^{(1)}$	$m_{32}^{(1)}$	$m_{33}^{(1)}$	$m_{11}^{(3)}$	$m_{12}^{(3)}$	$m_{21}^{(3)}$	$m_{22}^{(3)}$
6,54	2,11	0,49	7,71	4,32	1,01	0,79	0,34	7,55	0,64	5,41	2,45	1,19
Синапс A²						Сумматор R						
$m_{11}^{(2)}$	$m_{12}^{(2)}$	$m_{21}^{(2)}$	$m_{22}^{(2)}$	$m_{31}^{(2)}$	$m_{32}^{(2)}$	$m_{11}^{(R)}$	$m_{12}^{(R)}$	$m_{13}^{(R)}$	$m_{21}^{(R)}$	$m_{22}^{(R)}$	$m_{23}^{(R)}$	
1,75	3,04	2,71	0,54	0,77	4,01	28,5	33,11	41,6	25,0	0,007	12,1	
Навчання мережі (корегування коефіцієнтів)												
Сумматор R						Синапс 3						
$\bar{m}_{11}^{(R)}$	$\bar{m}_{12}^{(R)}$	$\bar{m}_{21}^{(R)}$	$\bar{m}_{22}^{(R)}$	$\bar{m}_{31}^{(R)}$	$\bar{m}_{32}^{(R)}$	$\bar{m}_{11}^{(3)}$	$\bar{m}_{12}^{(3)}$	$\bar{m}_{13}^{(3)}$	$\bar{m}_{21}^{(3)}$	$\bar{m}_{22}^{(3)}$	$\bar{m}_{23}^{(3)}$	
28,5	33,11	41,6	25,0	0,77	12,1	21,32	0,09	13,14	9,75	0,88	1,11	
Синапс A⁴				Синапс A²								
$\bar{m}_{11}^{(4)}$	$\bar{m}_{12}^{(4)}$	$\bar{m}_{21}^{(4)}$	$\bar{m}_{22}^{(4)}$	$\bar{m}_{11}^{(1)}$	$\bar{m}_{12}^{(2)}$	$\bar{m}_{13}^{(2)}$	$\bar{m}_{21}^{(2)}$	$\bar{m}_{22}^{(2)}$	$\bar{m}_{23}^{(2)}$	$\bar{m}_{31}^{(2)}$	$\bar{m}_{32}^{(2)}$	$\bar{m}_{33}^{(2)}$
0,34	0,77	1,13	2,02	34,11	0,25	31,74	2,55	22,77	4,57	4,82	2,21	0,29
Синапс A¹												
Desired(x)	\bar{m}_{11}	\bar{m}_{12}	\bar{m}_{13}	\bar{m}_{14}	\bar{m}_{15}	\bar{m}_{16}	\bar{m}_{17}	\bar{m}_{18}	\bar{m}_{21}	\bar{m}_{22}	\bar{m}_{23}	
«1»	-	9,5	64,5	11,5	0,95	-	24,4	-	-	-	0,25	
±Δ, %	-	-2,1	0,0	-7,8	-185,0	-	+3,3	-	-	-	-32,0	

Точність навчання для такої мережі не перевищує 2%. Це пов'язано з невизначеностями в деяких вхідних сигналах. При цьому мережа практично не реагує на зміну вагових коефіцієнтів для таких сигналів, а їх розмірність прагне до нуля, і після 14-15-го ступеня навчання, як правило, не визначається. Слід розуміти, що такі висловлювання і відповідні їм предикати, в даному випадку це:

x_{11} – «Непередбачуване збільшення обсягів робіт над проектом»;

x_{16} – «Необґрунтований відхід від плану створення проекту»;

x_{18} – «Відсутність чи недолік конкретних умов для реалізації проекту»;

x_{21} – «Результат впливу замовника проекту»;

x_{22} – «Зміни вимоги до проекту».

Найбільш стабільним виявилось значення вагового коефіцієнту для вхідного параметра (3), а саме x_{13} – «Високі витрати на реалізацію проекту», для якого уточнене значення дорівнює $\bar{m}_3 = m_{13} = 64,5$. Цей вхідний сигнал має наступну інтерпретацію:

- зміна пріоритетів, концепції проекту, кількості завдань ($\alpha = 0,43$);
- переробка окремих об'єктів проекту ($\alpha = 0,35$);
- примусове збільшення фахівців в колективі ($\alpha = 0,05$);
- помилковість інженерних та інших технічних рішень, які, будучи запрограмованими на початковому етапі, призводять до остаточних втрат ($\alpha = 0,17$).

У процесі навчання нейронної мережі показано, що найбільш реалістичним в прогнозуванні є ризик y_2 – «ризик затягування підготовки проекту», точність якого при тестуванні становила майже 2/3 від одиниці. Це дуже близько до 67% точності, заявленої в аналітиці. З огляду на те, що на вході в систему є сигнали з високим ступенем невизначеності, це дуже якісний результат на даному етапі навчання мережі.

Якщо зібрати воедино всі результати, отримані від застосування моделі нейронної мережі прямого поширення для прогнозування ризиків в проект-менеджменті, то можна отримати кілька висновків, які, вочевидь, допоможуть керівникам проектів уникнути суб'єктивних помилок, які приводять до можливих ризиків і проблемних подій в процесі реалізації проекту. З упевненістю близько 66% і при заданій точності навчання нейромережева модель оцінки ризиків в проект-менеджменті в якості основного результату може бути показано у вигляді низки висновків.

Висновки

1. Найбільш актуальним в проєкт-менеджменті є ризик, пов'язаний із затримками в підготовці проєкту – y_2 . Основними причинами, що призводять до такого результату, є: зміна пріоритетів, концепції проєкту, кількості завдань (вартість участі $\alpha = 0,43$), а також вимушені переробки окремих об'єктів в проєкті ($\alpha = 0,35$).

2. Як результат нестачі ресурсів для здійснення проєкту існує ризик невиконання завдання проєкту в повному обсязі, недотримання термінів і низької якості проєкту.

3. З виникаючих причин відхилення від планових показників існує реальний ризик невиконання вимог замовника.

4. Якщо не створені умови для виконання робіт, це в рівній мірі тягне за собою виникнення ризиків, пов'язаних з:

- відсутністю готового проєкту в строк (низька вартість ризику);
- тимчасова затримка завершення проєкту (висока вартість ризику);
- невиконання вимог замовника (висока вартість ризику).

5. Такі фактори, як непередбачуване збільшення обсягів робіт над проєктом; розумний відхід від плану створення проєкту; відсутність або нестача конкретних умов для реалізації проєкту; результат спонтанного впливу замовника проєкту; зміна вимог до проєкту, як правило, враховуються як мінімально значущі в моделях нейронних мереж і окремо від такого завдання вимагають інших механізмів аналізу. Але при цьому мінімальне значення виступає в якості форми обліку таких сигналів.

Таким чином, використання нейронних мереж може стати ефективним інструментом для оцінки ризиків, пов'язаних з прогнозованими подіями у системах з переважним впливом суб'єктивних та невизначених факторів, що показано на прикладі системи проєкт-менеджменту

Література

1. Волошин В. С., Елистратова Н. Ю. Семантические особенности термина «риск» // XVIII Міжнародна науково-практична конференція: «Екологічна безпека: Проблеми і шляхи вирішення». – Зб. наук. статей, 2022 р. – Харків. – С. 100-110.
2. Фідінг П. Дж. Як керувати проєктами. Київ, Вид. Фабула, 2012. – 240 с.
3. Руководство к своду знаний по управлению проектами. Руководство РМВОК. 6-е изд. Электронный вариант – [режим доступа]: <https://n-knigi.com.ua/p1609714574-rukovodstvo-svodu->

znaniy.html?source=merchant_center&gclid=Cj0KCQiAgOefBhDgARIsAMhqXA6ijr
K5D4O0wh6Clp-b0VWIZuPqMG1ML8pQ_4BzftFL6g7fKRohzeoaAtJLEALw_wcB

4. Хігні Дж. Основи управління проектами. Київ: Вид. Фабула, 2020. – 272 с.
5. Хайкин С. Нейронные сети: полный курс, 2-е изд., Испр.: Пер. с англ. М.: ООО «И.Д. Вильямс», 2006. 1104 с.
6. Zhernova P. Kernel fuzzy clustering of data streams based on the ensemble of neural networks / P. Zhernova, Y. Bodyanskiy // Innovative Technologies and Scientific Solutions for Industries. – 2018. – No. 4 (6). – P. 42-49.
7. Shmelov Y. Research of classification method of TV3-117 engine rating operations based on neural network technologies / Y. Shmelov, S. Vladov, O. Kryshan, S. Gvozdik, L. Chyzhova // Innovative Technologies and Scientific Solutions for Industries. – 2018. – No. 4 (6). – P. 93-102.

Волошин В. С., д-р техн. наук, проф.;

Данилова Т. Г., канд. техн. наук, доц.

ДВНЗ «Приазовский государственный технический университет», г. Днепр, Украина

К ВОПРОСУ О МЕТОДЕ ОПИСАНИЯ И УПРАВЛЕНИЯ СОБЫТИЙНЫМИ РИСКАМИ

В последнее время появляется все больше публикаций, связанных с неудовлетворенностью оценки риска вероятностно-статистическими методами в пользу так называемого событийного риска [1,2,3,4,5]. Когда в основе предмета исследования находятся события, которые реально приводят к критическим состояниям анализируемых систем.

Оставляя право для риска иметь вероятностную характеристику, как количественную, но постфактумную значимость, следует подчеркнуть важное условие – несовместимость с ней прогнозируемости для риска, ради предотвращения появления таких событий, что кажется более актуальным в сравнении с его постфактумной количественной оценкой.

Механизм оценки рисков в современных исследованиях постепенно смещается в сторону математической логики. Подобный инструментарий предполагается, как более удобный и объективный, если перед исследователем ставится задача оценки риска не только последующего за рискообразующим событием, но, анализа его наступления, а также предупреждения (профилактики) событийных рисков.

Весьма современный способ реализации альтернатив, логических схем, которые представлены определенными высказываниями, формализованными для удобства применения представляет логика нейронных сетей [6,7]. Смысл их применения в теории событийных рисков сводится к возможностям сопоставления смысловых и формализованных терминов (предикатов) и возможностям совершать некоторые математические действия над этими событиями. Нейронные сети работают по принципу логической согласованности между такими событиями в объеме своего обучения и, поэтому, могут быть весьма удобными для решения задач о прогнозировании рисков, как производной от событийности в исследуемой системе. Однако адаптации таких моделей весьма непростая для системы распознавания и прогнозирования рисков.

Количество разработанных вариантов моделей нейронных сетей достаточно велико, и поэтому их возможности крайне велики. Рассмотрим применение нейронных сетей прямого распространения (Feed forward neural networks, FFNN) для решения типичной задачи о рисках при автомобильных перевозках легковоспламеняющихся жидкостей на примере бензина.

Задача формулируется следующим образом.

Условие задачи. Транспортировка бензина в зимнее время по автодорогам Украины. Тип бензовоза SF3340.4S_12. Объем перевозимого горючего 40 м³. Время в пути $t_n \div t_0 = 12$ часов. Требуется создать прогностическую модель аварийных ситуаций для данной системы.

Факторы, оказывающие влияние на процессы рискообразования на автодорогах в данном случае, сводятся к следующим ($i = 1.1 \div 1.7, 2.1 \div 2.4, 3$; из них учетными являются факторы $i' \in i$) (табл. 1).

Таблица 1 – Систематизация факторов, влияющих на рискообразование при автотранспортировке легковоспламеняющихся жидкостей.

№ п/п	Порядковый номер сигнала, i	Наименование предиката	Входной сигнал, x_i
Внутренние факторы системы			
1	1.1	«соотношение внешней температуры и температуры вспышки жидкости»	x_{11}
2	1.2	«температура нагрева автоцистерны»	x_{12}
3	1.3	«степень наполнения автоцистерны»	x_{13}
4	1.4	«искрообразование в дороге»	x_{14}
5	1.5	«статическое электричество, накапливающееся в автоцистернах при раскачивании жидкости»	x_{15}
6	1.6	«вибрация, тряска в технической системе»	x_{16}
7	1.7	«неисправность автоцистерны, ее арматуры и запорного оборудования»	x_{17}
Внешние факторы для системы			
8	2.1	«состояние автомагистралей»	x_{21}
9	2.2	«внешние механические удары, деформация тела цистерны»	x_{22}
10	2.3	«факторы климатические»	x_{23}
11	2.4	«факторы внешнего воздействия»	x_{24}
Сочетание указанных и других факторов			

Разработана трехсинапсная модель нейронной сети (рис.1), которая позволит получить ответ на вопрос: какие из указанных выше факторов могут оказывать решающее влияние для риска получить при движении по пересеченной местности с некачественным дорожным покрытием. Основные параметры нейронной сети

представлены в табл.2. Исходные для расчета приведенные значения весовых коэффициентов для входных сигналов представлены в табл. 4

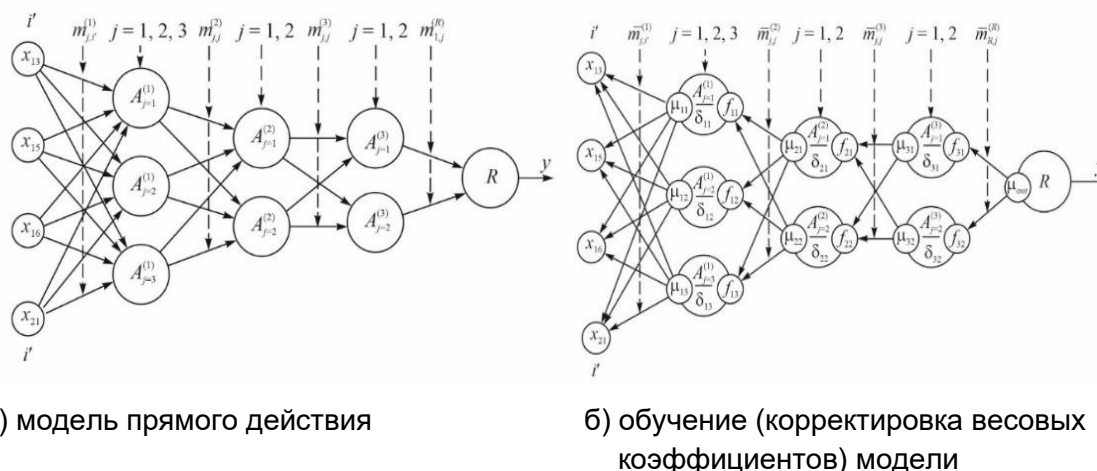


Рисунок 1 – Трехсинапсная модель нейронной сети применительно к решению задач о транспортировке бензина (в параметрах см. табл. 2 и 3).

Таблица 2 – Основные параметры нейронной сети применительно к задаче транспортировки бензина.

Временной интервал	1.3		1.5		1.6		2.4		Весовые коэффициенты синапсов			
	$x_{1.3}$	$m_{1.3}$	$x_{1.5}$	$m_{1.5}$	$x_{1.6}$	$m_{1.6}$	$x_{2.1}$	$m_{2.1}$	$m_{A1}^{(A)}$	$m_{A2}^{(A)}$...	$m_{AA}^{(A)}$
t_H	1	0,4	1	1,25	1	0,90	0	1,45
$\Delta\tau_1$	-1	0,0	1	1,25	1	2,3	-1	0,55
$\Delta\tau_2$	0	0,0	1	1,75	1	2,50	1	0,35
$\Delta\tau_3$	0	0,0	1	1,90	1	2,50	-1	0,0
t_0	0	0,0	1	2,50	1	3,15	0	0,0
Нормативные показатели												
Логическое описание класса событий					Класс C_1 (истина)				Класс C_2 (ложь)			
Число заданных образов для каждого класса.					$N = 5$							
Порог активации					$h=4,0$							
Параметр смещения линии разделения					$b=3$							
Параметр ожидаемого результата					$D=4$							
Шаг сходимости алгоритма "back propagation"					$\lambda = 0,2$							
Заданная поисковая ошибка сети					$\varepsilon=0,05$							

Таблица 3 – Приведенные значения весовых коэффициентов для входных сигналов в задаче о транспортировке бензина

№ п/п	Наименование параметра	Обозн.	Физическая размерность $x_{...}$	Относительная размерность
1	Искрообразование в системе, x_{13} , %	m_{13}	$75 \div 90$	0,4
2	Появление статическ. заряда, x_{15} , А/с·м	m_{15}	$0,0 \div 0,4$	1,25

3	Вибрация, тряска автомобиля, x_{16} , Гц	m_{16}	$1 \div 36$	0,9
4	Состояние автомобил. дорог, $x_{21}, \Delta h$, м	m_{21}	$0,0 \div 0,4$	1,45
5*	Температура воздуха, °C	...	<0	0,001

*) температура воздуха может являться одним из входных сигналов, который мы используем в наших последующих расчетах.

Для моделирования состояния событий на каждом уровне активации воспользуемся программой *APRS*, записанной на *Python*. Результаты каждого этапа активации представлены в табл. 4.

Таблица 4 – Результаты расчета трехсинапсной нейронной сети для модели автоперевозок бензина ($t_H \div t_0 = 12$ ч.)

Активация $A^{(1)}$							Активация $A^{(2)}$					
Δt	C_1	C_2	Весовые коэффициенты				Δt	C_1	C_2	Весовые коэффициенты		
			$m_{13}^{A^{(1)}}$	$m_{15}^{A^{(1)}}$	$m_{16}^{A^{(1)}}$	$m_{21}^{A^{(1)}}$				$m_{A_{1,2}}^{A^{(1)}}$	$m_{A_{1,2}}^{A^{(2)}}$	$m_{A_{1,2}}^{A^{(3)}}$
t_H	+1	-1	0,4	1,25	0,9	1,45	t_H	+1	-1	0,55	0,40	1,75
$\Delta\tau_1$	+1	-1	0,45	1,10	1,0	1,55	$\Delta\tau_1$	+1	+1	0,70	2,10	1,05
$\Delta\tau_2$	+1	-1	0,33	1,90	0,5	1,50	$\Delta\tau_2$	+1	-1	0,75	2,10	1,55
t_0	+1	-1	0,25	0,55	0,4	1,75	t_0	+1	-1	0,25	2,85	1,40
$C_1\{x_{13}, x_{15}, x_{16}, x_{21}\}; C_2\{0\}$							$C_1\{x_{15}, x_{16}, x_{21}\}; C_2\{x_{13}\}$					
Активация $A^{(3)}$							Суммирование R					
Δt	C_1	C_2	Весовые коэффициенты				Δt	C_1	C_2	Весовые коэффициенты		
			$m_{A_{1,2}}^{A^{(2)}}$		$m_{A_{1,2}}^{A^{(3)}}$					$m_{A_1}^R$	$m_{A_2}^R$	
t_H	-1	+1	0,25		2,85		t_H	+1	-1	1,20	2,45	
$\Delta\tau_1$	+1	-1	1,10		2,45		$\Delta\tau_1$	+1	-1	2,20	2,65	
$\Delta\tau_2$	+1	-1	1,55		2,25		$\Delta\tau_2$	+1	-1	2,55	1,95	
t_0	+1	-1	1,20		2,45		t_0	+1	-1	2,40	2,25	
$C_1\{x_{15}, x_{16}\}; C_2\{x_{21}\}$							$C_1\{x_{15}, x_{16}\}; C_2\{0\}$					

Как следует из результатов расчета, после первой активации в $A^{(1)}$ -синапсе нейронной сети все четыре фактора остались активированными, как реальные в период времени $t_H \div t_0$. То есть для них существуют все условия, которые способны привести к аварийной ситуации. При второй активации $A^{(2)}$ мы получили отказ в признании объективным фактор x_{13} - «степень наполнения автоцистерны», который получил утвердительную оценку класса C_2 (отрицание) в интервале времени $\tau_2 \div \tau_3$. Аналогичный результат относительно фактора x_{21} – «состояние автомагистралей»,

мы получили на третьем этапе активации $A^{(3)}$, когда в период времени $\tau_2 \div \tau_3$ программа отказала в объективности этому фактору.

Таким образом, суммирующие сигналы, которые пришли к регистратору R, относятся к параметрам x_{15}, x_{16} , то есть, объективно в период времени транспортировки объема бензина 40 м^3 на протяжении времени $t_H \div t_0 = 12$ часов в зимний период мы получим аварийную ситуацию, при которой в результате тряски по плохой дороге возрастает роль накопления статического заряда в системе, которая не может быть нейтрализована защитным оборудованием и, при сливе бензина в стационарные резервуары, реальность возгорания паров бензина максимально высока.

Таблица 5 – Результаты коррекции весовых коэффициентов в трехсинапсной нейронной сети для модели автоперевозок бензина в зимнее время за 12 часов в пути.

Корректировка коэффициентов для сумматора R					Корректировка коэффициентов для синапса $A^{(3)}$							
Δt	Класс событий		Весовые коэффициенты		Δt	Класс событий		Весовые коэффициенты				
	C_1	C_2	$\Delta m_{A_1}^{R(3)}$	$\Delta m_{A_2}^{R(3)}$		C_1	C_2	$\Delta m_{A_{1,2}}^{A_1^{(2)}}$	$\Delta m_{A_{1,2}}^{A_2^{(2)}}$			
t_H	+1	-1	-0,20	+1,77	t_H	-1	+1	-1,05	+2,22			
$\Delta\tau_1$	+1	-1	-0,55	-1,61	$\Delta\tau_1$	-1	+1	-0,24	+0,25			
$\Delta\tau_2$	+1	-1	+0,15	+0,23	$\Delta\tau_2$	-1	-1	-0,29	-1,05			
t_0	+1	-1	-1,35	+1,55	t_0	+1	-1	-0,35	-0,55			
Результат встречного расчета $C_1\{0\}; C_2\{x_{15}, x_{16}\}$					Результат встречного расчета $C_1\{x_{15}, x_{16}\}; C_2\{x_{21}\}$							
Корректировка коэффициентов для синапса $A^{(2)}$					Корректировка коэффициентов для синапса $A^{(1)}$							
Δt	Класс событий		Весовые коэффициенты			Δt	Класс событий		Весовые коэффициенты			
	C_1	C_2	$\Delta m_{A_{1,2}}^{A_1^{(1)}}$	$\Delta m_{A_{1,2}}^{A_2^{(1)}}$	$\Delta m_{A_{1,2}}^{A_3^{(1)}}$		C_1	C_2	$\Delta m_{A_{14}}^{A^{(1)}}$	$\Delta m_{A_{15}}^{A^{(1)}}$	$\Delta m_{A_{16}}^{A^{(1)}}$	$\Delta m_{A_{21}}^{A^{(1)}}$
t_H	-1	+1	-0,75	+0,12	-0,65	t_H	+1	-1	+0,25	-0,05	+0,15	-0,06
$\Delta\tau_1$	+1	-1	-0,21	+0,21	-0,73	$\Delta\tau_1$	+1	-1	-0,33	+0,12	-0,19	-0,12
$\Delta\tau_2$	+1	+1	-0,53	-1,32	-0,04	$\Delta\tau_2$	+1	-1	+0,93	-0,29	-0,31	+0,11
t_0	+1	-1	+1,31	-0,55	-0,27	t_0	+1	-1	-0,09	+0,45	-0,46	-0,25
Результат встречного расчета $C_1\{x_{15}, x_{16}, x_{21}\}; C_2\{x_{13}\}$					Результат встречного расчета $C_1\{x_{14}, x_{15}, x_{16}, x_{21}\}; C_2\{0\}$							

Корректировочные расчеты по весовым коэффициентам по программе обучения сети ASAW позволяют уточнить результат анализа, ни коим образом, не влияя на образы достоверности входных сигналов (табл. 5).

Расчеты показали, что из всей совокупности предполагаемых событий с входными сигналами $\{x_{13}, x_{15}, x_{16}, x_{21}\}$ реальную опасность представляет совокупность

сигналов $\{x_{15}, x_{16}\}$, которые на последнем этапе суммирования дают однозначный ответ в виде непротиворечивого двумерного симплекса « $C_1; C_2$ », где " C_1 " (+1) показывает на существование сопряженной совокупности этих двух факторов, а « C_2 » (-1), показывает на отсутствие отрицания такого сочетания событий. Это есть условием подтверждения события или совокупности (табл. 3). При этом контрольное накопление электрических зарядов осуществляется практически на всем протяжении транспортного пути в промежутке между t_H и t_0 (табл. 5). Тем не менее, уточнение весовых коэффициентов по программе *ASAW* в пределах 180% от исходных данных показывает уточнение, в котором фактор x_{16} перестает играть существенную роль на последних этапах анализа.

Таким образом, нейронная сеть выдает нам уточненный результат решения искомой задачи в виде следующего рассуждения:

- при транспортировке бензина в автоцистерне типа SF3340.4S_12 с объемом перевозимого горючего 40 м^3 по автодороге с неровным покрытием в зимнее время в течение 12 часов реальной является опасность возникновения аварийного события связанного исключительно с накоплением статического электричества из-за раскачивания жидкости и взрывом, вне зависимости от других исходных данных. Возможна аварийная ситуация в период времени t_0 - начало слива бензина.

Интересный результат дает расчет возможностей для проявления аварийной ситуации при транспортировке бензина в зависимости от продолжительности поездки с полной емкостью. Выполнены расчеты для параметра $(t_H - t_0)$ соответственно 2 часа, 3 часа, 4 часа, 5 часов, 5,5 часов, 6 часов, 9 часов, 12 часов.

Полная временная зависимость системы в этом случае представлена на рис. 2. Это сопряженные графики зависимостей образа " C_1 " и образа " C_2 ", соответственно, от интервала времени нахождения транспорта в пути при заданных внешних условиях. Обращает внимание интервал нахождения в пути $4,0 \leq \Delta\tau \leq 5,5$ часов, для которого принятый алгоритм нейронной сети не может достоверно определить аварийную ситуацию, связанную с накоплением статического электричества в системе. Здесь вариант образов " C_1 " (+1) и образов " C_2 " (+1), что дает результат «условий для подтверждения события нет». Этот интервал может считаться «интервалом неопределенности», появление которого зависит от исходных нормативных параметров, которые закладываются в алгоритм расчета. Его минимизация может быть достигнута только подбором таких параметров, как порог активации (в данном случае $h=4,0$) в сопоставлении с системой входных сигналов x_i и заданная поисковая ошибка (в данном случае $\varepsilon=0,05$) в диапазоне $0,01 \div 0,05$.

В рассматриваемом примере размер этой неопределенности зависит от задания поисковой ошибки в нейронной сети в масштабе $\varepsilon = 0,05$. Несложные расчеты (рис. 2, а) показывают, что при более жестких условиях для допустимой поисковой ошибки время неопределенности $\Delta\tau$ снижается практически до нуля. Следует отметить, что при других внешних условиях задачи такие параметры могут иметь иные значения.

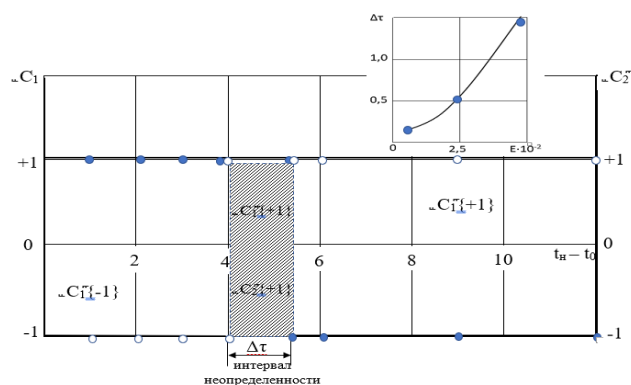


Рисунок 2 – Взаимосвязь появления событийного риска с возможными временными интервалами движения автотранспортного средства, в том числе, в зависимости от требуемой точности результата (а).

Возникает вопрос: почему такие аварии, чаще всего, не происходят в реальных условиях? Ответ очень простой. Потому что, как потенциальный, риск, связанный с накоплением статического электричества в системах транспортировки легковоспламеняющихся жидкостей известен давно. И давно известны способы его предупреждения, которые активно применяются на практике. Некоторые из них такие:

- защитное заземление автоцистерн и емкостей для хранения бензина и непрерывность электрической цепи из всех электропроводных элементов автоперевозчика во время перевозки и слива жидкости;
- применение присадок для повышения проводимости нефтепродуктов при их наливе, сливе и транспортировке;
- нейтрализация зарядов статического электричества в трубопроводах с помощью электродов;
- применение инертных газов, препятствующих накоплению паров легковоспламеняющейся жидкости;
- предупредительные защитные мероприятия при сливе бензина в эксплуатационные емкости, и др.

Существование таких внешних условий в виде дополнительных входных сигналов (параметр x_{24}) может быть предусмотрено моделью. При этом усложняется ее расчет, но повышается точность прогноза.

Вывод

Предложенная модель описывает нестандартные условия для появления такой опасности в момент времени t_0 , но в зависимости от внешних параметров, в том числе, и от некоторых сочетаний из указанных выше. Если хотя бы один из перечисленных входных параметров появляется при эксплуатации системы, то в момент времени t_0 это приведет к аварии. Кроме того, модель показывает временные ограничения для такой системы: чем больше время в пути, чем интенсивнее процесс накопления зарядов, тем более опасна система (рис.2). Модель описывает события в момент времени, предшествующий возникновению аварийной ситуации. Роль эксплуатации состоит в предварительной фиксации опасных входных сигналов в период времени, предшествующий времени t_0 , тем самым предупреждая возможности для появления аварии.

Литература

1. Демин В. Ф. Научно-методические аспекты оценки риска // Атомная энергия. Том 86, вып. 1. - 1999. - С. 46—63.
2. Пампуро В. И. Методологические ограничения метода дерева событий // Доп. НАН Украины. – 2008. № 12. – С.161-165.
3. Рудометкин С. В. Развитие механизмов риск-инжиниринга для укрепления экономической безопасности производственных предприятий: на материалах Ставропольского края. Автореферат канд. дисс. 2012.
4. Beck U. Risk Society. Toward a New Modernity. I.: SAGE, 1992. – 142 p.
5. Луман Н. Общество, интеракция, социальная солидарность. Пер. Козловой и Е. Мещеркиной // Человек. 1996. №3.- С. 152-167
6. Zhao D., Liu J., Zhang Z. Method of risk evaluation of information security based on neural network. IEEE international Conference on Machine Learning and Cybernetics, 2009. Vol. 1. №6. P. 1127-1132.
7. Уоссермен Ф. Нейрокомпьютерная техника: Теория и практика. Пер. Ю. А. Зуев, В. А. Точенов, 1992. – 184 с. // Электронный ресурс – [режим доступа]: http://www.immsp.kiev.ua/postgraduate/Biblioteka_trudy/NejropokomputernTechnikaUossermen1992.pdf.

Волошин В. С., д-р техн. наук, проф.;

Єлістратова Н. Ю., ст. викладач

ДВНЗ «Приазовський державний технічний університет», м. Дніпро. Україна

ОДИН З ЕЛЕМЕНТІВ УПРАВЛІННЯ ПОТОКАМИ ВІДХОДІВ З ПОЗИЦІЙ ВЛАСТИВОСТІ СУМІЖНОГО ХАОСУ

Нерозривними складовими для будь-якого виробництва є одночасне отримання корисної продукції й утворення відходів, тобто непотрібної продукції. Ця одночасність є нерозривною складовою будь-якого технологічного процесу незалежно від його змісту. При цьому, як правило, розвиток технологічних процесів, стан технічних систем, що забезпечують їх, ефективність використання джерел енергії для реалізації таких процесів спрямовані на поліпшення якості отримуваної продукції, підвищення ефективності власне технологічного процесу, але не мають жодного відношення до питань мінімізації відходів у цих виробничих системах.

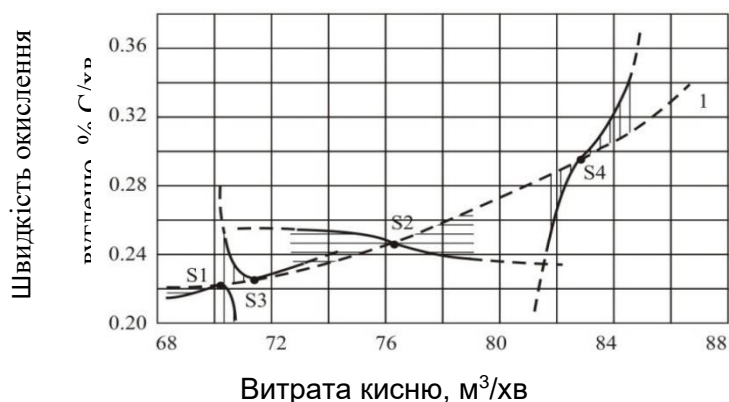
Відомо, що співвідношення типу «продукція-відходи» (позначимо як « $p \& w$ ») у виробничих системах, як правило, керовані і є далекими від нерегульованого стану. Проте, можна показати, що в них закладені начала нестійкої динаміки, що відіграють свою роль в утворенні відходів у будь-якій з систем, які виробляють товарну продукцію. Як правило, такі дослідження не застосовуються відносно систем типу « $p \& w$ » [1, 2, 3, 4], а самі системи не розглядаються з позицій термодинамічної нестійкості, рівноважності і впливу на процеси отримання продукції й відходів. Щоб зрозуміти термодинаміку процесів утворення відходів, ми спробуємо використати властивості стану послідовного хаосу стосовно таких систем.

Як приклад функції розвитку $F(x) = f(x) + \varphi(x)$ для процесу виробництва сталі в кисневому конвертері розглянемо залежність вмісту вуглецю в металі від інтенсивності подання кисню в конвертер. Тут доданок $f(x)$ повинен відповідати отриманню корисного продукту у вигляді сталі з низьким вмістом вуглецю, а $-\varphi(x)$ - отриманню відходів у вигляді оксидів вуглецю і карбідів з газами і шлаками, відповідно. Така залежність описана в літературі [7, 8]. Ця функція містить як продуктивну складову, так і ту її частину, яка відторгається у вигляді втрат або відходів. Будемо зображувати продуктивну частину, а саме рідкий метал зі своєю швидкістю «випалювання» вуглецю, на графіку 1 (рис. 1) в деякій області початкових даних [7]. Вуглець в

конвертерній плавці спочатку міститься в сировинному матеріалі - чавуні і ломі. У першому його більше (3,3 - 4,3%), в другому – менше (до 0,5%). Сама ідеологія киснево-конвертерної плавки полягає в максимальному (за технологією) видаленні вуглецю з чавуну за допомогою кисневого дуття і доведенні складу металу до вмісту в нім вуглецю в межах 0,1 - 0,6% залежно від марки сталі. При цьому залишковий вуглець разом з кисневмісними елементами розподіляється між газовою і рідкою фазами і втрачається як відходи. Обидві функції: і $f(x)$, і $-\varphi(x)$ уявляються явно нелінійними. Тому зрозуміло, що їх перетин з кривою 1 за умов різних режимів ведення плавки дає повне різноманітність варіантів, при яких досягається термодинамічна рівноважність між вуглецевмісними матеріалами в корисній продукції і в продуктах відторгнення.

Нас цікавитиме поведінка систем типу «p&w» з огляду їх термодинамічної стійкості як показника енергетичної ефективності системи по відношенню до переробної сировини.

Відразу зазначимо, що область на графіку, що відповідає околом точки S2, відноситься до стаціонарно стійкого, рівноважного стану, де будь-які зміни витрати кисню, спрямованого в зону реакції, не дають певних істотних змін швидкості окислення вуглецю в зоні основної реакції. Можна говорити, що в області точки S2 має місце стан, коли $f(x) = \text{const}$ і $\varphi(x) = \text{const}$. На рис.1 це області з горизонтальним штрихуванням. І навпаки, стан системи в області точки S4 дуже мало відповідає стану стійкості і рівноваги. Навіть відносно невеликі зміни витрати кисню в зоні горіння призводять до істотних змін в швидкості спалювання вуглецю. При цьому функція розвитку системи істотно залежить від витрати основних компонентів реакції і є далекою від стаціонарності. Ці області відмічені вертикальним штрихуванням.



1 – швидкість окислення вуглецю в металі.

Рисунок 1 – Область стійкості функції $F(x)$ для технології зневуглецювання конвертерної сталі.

I, нарешті, в околах точок S1 і S3 можна спостерігати стійкі рівноважні стани системи, що мають відношення тільки до відхідної $\varphi(x)$ і до прибуткової частини $f(x)$ системи відповідно. Дві інші гілки графіків в околах точок S1 і S3 дають явно нерівноважні і нестійкі співвідношення між прибутковою і відхідною частинами речовини, в даному випадку вуглецевмісних компонентів в металі $-f(x)$, шлаку і газовій фазі $\varphi(x)$.

Скористаємося якісним аналізом рівняння Л. Онсагера для слабко нерівноважних систем, що застосовуються до зміни ентропії в системах «рzw», коли їх стан є близьким до рівноваги [6].

$$\sigma[S] = \sum_i J_i X_i = \sum_{ij} L_{ij} X_i' X_j'' = \lambda(1-\lambda) \sum_{ij} L_{ij} X_i X_j \quad (1)$$

На практиці ми найчастіше маємо справу з потоками, які задані лінійними залежностями. При цьому тільки частина наявних в системі термодинамічних сил X_i , пов'язана з сильною нерівноважністю, тобто з виробництвом корисної продукції. А частина сил (позначимо як X_j), пов'язана з лінійними процесами поблизу стану рівноваги, відноситься до перетворення тієї складової структури сировини, яка спрямовується у відходи. Спробуємо ввести у інваріантний для фізичних явищ вираз для виробництва ентропії ваговий коефіцієнт $\lambda = \frac{X_i'}{X}$ незалежно від індексу. Одночасно отримуємо $1 - \lambda = \frac{X_j''}{X}$.

Для того, щоб показати уніфікованість такого підходу, як приклад, розглянемо роботу однотипних агрегатів для електродугової плавки заліза і алюмінію. Поеднаємо відповідні графіки залежності втрат X_j'' у вигляді оксидів алюмінію (Al_2O_3) і оксидів заліза (FeO) від продуктивності відповідних плавильних агрегатів з феноменологічною кривою $\sigma[S] = f(\lambda)$ (рис. 2). Тут перша залежність опосередкована розрахунковою функцією в координатах $\lambda(P)$, де за силовий параметр системи візьмемо продуктивність системи ($P, \text{кг/ч}$). Для таких графіків визначені стаціонарні стани системи, які є стійкими стосовно і негативних, і позитивних флуктуацій (S4). Ця дуже нерівноважна галузь з $0,85 < \lambda_{FeO}^{(T)} < 1$ та $0,91 < \lambda_{Al_2O_3}^{(T)} < 1$ відповідно, може визначати теоретичний рівень мінімального утворення відходів за пилом відповідних оксидів.

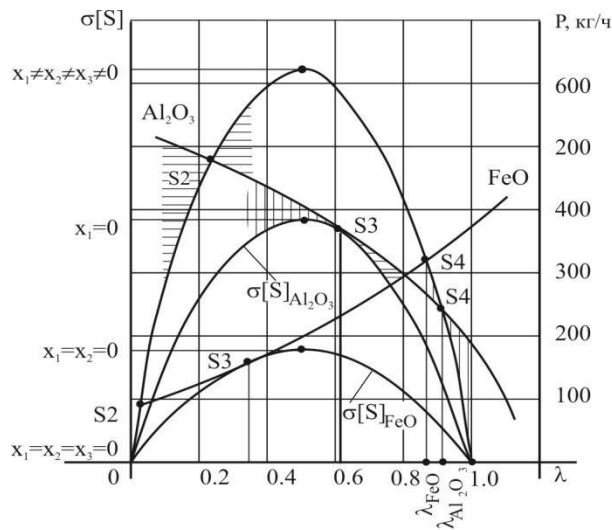


Рисунок 2 – Діаграма для розрахунку теоретичного мінімуму утворення відходів пилу оксидів заліза і алюмінію у виробничих системах при виплавці відповідних металів.

Співвідношення термодинамічних сил і потоків ($\sum_i J_i X_i$) в рівнянні (1) дає можливість отримати граничні параметричні криві $\sigma[S]_{FeO}$ і $\sigma[S]_{Al_2O_3}$, наприклад, при $X_1 = X_2 = 0$ і при $X_1 = 0$, для яких, відповідно, визначені свої точки $S3_{FeO}$ і $S3_{Al_2O_3}$. У їх околах стійкість стаціонарного стану гарантується тільки відносно, завдяки позитивним флуктуаціям. В цьому випадку ми маємо реальний рівень утворення відходів $0,34 < \lambda_{FeO}^{(\Phi)} < 1$ і $0,61 < \lambda_{Al_2O_3}^{(\Phi)} < 1$ відповідно.

У перерахунку на параметр $X'' = (1-\lambda)X$ отримуємо наступний результат: реальний рівень утворення відходів в $(1-0,34)/(1-0,85)=4,4$ рази перевищує теоретично можливий мінімум для плавильної системи за пилом оксидів заліза і в $(1-0,61)/(1-0,91)=4,33$ рази перевищує мінімум утворення відходів за пилом оксидів алюмінію.

Маючи фактичний рівень утворення відходів за пилом оксидів заліза в межах 0,79-1,26 г/кг розплаву заліза [8] і використовуючи такі розрахунки, можемо прогнозувати його мінімальний рівень в межах 0,179-0,288 г/кг. Для плавки алюмінію такий мінімум може перебувати в межах 0,06-0,12 г/кг розплаву алюмінію.

Подібні дослідження надають нам право розглядати узагальнюючу систему «р & w», в усьому розмаїтті видів реального товаровиробництва, створених людиною, як передумову для зіставних досліджень у найрізноманітніших варіантах застосування сировини, енергії та інших показників системи.

Записавши рівняння (1) в наступному вигляді

$$\sigma[S] = k\lambda(1 - \lambda) \quad (2)$$

ми приходимо до простого логістичного рівняння, детально описаного в роботі Роберта Мея в 1976 році [9], яке, за умовою послідовних розрахунків залежності $\sigma[S] = f(k\lambda)$, що відображає динаміку процесів, призводить до відомих графіків (див. рис. 2). Якщо брати до уваги систему «р & w» в цілому, то перший співмножник ($k\lambda$) дозволяє відображати зростання продуктивності виробляючої системи пропорційно коефіцієнту (k). Другий співмножник ($1 - \lambda$) відображає обмеження, пов'язані зі станом сировинної бази, тобто з відторгненням окремих компонентів сировини, яке залежить від характеру використовуваної в технологічному процесі енергії і від стану самої технічної системи. Залежність від потужності продукування, тобто отримання корисної продукції $\sigma[S] = f(k)$, при багаторазовому рішенні рівняння може вивести нас до простого подвоєння результату, тобто, до біфуркації, причому, теоретично це подвоєння може багаторазово повторюватися [10]. Тоді будь-яка система, що забезпечує одночасне виробництво корисної продукції і відходів, може підпадати під закономірності невизначених біфуркаційних станів, що межують з відомими положеннями теорії хаосу.

Саме якісний енергетичний дефіцит в технологічних процесах ми позиціонуємо як одну з найважливіших причин появи відходів у будь-якому технологічному процесі [11]. Тому нас не повинно бентежити те, що такі багаторазові біфуркації є неочевидними у більшості відомих виробничих систем. Це пов'язано з циклічністю в часі для абсолютної більшості технологічних процесів, а також, зі спрощеним станом енергозабезпечення більшості таких систем, в яких використовується, як правило, одне джерело енергії, і це ускладнює виявлення окремих процесів послідовного подвоєння результатів [12].

У теоретичному варіанті [9], при значеннях $0 < k < 1$, зміни питомої функції не відбувається. При зростанні коефіцієнта приблизно до $k = 3,5$ ми бачимо збільшення значень функції, а при збільшенні коефіцієнта k до $3,57$ відбувається варіантне подвоєння функції, тобто вона входить в стан біфуркації. Подібна поведінка функції відома, проте для наших виробничих систем, орієнтованих на отримання готової продукції і паралельного відходу, вона не очевидна.

Але, як показано на окремих прикладах [13, 14, 15], подібні залежності в першому наближенні мають право на існування в технологічних процесах. Відмінність від послідовних біфуркаційних подвоєнь в інших системах - економічних, соціальних -

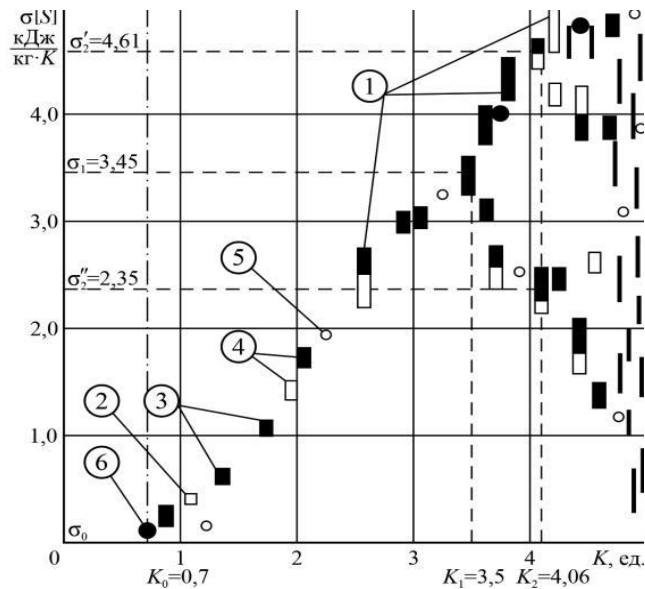
полягає в тому, наскільки є глибоким проникнення цих біфуркацій. Це те, чого не може нам дати будь-який циклічний технологічний процес виробництва.

Аргументом тут можуть слугувати деякі властивості, характерні для біфуркаційних систем, які можна спостерігати у будь-якому технологічному процесі. Ми не можемо стверджувати, що робимо доказове посилення. Але безперервність і безповоротність отримання відходів усіма виробничими системами у світі, що привели до сучасного стану забруднення довкілля, може бути доказом присутності хаосу, якщо не в економічній світовій системі, то, принаймні, в численних технологіях масового виробництва товарної продукції. Розвиток цієї галузі людської діяльності, якщо розглядати її з позицій масового утворення відходів, дозволяє розглядати ці процеси в цілому як близькі до хаотичних. Розглянемо їх детальніше.

Значення коефіцієнта (k) в технологіях, розглянутих автором в окремих роботах, визначається величиною $\sigma[S]_{max}$ при $\lambda \sim 0,5$ на феноменодогічних кривих Л. Онсагера. Ці точки відмічені в координатах «зміна ентропії - ваговий коефіцієнт» для технологічних процесів, зокрема аглодоменого, коксохімічного, сталеплавильного, феросплавного, порошкового перерозподілів, в транспортно-логістичних операціях, в супровідних або допоміжних металургійних і енергетичних виробництвах, в технологіях виноробства і сироваріння, у будівельних технологіях, в нанотехнологіях поверхневих покриттів, в технологіях обробки (розкрий, механічна обробка) матеріалів, деяких агротехнологіях, в технологіях біологічного очищення, в технологіях переробки відходів, у тому числі, побутових, при очищенні питної води і деяких інших [16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27].

Дані досліджень залежності $\sigma[S] = f(k)$ для найрізноманітніших технологій представлені на рис. 3 у вигляді відособлених точок початкових значень зміни ентропії. З урахуванням погрішностей, отриманих шляхом обробки експериментальних даних, цифри на графіку в області подвоєння результатів можуть бути приблизно порівнянними відносно закономірностей, викладених в роботі [10].

На рисунку 3, область виділена вертикальним штрихуванням є область реального відходоутворення, колонка праворуч показує область зіставлення.



1 – металургійні технологи; 2 – рослинництво; 3 – будівельні технології; 4 – обробка матеріалів; 5 – харчові технології; 6 – переробка відходів.

Рисунок 3 – Розрахункові дані для виробництва ентропії в рівнянні Онсагера для різних технологічних процесів.

Для періоду першого подвоєння на графіку (див. рис. 3) запишемо наступний вираз:

$$Fe_k = \frac{k_1 - k_0}{k_2 - k_1} = \frac{3,45 - 0,71}{4,06 - 3,45} = 4,49,$$

що в періоді першого подвоєння цілком може бути порівняним з першою константою Фейгенбаума [28] для рівняння типу (2), умовно позначеного тут, як Fe_k . Теоретично вона дорівнює 4,669. Розбіжність з експериментальними даними склала 3,98%, що є цілком задовільним результатом. У свою чергу, отримане з графіку відношення, умовно позначене як:

$$Fe_\sigma = \frac{\sigma_1[S] - \sigma_0[S]}{\sigma_2[S] - \sigma_1[S]}; \quad Fe'_\sigma = \frac{3,45 - 0,01}{4,61 - 3,45} = 2,96; \quad Fe''_\sigma = \frac{3,45 - 0,01}{3,45 - 2,35} = 3,127$$

з певною погрішністю можна зіставити зі значенням другої константи Фейгенбаума Fe_σ , яка теоретично дорівнює 2,503. Погрішність в даному випадку знаходиться в діапазоні 18,26 ÷ 24,9%, що слабо зіставляється з результатом теоретичних даних. Слід припустити, що, у разі можливого розгляду процедури подальших біфуркаційних подвоєнь у багатоциклічних технологічних процесах, можна було б отримати точніші значення постійних Фейгенбаума, які цілком достовірно

характеризують властивості системи в області організованої хаотичності [9]. Тим не менше, отримані значення для таких властивостей систем як Fe_k і Fe_σ показують, що об'єкти нашого дослідження можуть підпадати під закономірність невизначеності біфуркаційних систем. Можна припустити, що саме такі механізми хаосу, які є причиною різноманітних, наявних у будь-якому технологічному процесі довільностей, опосередковано призводять до лавиноподібних процесів виробництва відходів, свідками якого ми є. І справлятися з такою динамікою накопичення промислових відходів поки ще ніхто не збирається. У кращому випадку, переробці підлягають тільки заново отримувані промислові відходи. Цей стан дуже далекий від системного і більше нагадує хаос.

Висновок

Таким чином, термодинамічні залежності, що визначають поведінку будь-якої товаровиробної системи відносно її співвідношення «р&w», надають неоднозначні (судячи з констант Фейгенбаума), але допустимі можливості для оцінювання міри динамізму таких систем незалежно від їх приналежності, від стану повної їх керованості до стану динамічного хаосу за цим співвідношенням. Цим і визначаються загальні функціональні можливості таких систем, зокрема, у напрямі мінімізації відходів.

Література

1. Семиноженко В. П., Сталинский Д. В., Касимов А. М. Промышленные отходы: проблемы и пути решения. Харьков: Индустрия. 2011. 341 с.
2. Касимов А. М. ТОВАЖНЯНСКИЙ Л. Л., Сталинский Д.В. Управление опасными промышленными отходами. Современные проблемы и решения. Харьков. НТУ «ХПИ», 2009. 245 с.
3. Фаюстов А. А. Утилизация промышленных отходов и ресурсосбережение. Основы, концепции, методы: монография. Москва, Вологда: Инфра-Инженерия, 2019. 72 с. — ISBN 978-5-9729-0369-6. — Текст: электронный // IPR SMART: [сайт]. — URL: <https://www.iprbookshop.ru/86662.html>.
4. *Промышленные и бытовые отходы: Хранение, утилизация, переработка.* Гринин А. С., Новиков В. Н. Москва: Фаир-Пресс, 2002. 336 с.
5. Пригожин И., Стингерс И. Порядок из хаоса. Новый диалог человека с природой: Пер. с англ./ Общ. ред. В. И. Аршинова, Ю. Л. Климонтовича, Ю. В. Сачкова. Изд. 5-е. Москва: КомКнига, 2005. 296 с.
6. Волошин В. С. Природа отхоодообразования. Мариуполь: Изд. Рината. 2007. 666 с.

7. Металлургия стали. Под. ред. В. И. Явойского, Г. Н. Ойкса. Москва: Металлургия, 1973. 816 с.
8. Квашнин И. М. Промышленные выбросы в атмосферу. Инженерные расчёты и инвентаризация. Москва: АВОК-ПРЕСС, 2005. 392 с.
9. May Robert M. Simple mathematical models with very complicated dynamics. Nature. 261 459-67. 1976. P. 85-93.
10. Постон Т., Стюарт И. Теория катастроф и ее приложения. Москва: Мир. 1980. – 607 с.
11. Волошин В. С. К вопросу об энергетическом двуединстве продуцирования и отхоодообразования в производственных системах. Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення. Міжнародна н.-п. конф. Харків, 2017. С. 101-106
12. Волошин В. С. Пять тезисов в теорию и методологию управления отходами. Вісник ПДТУ. Сер. Технічні науки. Маріуполь, 2010. №21. С.136-140.
13. Волошин В. С. Роль модификаций компонентности сырья с точки зрения технологических процессов отхоодообразования. Вісник Приазовського державного технічного університету. Технічні науки. 2019, №39. С. 192-201.
14. Волошин В. С. Свойства отхоодообразования, проявляемые при классификации физических, химических эффектов и явлений в технологических процессах и технических системах. Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення. XV міжнародна Науково-практична конференція. Харків, 2019. С. 108-112.
15. Волошин В. С., Бутенко Э. В., Капустин А. Е. Сорбционная технология удаления нафталина из газовой фазы. Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення. Зб. Сб. статей. Харків, 2018. С. 61-67.
16. Волошин В. С., Азархов А. Ю. Сравнительный анализ термодинамики организма человека с позиций отхоодообразования в сопоставлении с искусственными технологиями. Вісник Приазовського державного технічного університету. Технічні науки. 2019, №39. С. 175-185.
17. Волошин В. С. Отходы в технологиях переработки отходов. Наука та виробництво. № 18, Маріуполь, 2018. С. 88-93
18. Волошин В. С. Опыт обращения с отходами в пищевых технологиях. Вісник ПДТУ. Сер.: Технічні науки. 2016 р. Вип. 34. С. 225-232.
19. Волошин В. С. Питьевая вода. неостребованные требования. Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення. Міжнародна н.-п. конф. Харків, 2017. С. 124-131

20. Волошин В. С. Отходы в строительной индустрии Древнего Рима. Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення. ІХ науково-практична конференція. Зб. праць. Харків - Алушта. 2013. Т.2. С.7-13
21. Волошин В. С. В чем ошибались египтологи (к вопросу об отходах при строительстве египетских пирамид). Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення. VIII-ма наук. конф. Харків. 2012. Т.2. С.3-7.
22. Волошин В. С. Отхообразование в технологии получения древесного угля. Вісник Приазовського державного технічного університету. Маріуполь, 2011. №22, С. 266-271.
23. Волошин В. С., Данилова Т. Г. Определение минимума отхообразования в технологиях биологической очистки. Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення. VII-ма научн. практ. конференція. Алушта. 2011. С. 23-27.
24. Волошин В. С. Особенности отхообразования при использовании тарно-упаковочных расходных материалов и предметов одноразового применения. Экология и промышленность. №3, 2010. С. 91-94.
25. Волошин В. С., Хлестова О. А. Механизмы образования отходов углерода в металлургии. Вестник ПГТУ. №19. 2009. С.293-296.
26. Волошин В. С. Исследование природы потерь в отхообразующих потоках транспортно - логистических операций. Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення. Харків, 2009. С. 165-170.
27. Волошин В. С., Данилова Т. Г. Логистический аудит как способ минимизации отходов производства. Металл и литье Украины, 2000. №3-4. С.61-66.
28. Трубецков Д. И. Турбулентность и детерминированный хаос. Соросовский образовательный журнал. №1, 1998, С. 77-83.

Воробйов О. М., аспірант

Юрченко В. О., д-р техн. наук, проф.

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

ІННОВАЦІЙНІ РІШЕННЯ ЩОДО ПОВОДЖЕННЯ ІЗ НИЗЬКО- ТА СЕРЕДНЬОАКТИВНИМИ РАДІОАКТИВНИМИ ВІДХОДАМИ

Вимоги щодо забезпечення екологічної безпеки на підприємствах нафто-газової промисловості через ризик опромінення персоналу чи населення радіоактивним матеріалом природного походження (РМП), визначається сучасними нормативними документами Міжнародного агентства з атомної енергії (МАГАТЕ) та відповідними директивами ЄВРОАТОМА [1].

В концепції загальнодержавної цільової екологічної програми поводження з радіоактивними відходами зазначено, що: «радіоактивні відходи, що утворюються на промислових підприємствах, у медичних, науково-дослідних та інших закладах, частково кондиціонуються та зберігаються в сховищах державного спеціалізованого підприємства «Об'єднання «Радон».

Відпрацьовані джерела іонізуючого випромінювання, що з 60-х років минулого століття накопичувались у сховищах ДСП «Об'єднання «Радон», передаються на довгострокове зберігання до Централізованого сховища Державного спеціалізованого підприємства «Центральне підприємство з поводження з радіоактивними відходами», яке знаходиться у зоні відчуження.

Окрім того, в сховищах ДСП «Об'єднання «Радон» накопичено 6073,8 куб. метрів твердих РАВ і 789 куб. метрів рідких РАВ, активність яких складає $1,61 \times 10^{15}$ Бк і $1,08 \times 10^{13}$ Бк відповідно. На сьогодні спеціалізовані підприємства приймають РАВ лише на тимчасове контейнерне зберігання».

У наукових доробках вітчизняних та закордонних вчених широко висвітлені питання забезпечення екологічної безпеки при поводженні із радіоактивними відходами та інженерні напрямки удосконалення обладнання різного типу для мінімізації радіаційного забруднення [3 – 8].

В таких умовах набирає актуальності впровадження та реалізація дослідно-конструкторських робіт із розробки пакувальних комплектів для зберігання та перевезення радіоактивних відходів з метою підвищення екологічної безпеки.

Відповідно до оновленого стандарту [2], співробітниками Харківської міжобласної філії ДСП «Об'єднання «Радон» було оновлено технічні умови ТУ У 34.2-03062017-012:2012 Зміна №1:2023 на пакувальний комплект КТТЗ-НС-1-02.00.00, призначений для транспортування та тимчасового зберігання низько-і середньоактивних (за класифікацією Основних санітарних правил забезпечення радіаційної безпеки України) твердих радіоактивних відходів, а також для зберігання α - β - γ -випромінюючих відпрацьованих джерел іонізуючого випромінювання розміщених в первинних упаковках та у власному біологічному захисті.

Пакувальний комплект повинен відповідати вимогам ТУ У 34.2-03062017-012:2012 Зміна №1:2023, комплекту конструкторської документації КТТЗ-НС-1.02.00.00 в частині вимог до конструкції промислових пакувальних комплектів типу IP-2 та Технічного регламенту щодо контейнерів для зберігання та захоронення радіоактивних відходів.

Креслення розробленого комплекту пакувального типу IP-2 для транспортування та тимчасового зберігання низько- і середньоактивних твердих радіоактивних відходів КТТЗ-НС-1-02.00.00 представлена на рис. 1.

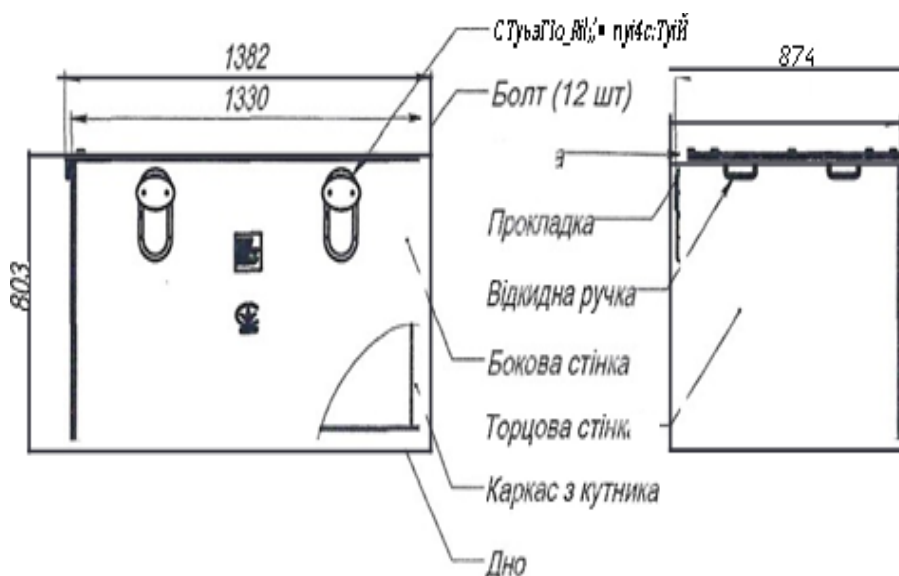


Рисунок 1 – Креслення КТТЗ-НС-1-02.00.00

Основні параметри та розміри розробленого комплекту пакувального типу IP-2 для транспортування та тимчасового зберігання низько- і середньоактивних твердих радіоактивних відходів КТТЗ-НС-1-02.00.00 повинні відповідати даним, наведеним у таблиці 1.

Таблиця 1 – Технічні характеристики КТТЗ-НС-1-02.00.00

Параметри	Одиниці виміру	Числові значення
Габаритні розміри:		
довжина	мм	1382±2
ширина	мм	830±2
висота	мм	796±2
маса порожнього комплекту пакувального	кг	227±3
ємність	м ³	0,91
маса бруто:		
– для ТРВ, віднесених до РМ групи LSA	т	1,7
– для ТРВ, віднесених до РМ групи SCO	т	1,7
– для ВДІВ під час зберігання	т	1,7
маса нетто:		
– для ТРВ, віднесених до РМ групи LSA;	т	1,45
– для ТРВ, віднесених до РМ групи SCO	т	1,45
– для ВДІВ під час зберігання	т	1,45
<u>Груп РМ в упаковці</u>	LSA-I, LSA-II, LSA-III, SCO-I, SCO-II	
Потужність еквівалентної дози (не більше)		
– на зовнішній поверхні пакувального комплекту	мЗв/год	2,0
– на відстані 1 м від поверхні пакувального комплекту	мЗв/год	0,5
– на зовнішній поверхні комплекту пакувального під час зберігання ВДІВ	мЗв/год	0,5

Пакувальний комплект складається з корпусу, кришки та стропових пристроїв. Корпус являє собою металеву зварну конструкцію у формі паралелепіпеда. Кришка кріпиться до корпусу пакувального комплекту через ущільнюючу гумову прокладку 12-ма болтами. На протилежних бічних поверхнях корпусу пакувального комплекту розташовані стропові пристрої для його завантаження (розвантаження). Покрытие повинно захищати пакувальний комплект від зовнішніх атмосферних дій протягом всього терміну служби. Конструкція і матеріал контейнера повинні забезпечувати можливість дезактивації поверхонь. Пакувальний комплект повинен бути герметичним і витримувати внутрішній пневматичний тиск 30 кПа (0,30 кгс/см²).

Пакувальний комплект має пройти випробування для підтвердження спроможності витримати необхідні умови експлуатації.

Сертифікація розробленого комплекту пакувального типу IP-2 для транспортування та тимчасового зберігання низько- і середньоактивних твердих радіоактивних відходів КТТЗ-НС-1-02.00.00 проводилась сумісно із представниками Державної Інспекції Ядерного Регулювання, про що складено відповідні акти (рис. 2).



Рисунок 2 – Сертифікат експертизи типу продукції KTT3-NC-1-02.00.00

Література

1. Сорока Ю.М. Наукові основи забезпечення екологічної безпеки при поводженні з матеріалами з вмістом природних радіонуклідів [Текст] : дис. ... д-р. техн. наук / Ю.М. Сорока. – ДДТУ. – Кам'янське, 2021. – 325 с.
2. СОУ КЗПС 74.9-0256882-003:2016. Настанова щодо типової побудови, викладення, оформлення, позначення, прийняття та надання чинності. [Чинний від 13.01.2016]. Вид. офіц. Київ: ДП «Укрметртестстандарт», 2016. 50 с.
3. Hossain F. Natural and anthropogenic radionuclides in water and wastewater: Sources, treatments and recoveries [Text]. / F Hossain // Journal of Environmental Radioactivity. – 2020. – V. 225. – P. 106-123.
4. Lee S.G., Cheong J.H. Neutron activation of structural materials of a dry storage system for spent nuclear fuel and implications for radioactive waste management. [Text] / S.G. Lee, J.H. Cheong // Energies. – 2020. V. 13. – Issue 20. – P 52–57.
5. Reshetchenko A., Teliura N., Khabarova H., Tsapko N., Lomakina O. A Technique to Identify Technical Measures Designed to Ensure Environmentally Safe Management in Populated Areas in Ukraine. [Lecture Notes in Networks and Systems this link is disabled](#), 2023, 536 LNNS, pp. 337–348. Springer, Cham
6. Kotelnikov A.R., Akhmedzhanova G.M., Suk N.I., Martynov K.V., Gavlina O.T., Suvorova V.A. Synthesis of Minerals and Polymineral Matrixes for Immobilization of Radioactive Wastes Elements [Text] / A.R. Kotelnikov, G.M. Akhmedzhanova, N.I. Suk, K.V. Martynov, O.T. Gavlina, V.A. Suvorova // Geokhimiya. – 2019. – 64(10). – P. 1047 – 1063.

7. Ablieieva I., Plyatsuk L., Burla O., Chekh O., Enrich-Prast A. Theoretical substantiation of mathematical models of oil filtration through a porous medium [Text] / I. Ablieieva, L. Plyatsuk, O. Burla, O. Chekh, A. Enrich-Prast // Advanced Manufacturing Processes III. InterPartner 2021. Lecture Notes in Mechanical Engineering. Springer, Cham, – 2022. – P. 571–581.
8. Денисенко І.Ю. Екологічна безпека процесів поводження з насосно-компресорними трубами нафтовидобувної промисловості, забруднених сольовими відкладеннями [Текст]: дис. ... канд. техн наук / І.Ю. Денисенко. – ДЕА. – Київ, 2018. – 152 с.

Гожа М. М., аспірант;

Саввова О. В., д-р. техн. наук;

Воронов Г. К., канд. техн. наук;

Тимощук М. І., магістрант

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

СУЧАСНІ МЕТОДИ ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ВИКОРИСТАННЯ СЕЛЕНУ ПРИ ЗНЕБАРВЛЕННІ ТАРНИХ СТЕКОЛ

Вступ

У світовому масштабі щорічний попит на різновиди тарного скла збільшується і стає дуже актуальним. Важливими якісними показниками скловиробів є їх якісні характеристики, такі як прозорість, яка визначають світловим відтінком скла, якістю провару, наявністю хромофорних оксидів у складі скла. Основними домішками у склі, що впливають як на процес скловаріння так і на якість продукції, є забарвлюючі домішки заліза та хрому, органічні домішки, а також добавки склобою, які слід розглядати як відновники при скловаренні [1]. Однак значна кількість домішок, які застосовуються як освітлювачі та знебарвлюючі компоненти становлять значну загрозу навколишньому середовищі через викиди у повітря при варці скла. Тому вельми важливою задачею при виробництві тарних стекол з високими експлуатаційними властивостями є застосування збалансованих методів освітлення та зниження шкідливих викидів у навколишнє середовище.

Літературний огляд

На сьогодні забезпечення екологічної безпеки, енерго- та ресурсозбереження при виробництві скла у процесі скловарінні є заміна традиційних освітлювачих та знебарвлюючих компонентів новими екологічно безпечними матеріалами [2]. Як відомо, освітлювачі вводять в шихту для того, щоб сприяти вивільненню скломаси від видимих бульбашок. Дія освітлювачів полягає в тому, що при нагріванні вони розкладаються з виділенням великої кількості газоподібних продуктів. Випаровуючись зі скломаси, вони сприяють видаленню з неї та інших газів (бульбашок). До найбільш широко поширених освітлювачів у виробництві скла відносяться азотнокислий, хлористий та сірчанохлористий амоній, хлористий натрій, сульфат натрію та натрієва селітра. Найбільш ефективні освітлювачі – амонійні солі [2]. Іншими важливими

компонентами у практиці скловаріння є знебарвлюючі компоненти. Їх вводять у скломасу, щоб усунути небажані синьо-зелені або жовто-зелені відтінки, які скломага набуває через домішки заліза у сировинних матеріалах. Знебарвлення забезпечується хімічним та фізичним способами [1]. Як відомо, закисне залізо FeO сильніше забарвлює скло, аніж окисне Fe₂O₃. Інтенсивність фарбування залежить від загального вмісту у склі оксидів заліза.

Сутність хімічного знебарвлення скла полягає у переведенні при варінні скла закисної форми заліза в окисну. З цією метою використовують такі сировинні матеріали, які при нагріванні розкладаються з виділенням вільного кисню. Наявність кисню є неодмінною умовою для успішного перебігу основної реакції знебарвлення:



Для хімічного знебарвлення використовують оксид миш'яку As₂O₃, який при нагріванні (при порівняно низькій температурі) поглинає кисень, перетворюючись на As₂O₅. Потім вже при високих температурах (близьких до температур освітлення скломаси) As₂O₅ розкладається на As₂O₃ з виділенням вільного кисню O₂, який забезпечує хімічне знебарвлення. Для знебарвлення скла As₂O₃ рекомендується вводити 0,3–0,5 мас. %. Іншим компонентом, який використовується в процесі знебарвлення скла відноситься натрієва селітра (NaNO₃), яка розкладається з виділенням кисню при температурах ≈ 400 °С. Також на практиці скловаріння використовується для хімічного знебарвлення сульфат натрію Na₂SO₄, який розкладається при високих температурах з частковим виділенням кисню.

Сутність фізичного способу полягає в тому, що в скломасу вводять речовини (знебарвлюючі компоненти), які забарвлюють скло в колір, додатковий до існуючого, як би накладають один колір на інший. Кольори підбирають таким чином, щоб зменшити інтенсивність забарвлення скла. Хоча інтенсивність забарвлення при цьому зменшується, водночас знижується загальна світлопрозорість скла. Як знебарвлюючі компоненти використовують сполуки марганцю, селену, кобальту, нікелю та рідкісноземельних елементів. Оксид марганцю Mn₂O₃ надає склу фіолетового кольору, який доповнює жовте забарвлення скла від дії оксиду заліза.

Для знебарвлення селеном у виробництві склотари застосовують металевий селен або селенисто-натрієва сіль Na₂SeO₃. Як знебарвлюючий компонент він надає склу більшу прозорість, ніж інші окиснювачі. Особливо ефективним є його застосування спільно з окисом кобальту. Оксид кобальту CoO надає склу додатковий синій колір.

Важливим аспектом використання селену є його токсичність для навколишнього середовища та висока вартість. До основних промислових джерел, що виділяють селен у докілья, слід віднести процеси видобування, збагачення, виплавку й очищення сполук міді, свинцю, цинку, урану, виготовлення кольорового скла, червоних пігментів для кераміки та емалей, напівпровідників та роботу з копіювальною технікою [2].

Технічний комітет ICG 13 (ТС13 «Навколишнє середовище») переглянув методи відбору проб та аналізу викидів селену зі скловарних печей. Селен є важливою складовою деяких типів скла, але, на жаль, через його високу летючість значна частина селену, вивільняється у відпрацьованих газах. Точний відбір проб й подальший аналіз вмісту селену у викидах важливі як для розуміння його впливу на навколишнє середовище, так і через те, що його присутність у відпрацьованих газах часто контролюється встановленими законом обмеженнями. Тому важливим є створення точного масового балансу для селену в процесі плавлення та викидів [3]. Важливим фактором максимального утримання селену у складі скла є його висока вартість. Згідно зі звітом Геологічної служби США за 2021 рік, середня ціна металевого селена на рівні чистоти 99,5 % склала близько 22,40 доларів за кілограм, а середня ціна на селен високої чистоти (99,99 % й вище) склала приблизно 77,70 доларів за кілограм. Це вказує на те, що чистий селен приблизно в 3,5 рази дорожче, аніж селен з чистотою 99,5 %. Ціна на селен може коливатися в залежності від різних факторів, таких як запит і пропозиція, самостійність виробництва й глобальні економічні та екологічні умови. В останні роки ціна на селен була відносно стабільною, з невеликими коливаннями. Однак в 2018 році ціни на селен різко зросли внаслідок пропозиції, які викликані закриттям одного з найбільших у світі виробників селену, Nantong Huaquan Selenium Chemical Co., в Китаї [3]. Вказані фактори визначають необхідність розробки та впровадження сучасні методи зниження летючості селену при знебарвленні тарних стекол.

Експериментальна частина

Для утримання селену у шихті використовують спеціальні способи її підготовки: селен попередньо змішують з рідким склом й обробляють у НВЧ-печі; поміщують у желатинові капсули або пелети спікають із шихтою, що містить підвищену кількість лужноземельних оксидів, створюють інтеркальовані сполуки на основі Na_2SeO_3 або ZnSeO_3 та шаруватих структур (сапоніту, діатоміту тощо) [4], використовують механоактивовану суміш SiO_2+Se . Однак все це ускладнює процес приготування шихти та вимагає додаткового трудомістких технологічних операцій та незначно

підвищує утримання селену (40–60 %) у складі скла. Вирішенням цієї проблеми може бути попереднє перемішування водного розчину селеніту натрію з наноструктурованими філосилікатами, що характеризуються високими адсорбційними властивостями, з наступним одержанням на їх основі фрити, що вміщує легкоплавкі компоненти, які додатково обволікають первинним розплавом інтеркальовані сполуки селену [5].

Також для підвищення продуктивності скловарної печі 8–10 % та скорочення втрат селену за рахунок його випаровування на 10–12 % рекомендовано використовувати подрібнену та класифіковану за гранулометричним складом силікат-брилу з силікатним модулем 2,6–3,0 у складі скляної шихти для варіння безбарвного скла у виробництві скляної тари. Ці показники підвищення ефективності скловаріння отримані в процесі варіння скла на діючих склотарних заводах.

Висновки

Отже, застосування селенвмісної фрити-преміксу дозволить інтенсифікувати процеси скловаріння, суттєво знизити летючість селену та знизити загальну потребу селену для забезпечення знебарвлення при розробці прозорої склотари. Ці положення визначають актуальність та доцільність розробки екологічної, енерго- та ресурсозберігаючої технології одержання прозорої склотари.

Література

1. Naumov A. V. Selenium and tellurium: state of the markets, the crisis, and its consequences metallurgist, 2010. – Vol. 54, №. 3–4. – P. 197–200
2. Селен у довкіллі: еколого-гігієнічні аспекти проблеми : [монографія] / Е. М. Білецька, Н. М. Онул; ДУ «Дніпропетр. мед. акад. м-ва охорони здоров'я України». - Д. : Акцент, 2013. – 291 с.
3. Selenium emissions from glass melting furnaces: formation, sampling and analysis. A position paper by the Technical Committee 13, «Environment», of the International Commission on Glass (ICG) Glass Technology, 2006. – Vol. 47(2). – P. 29–384.
4. Efremenkov V.V. Particularities of Glass Batch Preparation with Selenium Glass and Ceramics volume, 2022. – №. 78. – P. 453–457
5. Mathieu Hubert. Environmental Aspects of Fiberglass Melting Fiberglass / Science and Technology, 2021. – P. 383–453

Гоков О. М., канд. фіз-мат. наук, доц.

Харківський національний економічний університет імені Симона Кузнеця

ІНФОРМАЦІЙНО-АНАЛІТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ВПЛИВУ ВЕЛИКИХ ПОЖЕЖ НА ХАРАКТЕРИСТИКИ ПРИЗЕМНОЇ АТМОСФЕРИ

Вступ

Електричне поле атмосфери є важливим компонентом атмосферної електрики. Напруженість і потенціал такого геоелектричного поля залежить від різних причин, але, головною мірою, від електричної провідності атмосферного повітря, яка багато в чому визначається метеорологічною обстановкою, великими промисловими об'єктами, сильними пожежами та військовими діями на планеті. Параметри електричного поля атмосфери постійно й істотно варіюють у часі. Основна особливість цих джерел полягає в тому, що, крім впливу на приземну іоносферну плазму через генерацію хвильових процесів різного типу і характеру, вони викликають помітні, часто істотні, збурення атмосферного електричного поля, що, у свою чергу, призводить до збурень в іоносферній плазмі. Частина таких збурень реєструється радіофізичними та іншими методами. Великі пожежі різної етіології часто мають місце на планеті, охоплюють великі площі (сотні тисячі кв. кілометрів) і часові інтервали (десятки днів). Вони надають не тільки величезну екологічну шкоду, але й сильно модифікують приземну атмосферу, істотно змінюють її електричні характеристики, викликають ряд хвильових процесів. Це стосується як самої плазми (часто цю частину пожеж називають «терміком»), так і димовому шлейфу (хмарі). Хвильові збурення, у свою чергу, викликають помітні та характерні зміни в іоносферній електриці на висотах 50 – 80 км, що призводить до модифікації іоносферної плазми й порушення радіозв'язку та інших проблем. Внаслідок пожеж в атмосферу потрапляє величезна кількість попелу та інших частинок. Попіл впливає на електричне поле приземної атмосфери, у поверхні Землі утворюється великий і щільний шар з великим некомпенсованим зарядом, який може істотно змінювати градієнт потенціалу приземного електричного поля, що призводить до формування іонізованого шару біля поверхні Землі на площах у десятки квадратних кілометрів завтовшки десятки-сотні метрів і більше. Емпіричне та комп'ютерне моделювання такого впливу на іоносферну плазму є дуже складним і вивчені ще вкрай недостатньо.

Метою дослідження були: 1) обґрунтування основних критеріїв для прийняття базових рішень щодо моделювання атмосферно-іоносферної взаємодії в регіоні великих пожеж; 2) розробка попередньої моделі об'ємного розподілу середньої масової концентрації димового аерозолу з уніполярним зарядом та виконання оцінок збурень електричних характеристик приземного шару атмосфери; 3) аналіз основних механізмів передачі збурень з нижньої атмосфери в іоносферу і магнітосферу; 4) аналіз вірогідних екологічних ефектів.

Результати та обговорення

Модель атмосферно-іоносферної взаємодії

Модель об'ємного розподілу середньої масової концентрації димового аерозолу $\langle M \rangle(x, y, z)$ з уніполярним зарядом може бути побудована на основі припущення, що розподіл речовини за трьома напрямками у зоні пожежі відбувається незалежно за нормальним законом. Початок прямокутної декартової системи координат перебуває в умовній середині лінії пожежі (вісь OY); напрямком середнього вітру збігається з позитивним напрямком осі OX, вісь OZ – вертикальна до поверхні Землі. Зауважимо, що зона плазми (горіння), як правило, займає меншу площу, ніж об'ємна зона димового аерозолу й тому як основне джерело розглядається модифікація атмосферної електрики умовно рівномірно просторово розподіленим димовим аерозолем. Розсіювання аерозолу по вертикалі розглядається ніби в безмежному просторі. Еволюція димового шлейфа в моделі обумовлюється в основному турбулентними характеристиками атмосфери. Це, очевидно, справедливо, оскільки, як показали оцінки, інші процеси – осадження іонів повітря на заряджені частинки, кулонівські взаємодії й ін. – не роблять істотного впливу. Розподіл об'ємного заряду аерозолу може бути отримано з формули для розподілу $\langle M \rangle(x, y, z)$. За відомим розподілом щільності $\rho(x, y, z)$ об'ємного заряду можна розрахувати напруженість $E(x, y, z)$ електричного поля в довільній точці простору, що оточує димовий шлейф пожежі. У випадку, що розглядається, для опису змін масової концентрації аерозолу скористаємося моделлю флюктуючого струменя Гіффорда із залученням гіпотези лагранжевих характеристик турбулентності). Відзначимо, що на висотах $z < 4$ км перебуває до 80 – 90 % аерозольних частинок від їхнього загального змісту до висот 30 км. З них приблизно 10 % припадає на антропогенні джерела, до 30 – 40 % – на сольові частинки морського походження й 30–40 % – на аерозолі, які генеруються поверхнею Землі. У випадку, що розглядається, в регіоні пожежі загальна кількість аерозольних частинок істотно підвищується й відсоток аерозолів, що

виникають у результаті горіння, від загальної їхньої кількості може досягати 80 – 90 %. Рівняння для середньої концентрації $\langle M \rangle(x, y, z)$ димового аерозолі в розглянутому випадку може бути описано наступним вираженням (воно отримано для безперервного точкового джерела, піднятого на ефективну висоту z^*):

$$\langle M \rangle(x, y, z) \approx \frac{K_u Q e^{-y^2/2\sigma_y^2}}{2\pi \frac{dx}{dt} \sigma_y(x) \sigma_z(x)} \left[e^{-\frac{(z-z^*)^2}{2\sigma_z^2}} + e^{-\frac{(z+z^*)^2}{2\sigma_z^2}} \right], \quad (1)$$

де $\frac{dx}{dt} = u$ – середня швидкість вітру (зазвичай $u \approx 1 - 20$ м/с); $\sigma_y(x)$ і $\sigma_z(x)$ – абсолютні дисперсії координат уздовж відповідних осей; Q – продуктивність безперервного точкового джерела в грамах за секунду; K_u – коефіцієнт використання в генераторі. Також вважаємо на основі візуальних спостережень, що середня швидкість вітру істотно більша швидкості поширення зони пожежі по координаті y . Оскільки еволюція димового шлейфа в моделі обумовлюється в основному турбулентними характеристиками атмосфери, то для оцінки збурень електричних характеристик приземного шару атмосфери за аналогією з (1) можна записати рівняння для розподілу щільності об'ємного заряду аерозолі:

$$\rho(x, y, z) \approx \frac{I_o e^{-y^2/2\sigma_y^2}}{2\pi \frac{dx}{dt} \sigma_y(x) \sigma_z(x)} \left[e^{-\frac{(z-z^*)^2}{2\sigma_z^2}} + e^{-\frac{(z+z^*)^2}{2\sigma_z^2}} \right], \quad (2)$$

Знаючи розподіл $\rho(x, y, z)$, можна розрахувати напруженість поля в будь-якій точці простору поблизу вогнища пожежі. Потенціал електричного поля в точці (x_1, y_1, z_1) у розглянутій системі координат може бути записаний у вигляді:

$$\varphi(x_1, y_1, z_1) = 4 \int_0^\infty \int_0^\infty \int_0^\infty \frac{\rho(x, y, z)}{\sqrt{(x-x_1)^2 + y^2 + (z-z_1)^2}} dx dy dz. \quad (3)$$

У даному випадку враховано симетричність ρ по осі y . Поблизу поверхні Землі силові лінії електростатичного поля E мають переважно нормальну складову E_z і тоді

$$E_z(x_1) = - \left. \frac{d\varphi}{dz_1} \right|_{z_1 \rightarrow 0}. \text{ Для одержання аналітичного рішення для } E_z(x_1) \text{ вважаємо, що всі}$$

димові частинки зосереджені в еліптичному конусі з розмірами по осях y і z , рівними $\sigma_y(x)$ й $\sigma_z(x)$ і що усередині конуса при фіксованому $x_1 > z^*$ значення ρ залежить від координати x , а межі інтегрування можна вибирати $x_1/2$ й $3x_1/2$. Тоді рівняння для $E_z(x_1)$, придатне для проведення оцінок, може бути надано у такому

вигляді:

$$E_z(x_1) = 4\rho_0(x_1)^2 \int_{x_1/2}^{3x_1/2} \frac{1}{x} \ln \left[\frac{1 + \sqrt{4A/\sigma_y^2(x)}}{1 + \sqrt{4B/\sigma_y^2(x)}} \sqrt{B/A} \right] dx, \quad (4)$$

де $A = (x - x_1)^2 + (z^* + \sigma_z/2)^2$, $B = (x - x_1)^2 + (z^* - \sigma_z/2)^2$.

Виконані оцінки показали, що для димових шлейфів пожеж, що охоплюють ефективний об'єм $V \sim 5 \cdot 10^{10} \text{ м}^3$, максимальне відхилення градієнта потенціалу електричного поля атмосфери від фонових значень становить $\pm 10 \text{ кВ/м}$, що є порівняним з його змінами під час пилових бурь. Наведене рівняння (4) дозволяє зробити оцінки значень E_z : для $x_1 = 1 \text{ м}$ $E_z \approx 10^3 \text{ В/м}$, для $x_1 = 100 \text{ м}$ отримано $E_z \approx 10^2 \text{ В/м}$. Одержана оцінка збурень E_z порівнянна за величиною з експериментально отриманими змінами E_z перед сильними землетрусами.

Основні механізми (канали) передачі збурень

Питання передачі збурень із нижньої атмосфери в іоносферу і магнітосферу на сьогодні мало вивчені. Розглянемо коротко основні механізми (канали).

Збурення вертикального електростатичного поля. Відомо, що ефективність проникнення поля вночі вище, ніж удень, й сильно залежить від розміру області локалізації вертикального поля E_z . Виконані оцінки показали, що напруженість електричного поля на іоносферних висотах має помітне значення (0,3 – 0,7 В/м) тільки для великомасштабних джерел з характерним розміром більше приблизно 100 км за умови, що в епіцентрі величина $|E_z| \approx 10^3 \text{ В/м}$. Як видно з наведених вище оцінок, виконаних за формулою (4), такі поля є реальними в зоні великої пожежі. Тому можна говорити про те, що розглянуте джерело може приводити до змін напруженості E_z поля в іоносфері за допомогою проникнення електричного поля, яке генерується локальною областю пожежі в приземній атмосфері.

Зміни щільності атмосферного газу. Відзначалося, що великі пожежі супроводжуються генерацією акустичного випромінювання в широкому діапазоні

частот, сумарна потужність якого зростає в сотні разів у порівнянні з незбуреними. Зміни щільності атмосферного газу у поверхні Землі в регіоні пожежі досить ефективно проникають до висот іоносфери, де в результаті взаємодії з магнітоактивною плазмою відбувається трансформація їх у хвилі різних типів (їхнє посилення або генерація). Акустичні ефекти внаслідок пожеж можуть мати не тільки локальні наслідки, оскільки при поширенні нагору внутрішні гравітаційні хвилі, дисипують на висотах 100 – 250 км і змінюють при цьому динамічний режим атмосфери. Відзначимо, що виконати конкретні оцінки для цього механізму уявляється досить складним завданням і не є предметом даного дослідження.

Збурення параметрів глобального електричного ланцюга. Пожежі істотно змінюють електричні властивості приземної атмосфери. Провідність вогненного факела пожежі й гарячого повітря над ним значно вище, ніж провідність повітря поза вогнищем пожежі. Велика просторова довжина вогнища пожежі призводить до помітного збільшення струму провідності в збурених областях атмосфери, оскільки, як відомо, приземний шар атмосфери має найбільший опір у глобальному електричному ланцюзі. Тому передача збурень в іоносферу може здійснитися також у результаті збурення параметрів глобального електричного ланцюга у результаті викиду великих мас наелектризованих продуктів горіння. Характерний час, очевидно, може становити $\sim 10^3\text{--}10^4$ с.

Атмосферно-іоносферну електричну взаємодію в області великих пожеж будемо розглядати за методикою [1]. Вона заснована на поданні мезосфери в якості активного елемента глобального атмосферного електричного ланцюга. Для аналізу електродинамічних тропосферно-іоносферних зв'язків використаємо модель тропосферно-мезосферного електричного ланцюга з наступними параметрами: джерело мезосферного струму із щільністю струму $j_m \approx 10^{-9-10} - 10^{-8} \text{ A/m}^2$, що викликає збурення температури й ефективної частоти зіткнень електронів до порядку величини; локальний приземний опір R_i ; локальний опір R_m мезосферного джерела; зовнішній опір глобального шару атмосфери між поверхнею Землі й нижньою границею іоносфери $R_a \approx 200$ Ом. У незбурених атмосферних умовах електричні тропосферно-мезосферні зв'язки не проявляються [1]. У збурених умовах у регіоні над великими пожежами опір R_i може зменшуватися на порядок і більше, співвідношення між R_i і R_m змінюється, тому змінюється й R_a . Тому при наявності над областю великих пожеж потужних мезосферних електричних полів можлива реалізація такого механізму [1]. Зростання на один-два порядки тропосферної провідності над регіоном за допомогою

тропосферно-мезосферних електричних зв'язків приводить до падіння напруженості мезосферного електричного поля, що викликає швидке релаксаційне зниження температури T_e і ефективної частоти зіткнень електронів ν , і відповідну зміну провідності мезосфери. Останній ефект може приводити до швидкої зміни умов поширення радіохвиль у нижній іоносфері над регіоном. Значна зміна електричного потенціалу в мезосфері над районом пожежі може викликати зміну різниці потенціалів між регіоном пожежі й віддаленим районом спостереження, що еквівалентно зміні напруженості мезосферного електричного поля над районом спостереження. Тому можливо розвиток збурень мезосферної плазми й над районом спостереження, які можуть реєструватися радіофізичними методами [1].

Посилення атмосферної конвенції і турбулентності. У регіоні пожежі відбувається істотне посилення атмосферної конвенції, розвивається атмосферна турбулентність, що має місце й на досить більших висотах. У результаті цього відбувається збільшення конвекційного струму, внаслідок чого можлива передача збурень в іоносферу. Характерний час переносу, як показують виконані оцінки, $\sim 1 - 10$ діб. Відзначимо, що найбільш імовірним підтвердженням цього механізму є експериментальні дані, отримані під час воєнних дій у Перській затоці і Косово та під час масових хімічних вибухів на військових складах. Цей механізм передачі збурень має потребу в подальшому вивченні.

Екологічні ефекти

Під екологічними ефектами, як правило, розуміють помітні відхилення параметрів навколишнього середовища від природних незбурених значень, які впливають на флору й фауну планети. Важливо, що умови великих пожеж характеризуються відносною тривалістю факторів, які впливають на середовище перебування. Екологічні наслідки пожеж пов'язані з: 1) масовими викидами в приземну атмосферу продуктів горіння (димув і сажі); 2) змінами приземного атмосферного електричного поля; 3) генерацією і посиленням електромагнітних та акустичних хвильових процесів. Розглянемо коротко вплив цих факторів.

Викиди в атмосферу продуктів горіння. Найбільш істотні екологічні наслідки пов'язані з викидами дрібного пилу, диму і сажі, які екранують сонячне випромінювання. Сильні пожежі в регіоні, створюючи потужну вертикальну тягу (швидкість потоків повітря досягає ~ 10 м/с), сприяють проникненню аерозолів, що складаються з диму і сажі, до висот стратосфери на великій площі. Дим і сажа приводять до сильного розсіювання й поглинання сонячного випромінювання. При

цьому утвориться потужний поглинальний (екранувальний) шар. Маса аерозолів може становити $\sim 10 - 100$ кт. Час знаходження аерозолів у стратосфері становить десятки діб, що приводить до значних екологічних наслідків. Важливим є факт можливості стимуляції вторинних, значно більш енергійних, процесів. Вони пов'язані з розсіюванням аерозолями і поглинанням сажею сонячного випромінювання, а значить частковим екрануванням земної поверхні. Енергія вторинних процесів на 3 – 5 порядків перевершує енергію первинного джерела. Збурення, що виникають, поширюються на відстані ~ 1000 км і охоплюють, очевидно, крім нижньої атмосфери, іоносферу й магнітосферу. У результаті екранування сонячного випромінювання земна поверхня недоодержить, наприклад, за 10 діб пожежі близько 10^{23} Дж енергії. Приблизно така ж енергія виділиться в атмосфері. Такі порушення енергетичного балансу мають помітне значення для земної поверхні й для атмосфери. Важливо, що прояв екологічних наслідків буде часто істотним і незворотним далеко за межами зони пожежі й протягом тривалого часу після нього.

Зміни приземного атмосферного електричного поля. Зміни приземного атмосферного електричного поля в регіоні великої пожежі, як відзначено вище, будуть приводити до змін провідності шару атмосфери поблизу поверхні Землі на значній площі. Оскільки цей шар атмосфери має найбільший опір у глобальному електричному ланцюзі, то будуть мати місце збурення електричних параметрів цього ланцюга, які приведуть до цілого ряду вторинних процесів в атмосфері, іоносфері й магнітосфері Землі. Останні, у свою чергу, впливають на навколосемне середовище в глобальних масштабах. Пророчити їхній вплив на середовище перебування важко, однак, не виключено, що воно може бути істотним.

Генерація й посилення електромагнітних і акустичних хвильових процесів. У результаті генерації й посилення електромагнітних і акустичних хвильових процесів у регіоні пожежі потік потужності хвильового випромінювання зростає в сотні разів порівняно з незбуреними умовами. Наприклад, згідно з оцінками потік потужності акустичного випромінювання в природних умовах становить $I_{a0} \approx 0,3 - 1$ МВт/м². На площі в 50 км² будемо мати потужність акустичного випромінювання $P_{a0} = I_{a0}S \approx 15 - 50$ квт. При пожежі на такій же площі потужність акустичного випромінювання зростає до $P_a \approx 10$ МВт (оцінки виконані за методикою [2]. Відзначимо, що $P_a \gg P_{a0}$. Більша частина енергії акустичного випромінювання доводиться на частку низькочастотних акустико гравітаційних хвиль, тобто ВГХ, які ефективно проникають на висоти іоносфери (до 200 – 300 км), дисипують і відіграють помітну роль у зміні динамічного режиму середньої й верхньої атмосфер Землі.

Литература

1. Martynenko S. I. On the electrical coupling between the troposphere and the mesosphere / S. I. Martynenko, S. F. Clifford // *Int. Journal of Geomagnetism and Aeronomy*, –2007. – V. 6.–P. 1–6.
2. Черногор Л.Ф. Физические процессы в околоземной среде, сопровождавшие военные действия в Ираке (март–апрель 2003 г.) / Л. Ф. Черногор // *Космічна наука і технологія*. – 2003. – №2/3. – С.13 – 33.

Гоков О. М., канд. фіз-мат. наук, доц.

Харківський національний економічний університет імені Симона Кузнеця

ПРО ЕЛЕКТРОМАГНІТНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ УНАСЛІДОК ГЕНЕРАЦІЇ НИЗЬКОЧАСТОТНИХ СПІРАЛЬНИХ ХВИЛЬ ІНФРАЗВУКОМ В ІОНОСФЕРІ В ПЕРІОДИ ПОТУЖНИХ АТМОСФЕРНИХ ЯВИЩ

Вступ

Експериментальні дослідження, виконані в останні роки, показали, що стан атмосфери і нижньої іоносфери часто істотно контролюється потужними природними джерелами збурень у тропосфері (грози, циклони і антициклони, великі пожежі, потужні атмосферні фронти і т. д.), у світовому океані (тайфуни, цунамі та ін.) і в літосфері (виверження вулканів, землетруси), які, до того ж, часто мають місце на тлі сонячних і геомагнітних варіацій, включаючи сонячні спалахи та геомагнітні бурі.

Природні збурення в нижній іоносфері часто справляють істотний вплив на атмосферу й іоносферу Землі і тому становлять значний інтерес для розуміння фізики іоносфери і рішення цілого ряду прикладних задач радіозв'язку, радіонавігації і т. д.

Відомо, що центральну роль у динаміці та енергетиці атмосфери та іоносфери відіграють атмосферні гравітаційні хвилі (АГХ): акустичні хвилі (АХ), періоди яких менше 5 хв. і довжини хвиль менше 100 км, та внутрішні гравітаційні хвилі (ВГХ) з характерними періодами від 5 хв. до 3 год. і довжинами хвиль більше 100 км. Проникаючи на висоти іоносфери, АГХ проявляють свої властивості у вигляді іоносферних збурень, що переміщаються (ПІЗ). Джерелами хвильових збурень, що поширюються знизу у верхню атмосферу та іоносферу, можуть бути: тропосферні циклони, фронтальні системи, струменеві течії, полярна і екваторіальна струмові системи, пов'язані з магнітними бурями, сонячний термінатор, урагани, грози, ядерні випробування, землетруси, виверження вулканів, надзвуковий політ ракет і т. д. Хвильовий механізм є одним з ефективних механізмів взаємодії між шарами атмосфери і впливу з боку нижніх шарів атмосфери.

Збурення атмосфери збуджують широкий просторово-часовий спектр АХ і ВГХ. Ці хвилі розходяться від джерела збурення в різних напрямках з різними швидкостями завдяки дисперсії і фільтруються у міру їх поширення в атмосфері. Як показують дослідження, над місцем збурення спостерігаються АХ, а на великих відстанях, в основному, ВГХ [1]. Тому крім контролю геліо- і геомагнітної обстановки при аналізі

ефектів прояву хвильових збурень в іоносферних параметрах необхідно враховувати метеорологічну обстановку у досліджуваному регіоні, оскільки проходження атмосферних фронтів (АФ) також можуть бути джерелами ВГХ, про що свідчать результати досліджень (див., наприклад [2]).

Відомо, що потужні атмосферні процеси і явища (циклони, АФ, струменеві течії, урагани, сильні грози і т. д) супроводжуються генерацією АГХ й, зокрема, інфразвукових хвиль. Останні, поширюючись не тільки в горизонтальному напрямку від джерела, але і вгору, досягають висот 170 – 200 км (і вище) та взаємодіють з магнітоактивною плазмою, що призводить до появи додаткових струмів та збуренню електричних і магнітних полів, тобто до генерації або посилення різних хвиль.

В [3–4] показана можливість генерації низькочастотного вістлера інфразвуком и розроблена методика визначення частот низькочастотних вістлерів, які генерируються інфразвуком у середньоширотній нижній іоносфері поблизу епіцентру сильної грози та при проходженні потужного атмосферного фронту в атмосфері Землі.

Результати досліджень

В роботі показано, що за вимірами доплерівського зрушення частоти при вертикальному зондуванні іоносфери в епіцентральної зоні джерела збурень (вибухи, землетруси, грози, АФ та ін.) можна визначити частоту інфразвукових хвиль f_1 як $f_1 = f_d$ (тут f_d – доплерівське зрушення частоти).

В [3] отримане співвідношення, що визначає зв'язок між частотами інфразвуку f_1 і частотами низькочастотних вістлерів f_3 , які генеруються у цій області висот:

$$f_3 = \frac{c^2}{v_1^2} \frac{f_1^2 f_{Be}}{f_p^2} \cos \theta \cos \theta_1, \quad (1)$$

де θ_1 – кут між вертикаллю і напрямком поширення інфразвукової хвилі; c – швидкість світла; v_1 – швидкість інфразвуку; f_p – плазмова частота

За використанням формули (1) можна одержати чисельні значення цих частот і за відомим співвідношенням визначити їхню довжину хвилі $\lambda_1 = v_1 / f_1$. Відзначимо, що експериментально низькочастотні вістлери, очевидно, будуть реєструватися поблизу епіцентру джерела збурень.

Експериментальні дослідження були проведені під час декількох сильних гроз та при проходженні потужного атмосферного фронту за допомогою комплексу апаратури [5] методами часткових відбиттів (ЧВ) і вертикального доплерівського зондування (ВДЗ) поблизу м. Харкова в Радіофізичній обсерваторії ХНУ ім. В.Н. Каразіна.

Виміри виконувалися сеансами безупинно тривалістю 1 – 10 год. до, під час і після гроз та протягом 3 – 5 діб при проходженні потужного атмосферного фронту.

За результатами вимірів доплерівським радаром оцінювалися доплерівські спектри (ДС) за 512 відрахунками на інтервалі часу 51,2 с. При цьому роздільна здатність по частоті становила 0,02 Гц. Інформація про доплерівські спектри фіксувалася щохвилини. Для оцінки періодів досить повільних варіацій доплерівського зсуву частоти $f_d(t)$, що відповідає центру ДС f_{dm} , застосовувалося швидке перетворення Фур'є на інтервалах часу 64 і 128 хв. Часовий ряд при цьому утворений із щохвилининних значень f_{dm} .

Порівняння проводилося з даними, отриманими на тій же апаратурі у подібних геліогеомагнітних умовах без прояву грозової активності в регіоні спостережень і у незбурених умовах до й після проходження потужного атмосферного фронту (у контрольні дні). Контроль за станом іоносфери здійснювався за допомогою іонозонда.

Загальна кількість циклів одночасних спостережень за допомогою методів ЧВ і ВДЗ становить 8: 4 під час сильних гроз та 4 при проходженні потужного атмосферного фронту. Відомості про експерименти наведені в табл. 1.

Вирішувалися три завдання:

1) за вимірами доплерівського зрушення частоти при вертикальному зондуванні іоносфери (в епіцентральної зоні грози та в зоні проходження потужного атмосферного фронту) визначити частоту інфразвукових хвиль як $f_1 = f_d$;

2) за вимірами методом ЧВ амплітуд частково відбитих радіосигналів $A_{o,x}(z,t)$ і радіошумів $A_{no,x}(t)$ спробувати експериментально одержати підтвердження можливої генерації інфразвукових хвиль в атмосфері під час грози та при проходженні потужного атмосферного фронту. Із застосуванням спектральної обробки висотно-часових записів $A_{so,x}(z,t)$, $A_{o,x}(z,t)$ і $A_{no,x}(t)$ визначити частоту інфразвукової хвилі f_1 ;

3) при одночасних вимірах методами ЧВ та ВДЗ порівняти отримані значення частот інфразвуку f_1 і за співвідношенням (1) обчислити частоти низькочастотних вістлерів f_3 , які генеруються у цій області висот.

Таблиця 1 – Відомості про експерименти при проходженні потужного атмосферного фронту

Дата	Час вимірів, LT		Час проходження атмосферного фронту, LT
	метод ЧВ	метод ВДЗ	
27 – 30.10.2004 р.	Безперервно (декілька перерв тривалістю 1 – 3,5 год.)		29.10.2004 р.: 11.00 – 14.30
30.03 – 03.04.2004 р.	Безперервно		02.04.2004 р.: 09.00 – 14.00
07 – 09.02.2007 р.	Безперервно		08.02.2007 р.: 08.00 – 15.00
20 – 23.03.2007 р.	Безперервно		22.03.2007 р.: 11.30 – 14.30

Для розрахунків приймемо: $c = 3 \cdot 10^8$ м/с, $v_1 = 500$ м/с, $\omega_{Be} = 8 \cdot 10^6 \text{с}^{-1}$, $\omega_p = 17,6 \cdot 10^6 \text{с}^{-1}$, оцінка висоти відбиття h взята з іонограм вертикального зондування, отриманих за допомогою іонозонда.

Розрахунки виконані у припущенні, що вістлер поширюється вздовж напрямку геомагнітного поля $\theta = 0^\circ$; інфразвукова хвиля поширюється вертикально нагору і $\theta_1 = 30^\circ$, що відповідає магнітному нахиленню $\sim 60^\circ$ у середніх широтах.

Результати розрахунків подані в табл. 2.

Експериментально підтверджено з використанням методів ВДЗ і ЧВ, що під час проходження потужного атмосферного фронту можлива генерація інфразвукових хвиль із частотами $f_1 \approx 0,4 - 0,8$ Гц, які проникають до висот Е-області іоносфери (висоти $z \approx 100 - 170$ км.).

На основі механізму трансформації інфразвукових хвиль в Е-області іоносфери в низькочастотні вістлери (спіральні хвилі) і отриманого дисперсійного співвідношення експериментально визначені частоти вістлерів $f_3 \approx 7 - 29$ кГц, які добре погоджуються з теоретичними розрахунками та відомими в літературі експериментальними даними. Потужність таких хвиль відносно невелика, але вони можуть поширюватися на значні відстані, взаємодіючи при цьому з магнітоактивною плазмою (середовище поширення), викликаючи генерацію додаткових електромагнітних випромінювань (хвиль) (див., наприклад [6]), що призводить до додаткового електромагнітного забруднення навколишнього середовища.

Таблиця 2 – Результати розрахунків частот низькочастотних вістлерів

Дата	h , км	f_1 , Гц	f_3 , кГц
01.07.1997 р.	170	0,5	11,3
07.07.1998 р.	160	0,5	11,3
08.09.2001 р.	160	0,5	11,3
25.09.2001 р.	170	0,4	7,2
	160	0,8	28,9
29.10.2004 р.	170	0,4	7,2
02.04.2004 р.	170	0,4	7,2
08.02.2007 р.	160	0,5	11,3
22.03.2007 р.	160	0,4	7,2

Висновок

Підтверджено з використанням методів ВДЗ і ЧВ, що при проходженні потужного АФ можлива генерація інфразвукових хвиль із частотами $f_1 \approx 0,4 - 0,8$ Гц, які проникають до висот Е-області іоносфери ($z \approx 100 - 170$ км.).

На основі механізму трансформації інфразвукових хвиль в Е-області іоносфери в низькочастотні вістлери та отриманого дисперсійного співвідношення експериментально визначені частоти вістлерів $f_3 \approx 7 - 29$ кГц, які добре погоджуються з теоретичними розрахунками та відомими в літературі експериментальними даними.

Зазначено їх вплив на навколишнє середовище та поширення радіохвиль. Встановлено, що розглянутий механізм генерації низькочастотних електромагнітних хвиль може призводити до помітного додаткового електромагнітного забруднення навколишнього середовища. Тому вплив цього джерела слід враховувати під час планування роботи систем радіозв'язку, радіонавігації і різного роду комп'ютерних і комп'ютеризованих систем.

Література

1. Куницын В. Е., Сураев С. Н., Ахмедов Р. Р. Моделирование распространения акустико-гравитационных волн в атмосфере для различных поверхностных источников // Вестник Московского ун-та. Серия 3. Физика. Астрономия. 2007. Т. 1, № 2. С. 59 - 63.
2. Гоков О. М. Збурення в низькотемпературній плазмі середньоширотної нижньої іоносфери, обумовлені природними джерелами. Монографія. Харків: Вид. ХНЕУ, 2010. 176 с.

3. Gokov A. M. Low frequency whistlers generated by infrasonic waves in the ionospheric E-region during disturbances of different nature // Journal of Atmos. Electricity. 2000. Vol. 21, № 1. Pp. 1 -
4. Gokov A. M., Tyrnov O. F. Low frequency whistlers generated in lower ionosphere during strong thunderstorms // Telecommunications and radio engineering. 2002. Vol. 57, №. 10&11. Pp. 110 - 122.
5. Tyrnov O. F., Garmash K. P., Gokov A. M. et. al. The Radiophysical Observatory for remote sounding of the ionosphere // Turkish J. Phys. 1994. Vol. 18, №. 11. Pp. 1260 - 1265.
6. Мазур В. А. О распространении низкочастотного вистлера в ионосфере // Известия вузов. Радиофизика. 1988. Т. 31, №12. С. 1423 - 1430.

Дмитрієва О. О., д-р екон. наук, ст. наук. співр;

Цапко Н. С., канд. техн. наук, доц.;

Друльова І. В.,

Ємельянов С. П.

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

ПРОПОЗИЦІЇ ЩОДО ЗАПОБІГАННЯ ПИЛЕННЮ ОБСОХЛИХ ВІДКЛАДІВ З ДНА КАХОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

До 6 червня 2023 року, Каховське водосховище – водосховище, яке існувало в нижній течії річки Дніпра і було гідровузлом нині зруйнованої Каховської ГЕС. Знаходилось на території Херсонської, Запорізької та Дніпропетровської областей України. Довжина водного об'єкту сягала близько 200 км. Уріз води до трагічних подій, що відбулися 6.06.2023 р., мав відмітку +16 м, а вже станом на 19.07.23 р. склав 3,93 м. Амплітуда зниження напору сягає 12,07 м.

У геоморфорологічному відношенні ложе колишнього водосховища розділяється на три головних елемента: на першій ділянці складається з двох котловин довжиною близько 100 км, на другій ділянці - відносно рівною долиною довжиною близько 90 км (рис.1).

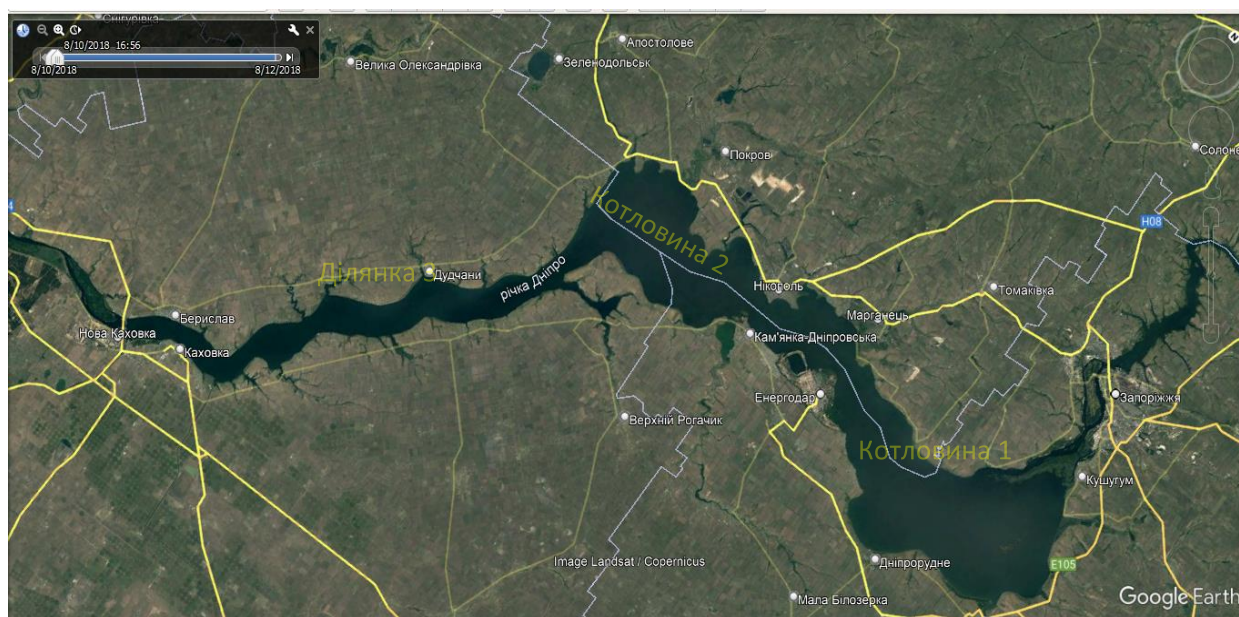


Рисунок 1 – Загальний вид Каховського водосховища [за даними Google Earth]

Руйнування греблі Каховської ГЕС несе в собі катастрофічні наслідки, як для суспільства, так і для довкілля в цілому. У якості основних (першочергових, не відкладених у часі) екологічних наслідків можна відмітити наступні: заболочення територій та забруднення підземних вод, що спричинить дефіцит питної води для місцевих жителів; забрудненням токсичними елементами земель сільськогосподарського призначення; розширення ореолу забруднення внаслідок розповсюдження процесів пилення мулових донних відкладень, які перенасичені важкими токсичними металами, а ймовірно і радіоактивними речовинами.

Розподіл річкових відкладів можливо побачити на космічних знімках з ресурсу EO Browser (наприклад, <https://apps.sentinel-hub.com/eo-browser/>), що наведені на рис. 2 - 7.

Перша, східна котловина, що розташована поблизу міста Запоріжжя, на північ від м. Дніпрорудне (рис. 1), має розміри близько 50x35 км, умовно закінчується поблизу м. Енергодар. Друга котловина розташована на південний захід від м. Нікополь, її розміри близько 38x18 км.

Центральна ділянка котловини № 1 фактично є старожитньою дельтою, що сформована алювіальними відкладами протягом тривалого геологічного часу, задовго до створення Каховського водосховища. На космознімках (рис. 2, 3) після сходу води практично у незмінному вигляді простежуються головне русло, коси, численні прируслові вали, меандри та невелика ділянка седиментації мулових відкладів у південній частині котловини та на північному заході. У Дніпрорудненській котловині заплава більше, ніж на 50% заповнена переважно піщаними фракціями, які схильні до розвіювання вітром та пиленню.

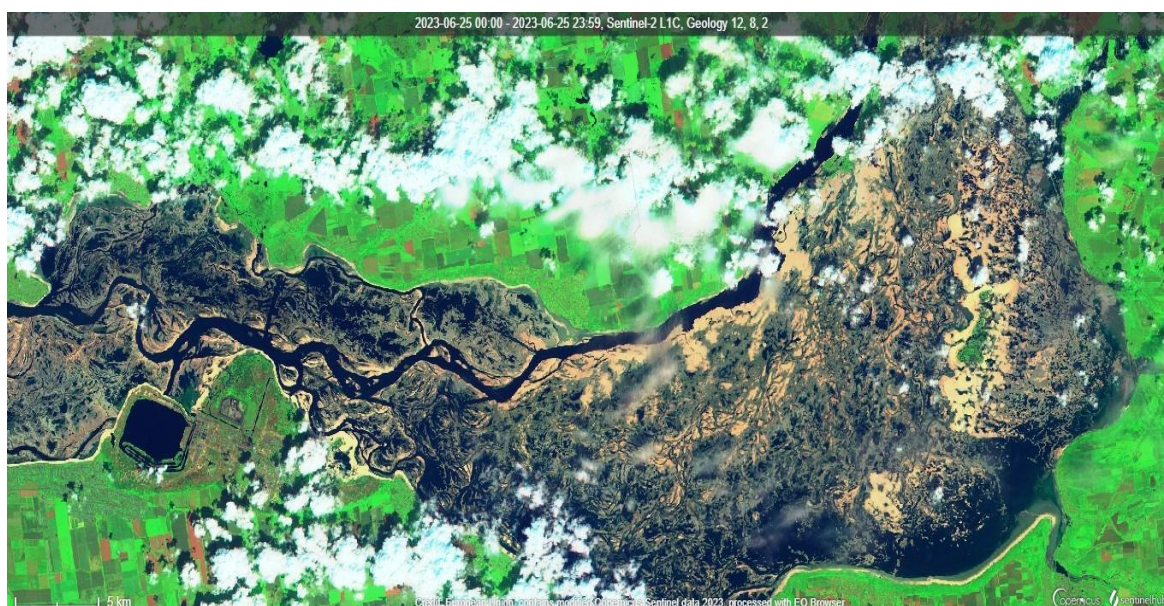


Рисунок 2 – Східна ділянка ложа Каховського водосховища. Знімок 25.06.23



Рисунок 3 – Східна ділянка ложа Каховського водосховища. Знімок 15.07.23

У другій котловині, поблизу м. Нікополь, візуальна кількість піщаних відкладів не перевищує 10-15%. Лише на околицях обох котловин, найбільш у південній та північно-західній частину акумулятивного простору східної котловини (Дніпрорудненської) та особливо західній частині другої котловини (Нікопольської) наявні численні протоки з обширними ділянками накопичення саме мулистого матеріалу, тобто плавні, які будуть заростати вищою водною рослинністю (рис. 4-5).

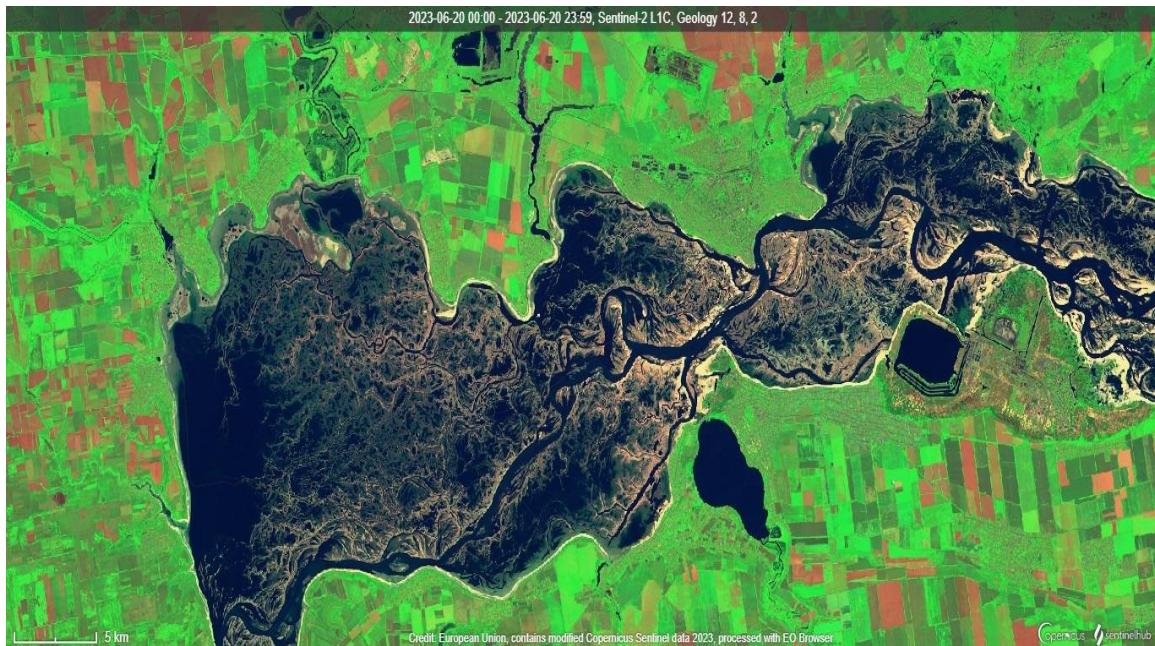


Рисунок 4 – Західна ділянка ложа Каховського водосховища. Знімок 20.06.23



Рисунок 5 – Західна ділянка ложа Каховського водосховища. Знімок 15.07.23

Третя ділянка ложа водосховища – відносно пряма долина – розташована від с. Осокорківка до м. Нова Каховка, від 4 до 6 км завширшки (див. рис. 1 та рис.6). На цій ділянці глибина долини наразі сягає 60-70 м, заплава складена переважно мулистими фракціями. Космоснімки типової ділянки поблизу с. Дудчани наведені на рис. 7-8.



Рисунок 6 – Низова ділянка ложа Каховського водосховища, 03.07.2023



Рисунок 7 – Космознімок типової ділянки русла Дніпра поблизу с. Дудчани 18.07.2023



Рисунок 8 – Космознімок типової ділянки русла Дніпра поблизу с. Дудчани 05.07.2023

Таким чином, за візуальними оцінками, наразі у котловині № 1 водні простори займають близько 10%, піщані ділянки прируслових валів складають близько 50%, пилові та мулові відклади - 40%; у котловині № 2 – відповідно водні об'єкти - 10%, піщані відклади - 10%, пилові та мулові відклади - 80%. На ділянці № 3 лежача водосховища розподіл площі поверхні заплави суттєво відмінний від котловин: відповідно водні об'єкти -30%, піщані відклади – 5%, мулові відклади -65%. Результати попередньої експертної оцінки розподілу території між категоріями поверхні землі зведені у таблицю 1.

Таблиця 1 – Розподіл території за категоріями поверхні землі у межах осушеного ложа Каховського водосховища за результатами попередньої візуальної експертної оцінки

Ділянка ложа Каховського водосховища згідно рис. 1	Площа елемента поверхні ложа за категоріями за попередньою візуальною експертною оцінкою, %		
	Водні об'єкти	Прируслові вали та піщані коси	Мулові та пилові відклади
Котловина 1	10	50	40
Котловина 2	10	10	80
Ділянка 3	30	5	65

Тобто, з загальної площі ложа водосховища 2155 км² піщані відклади, що схильні до розвівання вітром, можуть займати близько 200 км².

Розглянемо стан порід поверхні ложа хвостосховища з точки зору гідрогеологічних умов, адже вологі та водонасичені ґрунти не схильні до дефляції завдяки певним силам у капілярах породи.

У той же час вологість ґрунтів контролюють два чинника: латеральний потік ґрунтових вод, що спрямований до поверхневого об'єкта та капілярна кайма над рівнем ґрунтових вод. Висота капілярного підйому води у пісках складає 0,35-1,0 м у залежності від розміру зерен піску.

Рівень ґрунтових вод контролюється урізом води в поверхневій водоймі, знижується до нього з ухилом у даному випадку близько 0,01, тобто на відстані 100 м рівень ґрунтових вод може бути вище на 1,0 м. Таким чином, ділянки заплави поблизу берегів можуть бути вологі на відмітках якнайменш на 1,0-2,0 м вище відміток урізу води.

Себто за умови висоти рівня води у Новій Каховці 4,0 м абсолютна відмітка поверхні вологих порід, що не схильні до абляції, може перевищувати 6,0 м.

Визначимо верхню відмітку ґрунтів, що схильні до пересування повітрям. Верхня відмітка урізу води Каховського водосховища складала 16,0 м, сезонні коливання рівня сягали близько 2,0 м. Ґрунти у цьому інтервалі не перевівалися вітром. Тобто найвища абсолютна відмітка поверхні землі, що потенційно схильна до абляції, складає 14,0 м.

Таким чином, можна зробити обґрунтований висновок, що абсолютна відмітка поверхні порід ложа Каховського водосховища, яким може бути притаманна властивість до переміщення вітром, складає від 6,0 до 14,0 м (на абсолютних відмітках). Переважно це північна та східна частина Дніпрорудненської котловини.

Вочевидь, на основній частині території для проведення посіву трав буде складно застосувати стандартну сільськогосподарську техніку. На таких ділянках доцільно використати всюдихіди МНС або дрони. Колії від всюдихіда також будуть

створювати перепону для вітру та місце для накопичування насіння, що переноситься вітром.

Нагальність завдання потребує провести засів поетапно, або у кілька стадій.

На першій стадії засівання доцільно провести за ортогональною сіткою з комірками 20-30 м, засівом культурними невибагливими злаками з високими, швидкоростучими пагонами. Таким видом, в першу чергу, з'являється рож (*Secale cereal L.*). Для засіву з повітря доцільно застосовувати відносно важкі зерна рослин, щоб запобігти їх рознесенню вітром у повітрі та по поверхні ґрунту. Паростки знизять швидкість вітру над ґрунтом та сприятимуть зниженню температури поверхні, що зменшить швидкість висихання, тобто стане першим запобіжником пилення.

Створені після проростання пагонів злакових рослин вітрозахисні комірки на поверхні донних відкладів сприятимуть накопиченню насіння злаків та інших рослин, що переміщуються повітрям.

У другу чергу, по середині створених комірок пропонується засіяти швидкоростучі злакові трави з дрібним насінням. Це слід робити з певної висоти, щоб рівномірно, з помірною щільністю засіяти найбільшу площу. Для цього можуть бути використані природні газонні трави, такі як конюшина лучна (*Trifolium pratensis L.*) та біла, або повзуча (*T. repens L.*), а також злаки: польовиця повзуча (*Agrostis stolonifera L.*), костриця лучна (*Festuca pratensis Huds.*), тонконіг лучний (*Poa pratensis L.*) та ін.

На теперішній сезон є певні види рослин, звичайно це бур'яни, які вже знаходяться у стадії дозрівання насіння, легко переносяться вітром, швидко ростуть у зволжених місцях та можуть заповнювати площини, що звільнилися з під води. Наприклад, таким видом є жовтозілля звичайне (*Senecio vulgaris L.*).

Доречи, донні відклади можуть довгий час вміщувати насіння рослин, особливо на мілководді, які після утворення сприятливих умов (відходу води) проростуть самостійно, природним шляхом. Прогноз самозасівання звільнених від води просторів сприятливий, до того ж заплава буде регулярно заливатися повеневими водами, насіння буде приноситися з водою та забезпечено вологою та поживними речовинами.

В засобах масової інформації у період 10-15 липня с.р. вже повідомлялося про початок самозаростання заплави на ділянці Каховського водосховища певними сміттєвими видами рослин, зокрема, за зовнішнім виглядом схожими на чорнощир нетреболистий (*Cyclachaena xanthifolia (Nutt.) Fresen.*).

Вочевидь, будь-які тривалі площові роботи на території заплави можуть проводитися лише після завершення активних воєнних дій.

Природний стан територій поблизу поверхневих водних об'єктів зазвичай стрімко змінюється, тому рекомендуємо у якості першого етапу робіт з закріплення поверхні ложа Каховського водосховища впровадити моніторинг стану пойми обстеженням заплавних відкладів з берегів, також на основі космічних знімків та за необхідністю доповнювати інформацією з дронів. Отримані дані дозволять визначити ділянки першочергових робіт, на яких насамперед необхідно впровадити закріплення поверхні річкових відкладів.

Таким чином, можна зробити наступні **висновки**:

1. У геоморфологічному відношенні ділянка ложа Каховського водосховища поділяється на три окремих елемента – дві котловини та кінцеву прямолінійну ділянку. Кожен елемент має свої суттєві відмінності.
2. Пилення з висушеної поверхні очікується насамперед на ділянках території, що складені супісками та пісками, мулисті відклади покриті кіркою, яка захищає від пилення. Переважно це північна та східна частина Дніпрорудненської котловини.
3. Поверхня порід ложа Каховського водосховища, яким буде притаманна властивість до переміщення вітром, складає від 6,0 до 14,0 м (на абсолютних відмітках).
4. Висихання ложа Каховського водосховища триває, але цей процес не є односпрямованим, під час опадів природні сезонні повені з підвищенням рівня води відтепер стануть регулярним явищем.
5. Колішне дно водосховища починає повільно самозасіюватися та самозаростати рослинами.
6. Штучне засівання поверхні піщаних та пилових відкладів за потребою пропонується проводити злаковими рослинами та газонними травами.
7. У якості першого етапу робіт із стабілізації поверхні річкових відкладів ложа Каховського водосховища є сенс запровадити моніторинг стану заплавних відкладів шляхом обстеження з берегів, на основі космічних знімків та за необхідністю - доповнювати інформацією, отриману за допомогою дронів.
8. Активні вишукувальні, агротехнічні та відновлювальні роботи доцільно проводити тільки після деокупації території.

Доценко О. О., канд. тех. наук, ст. наук. співр.;

Пилипенко Л. В., наук. співр.;

Сидельник О. С., наук. співр.;

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

ВИЗНАЧЕННЯ ХІМІЗМУ (ТИПУ) ТА СТУПЕНЮ ЗАСОЛЕННЯ ҐРУНТІВ (В ПЛОЩИНІ І ПО ПРОФІЛЮ) НА ПЛЯЖАХ ІЗОЛЬОВАНОГО В УТЛЮЦЬКОМУ ЛИМАНІ СТАВКА-ВИПАРОВУВАЧА ЗАПОРІЗЬКОГО ЗАЛІЗО-РУДНОГО КОМБІНАТУ З ВИКОРИСТАННЯМ МЕТОДУ ВОДНОГО ВИТЯГУ

В двохтисячні роки в Утлюцькому лимані шляхом ізоляції частини його акваторії був облаштований ставок-випаровувач Запорізького залізорудного комбінату (ЗЗРК) ПрАТ «ЗЗРК» для акумуляції шахтних вод.

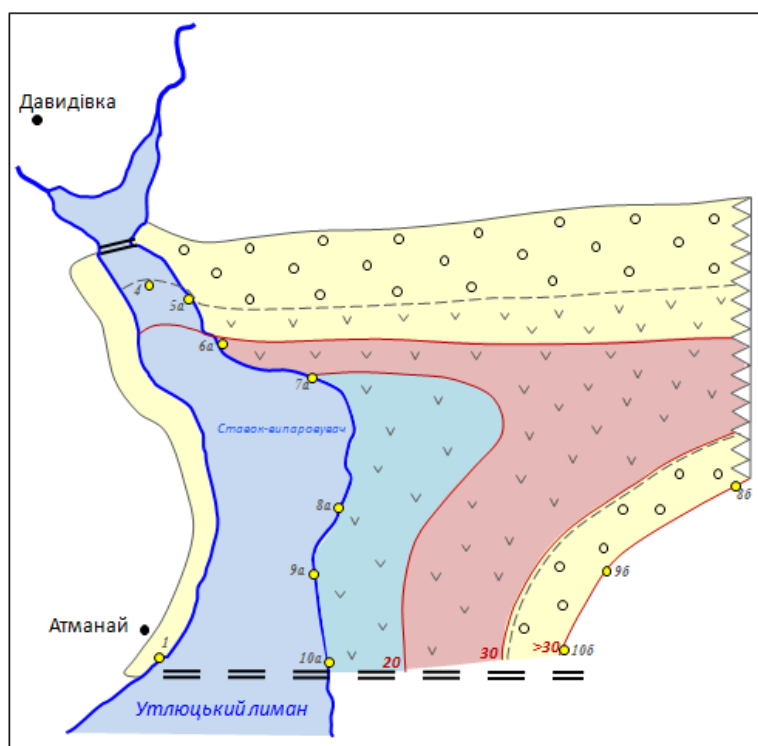
При цьому були обґрунтовані регламент відведення шахтних вод та умови контролю гідрологічного (рівневого) та гідрохімічного режимів поверхневих вод в ставку-випаровувачі і підземних вод на прилягаючих до нього територіях, тобто, організація та проведення моніторингу водного середовища [1].

Враховуючи аналогічний склад шахтних вод і вод лиману, небажані екологічні наслідки від такого вирішення технологічного процесу в гірничодобувній діяльності ЗЗРК не прогнозувались. Але в результаті кліматичних змін, які відбуваються на планеті, в останні десятиліття рівень води в ставку-накопичувачі значно знизився, що призвело до появи пляжів. Їх висихання провокує пилення і таким чином – розвіювання вітром солей, в тому числі і токсичних, що являє загрозу деградації (засолення) ґрунтів сільськогосподарського призначення на прилеглих землях та в населених пунктах.

В умовах засолення відбувається накопичення розчинних мінеральних солей в різосфері (шар ґрунту, де знаходяться корені рослин) або в других горизонтах ґрунтового профілю. Якщо кількість солей перевищує 0,25% від маси сухого ґрунту, відбувається пригнічення рослин [2], а також зміна природних гідрохімічних ландшафтів і порушення екологічних умов в регіоні.

З метою запобігання зазначеного впливу, постала необхідність в виборі методів захисту земельних угідь на лівобережжі як ставка-випаровувача, так і в цілому

Утлюцького лиману. Найбільш доцільним (раціональним) в цих умовах є задернування відкритих пляжів ставка-випаровувача (рис. 1).



Умовні позначення:

- ізолінії залягання рівня ґрунтових вод, см;
- територія з глибиною до рівня ґрунтових вод 10-20 см;
- територія з глибиною до рівня ґрунтових вод 20-30 см;
- територія з глибиною до рівня ґрунтових вод 30 см і >30 см;
- територія задернованих ділянок пляжу та межа їх поширення;
- територія відкритих ділянок пляжу;
- точки відбору проб ґрунту і рослин та глибина залягання ґрунтових вод.

Рисунок 1 – Схема поширення територій з різною глибиною залягання ґрунтових вод та територій відкритого і задернованого пляжу східного узбережжя ставка-випаровувача ПрАТ «ЗЗРК»

Можливість задернування відкритих підтоплених ділянок пляжів ставка-випаровувача авторами оцінювалася шляхом визначення хімізму і ступеню засоленості ґрунтів на його пляжах, що необхідно для правильного вибору рослин, які можуть рости в умовах сильного засолення. Це і було метою проведених досліджень.

Для визначення вмісту легкокорозчинних солей в ґрунтах, авторами використаний метод водного витягу, оскільки цей метод дозволяє крім солей, які знаходяться в рідких фазах ґрунтів, вилучати і солі, які присутні в твердих фазах. Метод водного

витагу є достатньо простим і широко використовується при масових визначеннях, які проводяться з метою одержання загальної характеристики засолення ґрунтів.

У зв'язку з тим, що різні солі неоднаково токсичні для рослин, засолені ґрунти розрізняють за складом солей. За ступенем засолення ґрунти поділяються на незасолені, слабозасолені, середньозасолені, сильно засолені та дуже сильно засолені (солончаки) (за Н.І.Базилевич, Є.І.Панковою, 1972 р.). Однакова кількість солей в залежності від їх складу може свідчити про різний ступінь засолення ґрунтів, що зумовлено нерівноцінною токсичністю солей для рослин [2,3].

Тому ступінь засолення ґрунтів встановлюється за величиною щільного залишку та вмістом іонів, що визначають хімізм (тип) засолення.

При оцінці засолення ґрунтів, в водних витягах об'єднаних проб визначалися аніони (HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}) і катіони (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) легкорозчинних солей.

Результати аналізів приводяться в таблиці 1, в якій вміст солей в іонній формі приводиться в мг-екв/100 г ґрунту.

Таблиця 1 – Результати аналізу водного витягу ґрунтів в мг-екв/100 г ґрунту

Номери точок відбору проб	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+ K^+	Сума солей, мг-екв/100г	Сума токсичних солей, % / $\Sigma = (\text{Na}^+ \text{Mg}^{2+}) : 15$, (%)	Глибина відбору проб ґрунту, см
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Відкрита зона пляжу</i>									
1а	1,1	157,5	18,5	9,0	34,0	134,1	354,2	9,57 / 11,21	5,0-7,0
4а	0,5	45,0	6,0	3,0	7,5	41,0	103,0	5,9 / 7,73	25,0-30,0
5а	0,4	43,0	9,0	4,0	7,0	41,4	104,8	2,83 / 3,23	>30,0
6а	0,2	42,5	12,5	5,0	7,5	42,7	110,4	2,97 / 3,35	>30,0
7а	0,5	32,0	19,5	9,5	8,5	52,0	122,0	3,63 / 4,03	15,0-20,0
8а	0,6	60,0	22,0	9,0	11,0	62,6	165,2	4,39 / 4,91	10,0-15,0
9а	1,0	100,0	16,0	8,0	27,0	82,0	234,0	6,22 / 7,29	10,0-15,0
10а	0,9	200,0	17,5	8,5	39,5	170,4	435,3	15,31 / 13,53	10,0
<i>Задержана зона пляжу</i>									
1б	1,0	102,5	17,5	11,0	18,5	91,5	242,0	6,31 / 7,33	20,0-25,0
4б	0,71	42,5	7,5	2,0	12,0	36,7	101,41	2,8 / 3,25	25,0-30,0
5б	0,6	43,0	5,0	4,0	8,0	31,6	92,2	2,24 / 2,64	>30,0
6б	0,3	30,0	4,0	5,0	5,0	24,3	68,8	1,63 / 1,95	>30,0
7б	0,5	32,0	7,0	2,0	7,0	31,0	82,5	2,24 / 2,53	>30,0
8б	0,5	36,0	9,0	4,0	8,0	33,5	91,0	2,42 / 2,77	>30,0
9б	1,2	96,0	9,0	9,5	19,5	84,2	219,4	5,48 / 6,45	>30,0
10б	1,4	122,5	18,5	10,0	18,0	144,0	314,4	7,67 / 8,83	>30,0

Таблиця 2 – Результати розрахунків типу та ступеню засолення ґрунтів на відкритих та задернованих пляжах за вмістом токсичних солей

№№ точок	рН	Відношення мг-екв Cl ⁻ :SO ₄ ²⁻	Тип засолення	SO ₄ ²⁻ _{токс=} (Na ⁺ +Mg ⁺)-Cl ⁻ , мг-екв	Вміст токсичних солей (%)				Сума токс. іонів (%)	Σ токс. іонів Na ⁺ + Mg ²⁺ /15*
					Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Mg ²⁺	Na ⁺		
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1a	7,3	8,51	Cl	10,6	5,513	0,562	0,408	3,084	9,57	11,21
1б	7,5	5,86	Cl	7,5	3,588	0,398	0,222	2,105	6,31	7,33
4a	8,1	7,5	Cl	3,5	0,158	0,186	0,9	0,943	2,19	3,23
4б	8,1	5,7	Cl	6,2	1,488	0,329	0,144	0,844	2,80	3,25
5a	7,6	4,78	Cl	5,4	1,505	0,285	0,084	0,952	2,83	3,23
5б	7,7	7,6	Cl	1,6	1,33	0,085	0,096	0,727	2,24	2,64
6a	7,7	3,4	Cl	7,7	1,488	0,408	0,09	0,982	2,97	3,35
6б	7,9	7,5	Cl	-0,7	1,05	0,037	0,06	0,559	1,63	1,95
7a	7,4	2,56	Cl	10,5	1,75	0,557	0,102	1,219	3,63	4,03
7б	7,9	4,57	Cl	6,0	1,12	0,318	0,084	0,713	2,24	2,53
8a	7,6	2,73	Cl	13,6	2,1	0,721	0,132	1,440	4,39	4,91
8б	7,9	4,0	Cl	5,5	1,26	0,292	0,096	0,771	2,42	2,77
9a	7,0	6,25	Cl	9,4	3,5	0,498	0,324	1,895	6,22	7,29
9б	7,1	10,67	Cl	0,7	3,36	0,037 1	0,15	1,937	5,48	6,45
10a	7,1	11,43	Cl	2,9	10,5	0,557	0,39	3,919	14,95	13,53
10б	7,6	6,62	Cl	9,9	4,288	0,525	0,216	2,631	7,66	8,83
	«Нейтральне» засолення		«Хлоридний» тип засолення	Розрахункові коефіцієнти:	0,035	0,053	0,012	0,023	Σ (%) > 0,60	
										Ґрунти «дуже сильно засолені» (солончаки) [2]

*) емпіричне рівняння для приблизної оцінки суми токсичних солей (за В.С. Муратовим і В.Ю. Маргулісом)

Оцінка хімізму і ступеню засолення ґрунтів на пляжах ставка-випаровувача та розрахунки вмісту токсичних солей за даними водного витягу

Хімізм і ступінь засолення ґрунтів на пляжах ставка-випаровувача та вміст токсичних солей визначались за даними аналізів водного витягу згідно з методикою, приведеною в роботі [4]. Для визначення хімізму і ступеня засолення ґрунтів використані показники вмісту іонів в мг-екв/100 г ґрунту (таблиця 1).

Хімізм і тип засолення ґрунтів

Хімізм (тип) засолення ґрунтів визначався за даними аналізів водних витягів, на підставі співвідношення аніонів і катіонів (в мг-екв / 100 г ґрунту).

В таблиці 2 приводяться числові значення цього співвідношення для відібраних проб ґрунту. Як свідчать дані, приведені в таблиці, співвідношення $\text{Cl}^- : \text{SO}_4^{2-}$ в усіх пробах більше 1,0 і знаходиться в межах від 2,56-4,0 до 11,47.

Згідно з [4] такі значення відносяться до градації «1-2,5 і вище», що відповідає **«хлоридному»** засоленню ґрунтів.

Таким чином, ґрунти на пляжах ставка-випаровувача характеризуються **«хлоридним»** типом засолення (таблиця 2).

Оскільки за хімізмом засолення розрізняють ґрунти з «нейтральним» ($\text{pH} < 8,5$) і «лужним» ($\text{pH} > 8,5$) засоленням, згідно з результатами аналізу водного витягу, засолення ґрунтів на пляжах ставка-випаровувача відноситься до **«нейтрального»** (значення pH змінюється в межах від $\text{pH} = 7,0$ до $\text{pH} = 8,1$, що менше 8,5).

Однакова кількість солей в залежності від їх складу свідчить про різний ступінь засоленості ґрунтів, що обумовлено нерівноцінною токсичністю солей для рослинності.

Від концентрації і складу солей в ґрунтових розчинах залежать умови живлення рослин. Ґрунтовий розчин безпосередньо впливає на рослини.

У зв'язку з тим, що різні солі неоднаково токсичні для рослин, розраховувався вміст токсичних солей в ґрунтах пляжів, на яких планується висаджування рослин для задержування.

Розрахунок токсичних солей в ґрунтах

Розрахунок токсичних солей в ґрунтах відкритого та закритого пляжів проводився за результатами кількісного аналізу водної витяжки – за вмістом іонів в мг-екв на 100 г ґрунту (таблиця 1).

Згідно з методикою [4], якщо вміст іонів $\text{HCO}_3^- < \text{Ca}^{2+}$, а $\text{Ca}^{2+} < \text{SO}_4^{2-}$, визначається тільки токсичний іон SO_4^{2-} .

В нашому випадку вміст іону HCO_3^- менше Ca^{2+} , а вміст Ca^{2+} менше SO_4^{2-} . При цьому розраховувався вміст токсичного іону SO_4^{2-} , який пов'язаний з Na^+ і Mg^{2+} , за формулою:

$$\text{SO}_4^{2-}_{\text{токс}} = (\text{Na}^+ + \text{Mg}^{2+}) - \text{Cl}^- \quad (1)$$

Результати розрахунків вмісту токсичного іона SO_4^{2-} в відібраних пробах ґрунтів приведені в таблиці 2. Розрахункові значення були використані при визначенні суми вмісту токсичних солей за сумою масових часток (%) окремих іонів.

Ступінь засоленості ґрунтів

Ступінь засоленості ґрунтів при використанні методу водного витягу оцінювався з урахуванням хімізму (типу) за сумою масових часток (%) окремих іонів.

Вміст токсичних солей визначалось за формулою [4]:

$$W=C*K, \quad (2)$$

де W – масова доля токсичних солей, в % до маси сухого ґрунту;

C – концентрація визначеного іону, мг-екв/100г ґрунту;

K – безрозмірний коефіцієнт перерахунку, в залежності від виду іону.

Для визначення вмісту токсичних іонів у відсотках від маси сухого ґрунту, перемножався вміст іонів (в міліеквівалентах) на міліеквівалентну масу (K), яка дорівнює: для Ca^{2+} - 0,002; Mg^{2+} - 0,012; Na^+ - 0,023; Cl^- - 0,035; HCO_3^- - 0,061; SO_4^{2-} - 0,048.

Сума множення дає суму вмісту токсичних солей в ґрунті в відсотках (%).

Розрахункова сума токсичних солей (%) з урахуванням вмісту токсичних іонів в ґрунтах пляжів приведена в таблиці 2.

В нашому випадку сума токсичних іонів в ґрунтах в залежності від місця поширення, глибини сольового горизонту і залягання рівня води змінюється від 2,19% до 14,95% - в ґрунтах відкритого пляжу та від 1,63% до 7,66% - в ґрунтах задернованого пляжу.

В цілому, сума токсичних солей в ґрунтах підтопленої території відкритого та задернованого пляжів ставка-випаровувача змінюється в межах від 1,63% до 14,95%.

З огляду на те, що за співвідношенням іонів в ґрунтах хімізм (тип) засолення - **«хлоридний»**, згідно з [3,4], за сумою токсичних солей, ступінь засолення відповідає градації «>0,60», що класифікує ґрунти на пляжах як **«дуже сильнозасолені» (солончаки)**.

Як слідує з результатів розрахунку, ґрунти на території пляжів ставка-випаровувача в Утлюцькому лимані в цілому **«дуже сильнозасолені» з «хлоридним»** типом **«нейтрального»** засолення.

Згідно з розрахунками, на всій території пляжів **переважає процес прогресивного соленакопичення**. На такому ґрунті виживають лише рослини галофітних ценозів та поодинокі з середньосолестійких рослин.

До *галофітів* відносяться рослини, що належать до різних життєвих форм, які здатні завершити повний життєвий цикл і поновлюватися в умовах засолення ґрунтового розчину [згідно з Н.І.Акжигитовій (1982)]. Культура *галофіти* являє собою групу видів солестійких рослин, що нормально функціонують і продукують в умовах засоленого середовища, формуючи при цьому досить високу рослинну масу.

Така ситуація свідчить про необхідність вибору рослин для задернування пляжів з групи видів солестійких рослин в культурі галофітів, онтогенез яких краще проходить в умовах **дуже сильнозасоленого середовища**.

Література

1. Фізико-хімічний аналіз шламу відстійників шахтних вод проммайданчика і мулів водосховища аварійного скидання шахтних вод в балці Вербова в 2019 році : заключний звіт за темою НДР «Локальний моніторинг акваторії ставка-випаровувача в Утлюцькому лимані». ФОП Циганков В.М. Харків, 2019.
2. Базилевич Н.И., Панкова Е.И. Опыт классификации почв по засолению. «Почвоведение». вып. №11. Издательство «Наука», 1968. С. 3-16.
3. Новикова А.В. Исследования засоленных и солонцовых почв: генезис, мелиорация, экология. Избранные труды. Харьков : КП «Друкарня 13», 2009. 720 с.
4. Базилевич Н.И., Панкова Е.И. Классификация почв по содержанию токсичных солей и ионов. *Бюллетень почвенного института*, 1972. вып. 5. С.36-43.

Дубовкіна М. Ю., канд. техн. наук, доц.

Державний вищий навчальний заклад Приазовський державний технічний університет м. Дніпро Україна

АНАЛІЗ І ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ РІЗНИХ ВИДІВ БІОПАЛИВА В ЕНЕРГОГОСПОДАРСТВІ

Перспективи використання альтернативного біопалива мають важливе значення для розробки стратегій спрямованих на сталий розвиток, особливо в період енергетичної кризи, спричиненої воєнними діями, а також у післявоєнний період відновлення енергосистеми країни. Вирішення цього питання сприяють створенню екологічно стійких та енергоефективних систем, призводить до зниження викидів парникових газів, скорочення залежності від нафтопродуктів та підвищення енергетичної безпеки та енергетичної автономії. Крім того, дослідження в цій галузі можуть надати цінну інформацію про технології виробництва та використання альтернативного біопалива, а також рекомендації щодо оптимального вибору. Для того, щоб прийняти рішення про доцільність використання того чи іншого біопалива, необхідно проаналізувати вже існуючі види біопалива і зіставляючи основні характеристики вибрати оптимальні. Основними критеріями при виборі біопалива є: призначення, енергетична ефективність, доступність, ціна, екологічність, зручність використання, надійність джерела.

Існує кілька основних типів альтернативного біопалива, до них відносяться: біогаз, біодизель, біоетанол, біомаса, гідропаливо, яке в свою чергу відноситься до біодизелю. Розглянемо докладніше на кожне з них. Біогаз виробляється шляхом, анаеробного розкладання органічних матеріалів, таких як залишки сільськогосподарських культур, відходи харчової промисловості та тваринні відходи. Він складається головним чином з метану та вуглекислого газу і може бути використаний для генерації електроенергії та виробництва тепла. Біодизель виробляється з рослинних олій чи жирів тваринного походження. Він може використовуватися як альтернатива дизельному паливу для автомобілів, вантажівок та іншої техніки. Біоетанол отримують з цукрових культур, крохмалю або целюлози. Він може використовуватися як компонент у бензині або як окреме паливо для автомобілів. Біомаса є органічним матеріалом, таким як деревина, сільськогосподарські відходи, солома та інші рослинні матеріали. Її можна спалювати

для виробництва тепла та електроенергії або використовувати у спеціальних пальниках для заміни традиційних видів палива.

Також можна використовувати органічні відходи з комунальних господарств для виробництва біогазу або біопалива. Це дозволяє ефективно використовувати відходи та одночасно отримувати енергію. Водорості можуть бути використані для виробництва гідропалива, такого як біодизель або біометанол. Це перспективне джерело альтернативного біопалива, оскільки водорості можуть рости швидко і вимагають невеликого простору для вирощування, а також не займають родючих ґрунтів.

До переваг використання біопалива належать:

- значне зниження викидів парникових газів та забруднюючих речовин, що сприяє боротьбі зі зміною клімату та покращенню якості повітря у містах;
- стійке зростання використання оновлюваних ресурсів та скорочення залежності від нафтових продуктів;
- зниження впливу на екосистеми та біорізноманіття порівняно з видобутком та використанням викопних палив;
- зменшення витрат на енергію та паливо, яке може бути дешевшим і стабільнішим за ціною порівняно з викопними видами палива;
- розвиток вітчизняних ринків та індустрії альтернативного біопалива, створення нових робочих місць, економічне розмаїття та зниження залежності від імпорту викопних видів палива та зміцнення енергетичної безпеки;
- можливість адаптації існуючих інфраструктур та обладнання для використання альтернативного біопалива без необхідності великих інвестицій
- широкий спектр технологій та ресурсів, доступних для виробництва альтернативного біопалива, що дозволяє вибирати оптимальне рішення залежно від конкретних умов та потреб.

Також необхідно відзначити роль державної політики у вирішенні питання розширення сфери застосування альтернативного біопалива. До них відносяться:

- впровадження відповідних регулювань та стимулюючих заходів для заохочення використання альтернативного біопалива;
- співробітництво між державними органами, академічними установами, промисловістю та громадськими організаціями для розробки та впровадження ефективних стратегій та програм зі стимулювання використання альтернативного біопалива.

- важливість обізнаності та освіти як для фахівців, так і для громадськості в цілому, щоб підтримувати та сприяти переходу до використання альтернативного біопалива.

У зв'язку з вищепереліченим доцільно подальше проведення досліджень в галузі отримання різних видів біопалива, розроблення нових технологій, нарощування потужностей для підвищення ефективності виробництва та використання альтернативного біопалива, а також для усунення можливих перешкод та обмежень.

Скорочення викидів парникових газів одна із головних переваг використання різних видів біопалива в енергетичному секторі. Зниження викидів CO₂: використання біопалива, такого як біомаса або біогаз замість викопних видів палива призводить до істотного зниження викидів парникових газів, особливо вуглекислого газу (CO₂). Біопаливо є вуглецево-нейтральним, оскільки CO₂, що виділяється при його спалюванні, був поглинений рослинами або іншими органічними матеріалами в процесі їх зростання. Деякі види біопалива, такі як біогаз, можуть також сприяти скороченню викидів інших парникових газів, таких як метан (CH₄). Біогаз виробляється шляхом біологічного розкладання органічного матеріалу, і при його використанні замість традиційних копалин палива можна значно знизити викиди метану в атмосферу.

Біопаливо може бути виготовлено з різних органічних матеріалів, включаючи сільськогосподарські відходи, тирсу, харчові відходи і навіть стічні води. Використання цих матеріалів у виробництві біопалива дозволяє ефективно використовувати відходи та запобігати їх негативному впливу на довкілля. Використання альтернативного біопалива також відповідає міжнародним угодам та зобов'язанням, спрямованим на скорочення викидів парникових газів. Багато країн та організацій визнають необхідність переходу до більш екологічно стійких джерел енергії, а використання біопалива є одним із способів досягнення цих цілей. Вони встановлюють стратегічні цілі у сфері зниження залежності від нафтопродуктів та переходу до більш стійких джерел енергії. Використання біопалива, сприяє досягненню цих цілей та знижує загальну залежність від нафтопродуктів.

Прикладом активного впровадження технологій з виробництва та використання біогазу є Німеччина, де, за прогнозами, можна закрити 11% від загального споживання газу. Перспективи виробництва різних видів енергії з біогазу в 2020 році оцінюється в еквівалент 39,8 кВт*год/год виробленої енергії. Ще однією країною, яка має великий потенціал, є Франція 42,7 кВтг/рік, для Великобританії: 155,4 млн. тонн біомаси – 26,3 кВтг/рік. Хороші перспективи тут і в Італії, Іспанії, Нідерландів, Данії, Бельгії, Австрії,

Швеції У Великобританії на урядовому рівні ухвалено рішення про переведення 40% котелень на біогаз, для чого протягом п'яти років щорічно виділятиметься по 10–20 млн. фунтів стерлінгів.

Виробництво біогазу в Україні набирає потужності цього року відкрився перший біометановий завод, потужність якого складає близько 3 млн. м³ газу на рік. Газ забезпечить потреби як промисловості, так і населення. За обсягом виробництва підприємство забезпечуватиме близько 1500 споживачів на рік [5]

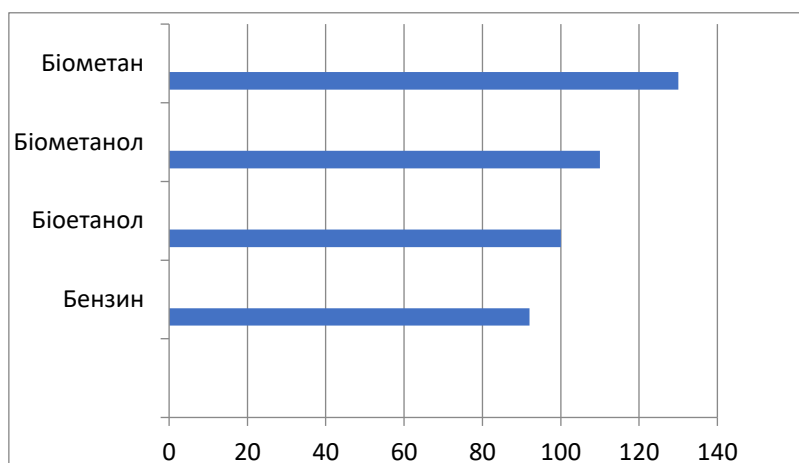


Рисунок 1 – Порівняння палива з біопаливом за октановим числом

На рисунку 1 представлені показники порівняння деяких видів біопалива з бензином за октановим числом. Згідно аналізу можна зробити висновки що представлене біопаливо має октанове число більше ніж бензин, а найбільший показник належить біометану

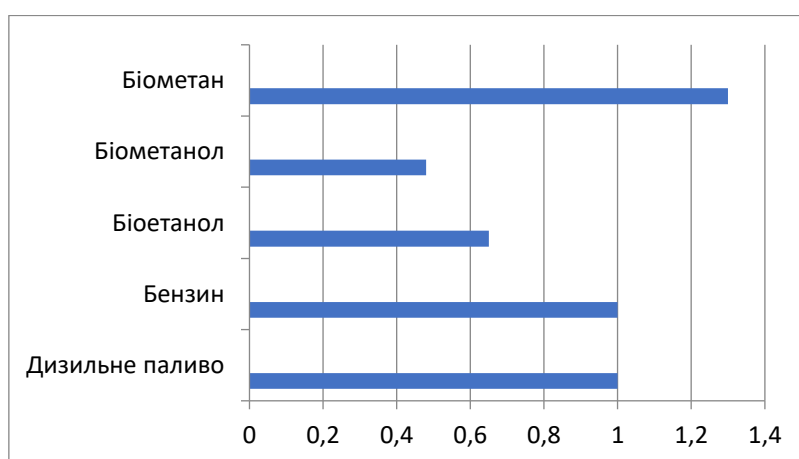


Рисунок 2 - Порівняння палива з біопаливом за еквівалентом палива

Представлені показники порівняння, на рисунку 2, біопалива з бензином та дизельним паливом за еквівалентом палива, дають можливість стверджувати що

біометан майже на 30 % перевищує показники звичайного палива. І більше ніж у двічі інших біопалив: біоетанола та біометанола. Що свідчить про доцільність подальшого його виробництва та використання як альтернативного джерела викопних палив.

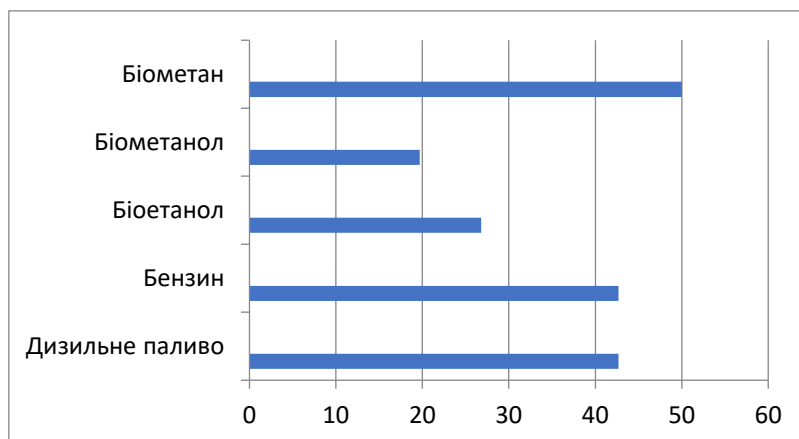


Рисунок 3 – Порівняння палива з біопаливом за теплотворною здатністю

При порівнянні біопалива за теплотворною здатністю висновок про доцільність використання біометану як альтернативного палива тільки підтверджується, бо має показник 50, що більше ніж для бензину та дизеля показник яких складає 43

Ціни на нафтопродукти можуть бути дуже нестабільними і схильні до коливань на світовому ринку. На відміну від цього, біопаливо може бути вироблено локально з різних джерел, що знижує залежність від міжнародних нафтових цін і забезпечує більш стабільні тарифи на енергію

Розвиток вітчизняної промисловості: виробництво та використання біопалива стимулюють розвиток вітчизняної промисловості. Це включає процеси виробництва самих біопалив та пов'язану з цим інфраструктуру, що сприяє створенню нових робочих місць та економічному розвитку

Енергетична безпека: скорочення залежності від нафтопродуктів покращує енергетичну безпеку країни. Різноманітність джерел енергії, включаючи використання біопалива, знижує вразливість перед можливими політичними та економічними

Проте слід зазначити, що успішне впровадження біопалива потребує розвитку відповідної інфраструктури, технологій та політичної підтримки. Необхідно проводити подальші дослідження та інвестувати в інновації, щоб підвищити ефективність виробництва біопалива та його економічну конкурентоспроможність

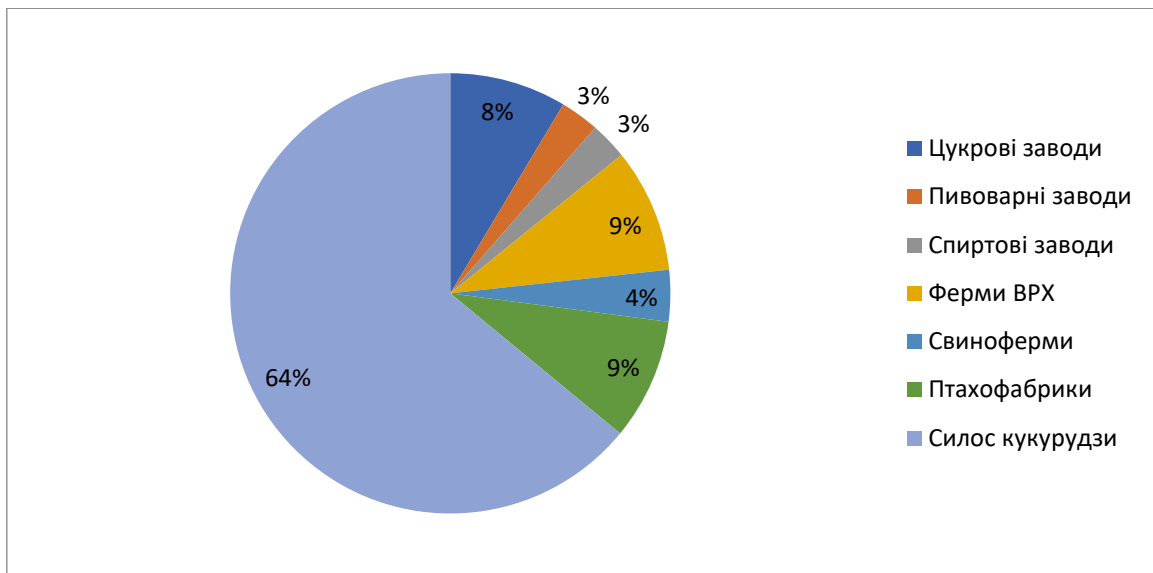
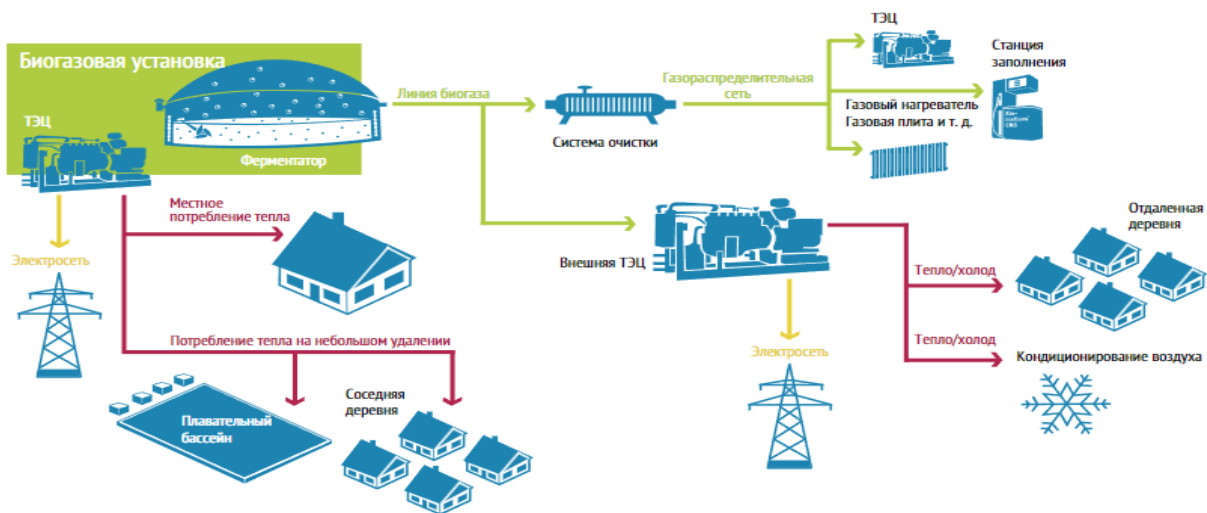


Рисунок 3 – Сировина, яка може використовуватися для виробництва біометану

Загалом використання біопалива знижує залежність від нафтопродуктів, забезпечує більш стабільні тарифи на енергію, розвиває вітчизняну промисловість та покращує енергетичну безпеку. Це важливий крок у напрямку підвищення екологічної відповідальності

Ось така схема використання біогазу запропонована в [6]



Отже, необхідність вирішення екологічної та енергетичної проблем змушують створювати різні методи переробки біомаси. З кожним роком з'являються все більше нових технологій, а старі вдосконалюються. Тому питання отримання біогазу як альтернативного джерела енергії є актуальним для нашої країни і для всього світу в цілому.

Література

1. Використання біопалива для виробництва теплової енергії? [Електронний ресурс] - Режим доступу: https://pdf.usaid.gov/pdf_docs/PA00MD8R.pdf
2. Використання енергії вітру та біопалива в машинобудівній галузі промисловості https://elib.tsatu.edu.ua/dep/mtf/ophv_4/page11.html
3. Біогазові технології в Україні. Встановлення та робота біогазових установок http://cba.org.ua/one/images/stories/CBA_news/Innovations_in_CBA/Budivnyctvo_i_ekspl_Biogaz_2011.pdf
4. В Україні запрацював перший біометановий завод <https://landlord.ua/news/v-ukraini-zapratsiuvav-pershyi-biometanovyi-zavod>
5. «Зелений» газ з відходів: коли біометан допоможе Україні стати енергонезалежною <https://www.epravda.com.ua/publications/2022/10/6/692287/>
6. Біогаз https://www.energiewende-global.com/fileadmin/user_upload/giz-website/Media_Library/Erneuerbare_Energien/Pererabotka_organicheskikh_otkhodov_v_biogaz.pdf

Євланов М. В., д-р. техн. наук, проф.;

Харківський національний університет радіоелектроніки, м. Харків, Україна

Антощенко Р. В., д-р. техн. наук, проф.;

Черепньов І. А., канд. техн. наук., ст. наук. співр., доц.

Державний біотехнологічний університет, м. Харків, Україна

ОСОБЛИВОСТІ ПОБУДОВИ ПІДСИСТЕМИ ЗБОРУ ІНФОРМАЦІЇ СИСТЕМИ МОНІТОРИНГУ СТАНУ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА УКРАЇНИ

Проектування і розробка підсистеми збору інформації залишається однією з найскладніших проблем створення систем моніторингу стану навколишнього середовища. Додаткові труднощі виникають, якщо цю підсистему необхідно проектувати та розробляти на замовлення країн, які обмежені у ресурсах але мають значну територію. До числа таких країн відноситься і Україна.

Зазвичай для вирішення проблем збирання даних на великій території використовують результати фото-або відеоспостереження, які зроблено з борту літаків або космічних апаратів. Але такі способи збирання даних формують зображення об'єктів, цікавих з точки зору моніторингу стану навколишнього природного середовища, які складаються з одного пікселя або невеличкої їх кількості. І хоча сучасні дослідження [1] підтверджують можливість розпізнавання на аерофотозйомках окремих не дуже великих об'єктів (наприклад, літаків або кораблів), такі об'єкти все ж значно більші за розмірами, ніж об'єкти навколишнього середовища, наприклад великі тварини.

У зв'язку з цим значну цікавість викликаю можливість використання для збирання даних щодо стану навколишнього природного середовища фото-та відеоінформацію, отриману з камер, що розташовані на безпілотних літальних апаратах (БПЛА). Ці технічні засоби зазвичай працюють на висотах, значно менших, ніж висоти наглядних польотів літальних апаратів (окрім що, хіба, гелікоптерів). Зображення, отримані з таких висот, мають більш високу якість, ніж зображення, отримані з супутників чи літаків на великих висотах. Останні досягнення в галузі технологій зробили БПЛА все більш доступними та ефективними, що дозволяє швидко отримувати великі обсяги аероданих у високій якості. Паралельно з цим прогрес у

алгоритмах виявлення об'єктів та обчислювальної потужності дозволив обробляти зображення швидко та точно.

На рис. 1 наведено схему побудови системи розпізнавання діяльності худоби [2], яка є одним з різновидів системи моніторингу стану навколишнього природного середовища. Система розпізнавання діяльності худоби спрямована на вирішення спеціалізованого набору задач, які відносяться до множини задач моніторингу стану навколишнього природного середовища. До такого набору задач зазвичай відносять [3]:

а) переписи: органи влади повинні періодично проводити підрахунок тварин для моніторингу здоров'я тварин у парках дикої природи, мисливських центрах, мисливських угіддях тощо;

б) запобігання браконьєрству: було проведено багато досліджень щодо моніторингу видів, що знаходяться під загрозою зникнення (тисячі слонів, носорогів тощо щороку вилловлюються бракон'єрами в Африці, навіть до цього дня);

в) мінімізація людського втручання: запобігання нещасним випадкам і збиткам від конфліктів між людьми і тваринами в прикордонних регіонах;

г) моніторинг поголів'я: автоматизація обліку поголів'я для моніторингу сільськогосподарської продукції.

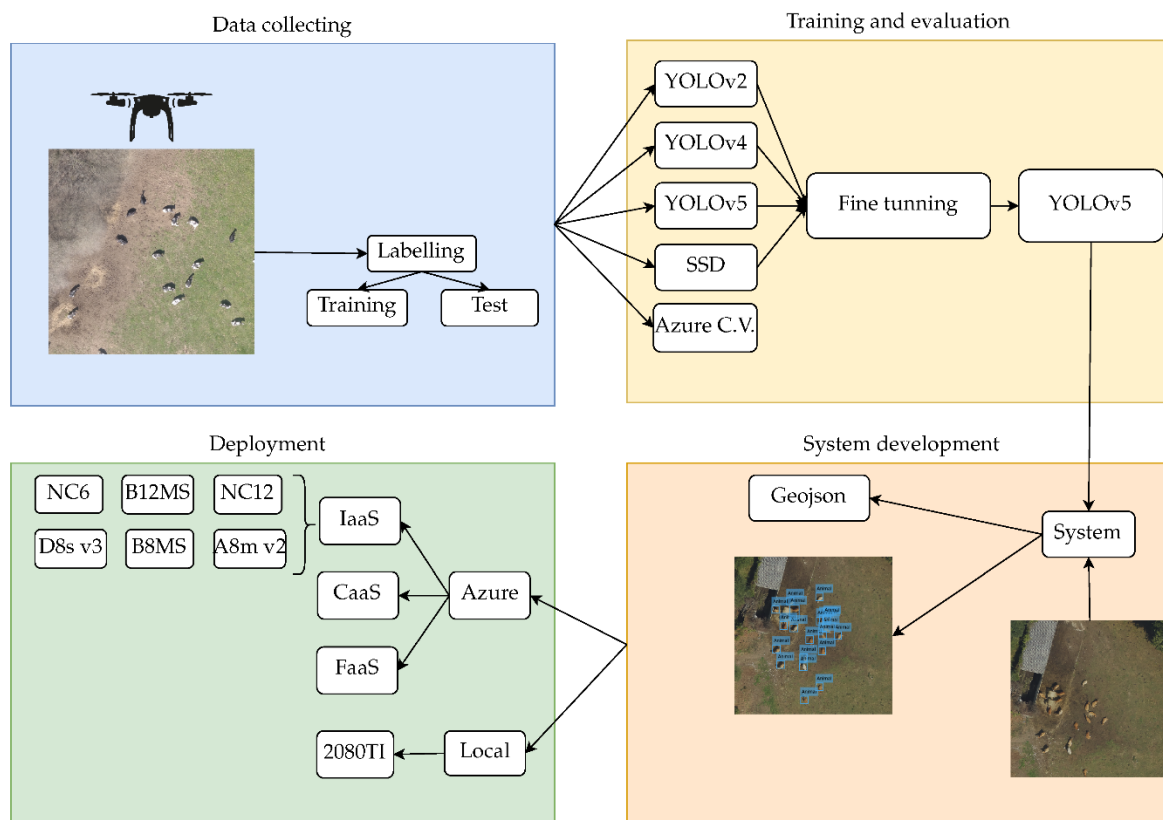


Рисунок 1 – Порядок розробки системи розпізнавання діяльності худоби [2]

Як показано на рис. 1, підсистема збирання інформації повинна надсилати до центрального ядра системи світлини або відеокадри. Інформація, подана у подібних форматах, підлягає подальшій обробці із використанням засобів штучного інтелекту. За наведеними у [2] результатами досліджень, обсяг даних, який надходить з безпілотних літальних апаратів, може припускати реалізацію системи моніторингу стану навколишнього природного середовища не тільки з використанням хмарних інформаційних технологій (наприклад, таких, як Microsoft Azure [2]), а й на окремих серверах баз даних та додатків, які є невід'ємною частиною сучасних інформаційних систем управління підприємствами.

Але використання безпілотних літальних апаратів для моніторингу стану навколишнього природного середовища зараз носить переважно епізодичний характер. Так, наприклад, у [3] такі апарати були використані для моніторингу популяції оленів у північно-західній Сербії у густому лісовому середовищі. Загальна площа мисливських угідь у цьому регіоні Сербії становить 2619 га, з яких 630 га огорожені. Для збирання фотозображень оленів та диких кабанів було використано три різні безпілотні літальні апарати: DJI Phantom 4 Pro V2.0, Parrot Company SenseFly eBee та DJI Inspire 1. Характеристики цих апаратів показано на рис. 2.

Однією з найважливіших особливостей цих літальних апаратів є їх досить незначний час перебування у повітрі (від приблизно 18 хвилин у DJI Inspire 1 до 50 хвилин у Parrot Company SenseFly eBee. Після вичерпання цього часу безпілотні літальні апарати повинні повертатися у точку старту, де вони проходять заправку паливом та передають інформацію, яку зібрали під час польоту. Тому для створення підсистеми збирання інформації системи моніторингу стану навколишнього природного середовища України виникає задача створення великої кількості точок базування безпілотних літальних апаратів, які б мали необхідний запас пального та обладнання передачі зібраної інформації до центрального ядра цієї системи.




	UAV performance	Camera specifications
 SenseFly e-Bee	Max weight 700 g Max take-off weight 700 g Max flight time Approx. 50 min Max speed 25 – 55.93 mph Max wind speed resistance 12 m/s Max tilt angle 20°	Canon IXUS 125 HS Bands Red, Green, Blue Sensor size ~ 6.16 × 4.62 mm Effective pixels 16.1 MP Lens 4.3 – 21.5 mm Field of view 24 mm Image max size 4608 × 3456
 DJI Inspire 1	Max weight 3060 g Max take-off weight 3500 g Max flight time Approx. 18 min Max speed 49 mph Max wind speed resistance 10 m/s Max tilt angle 35°	Zenmuse X3 RGB Bands Red, Green, Blue Sensor size 6.17 × 3.47 mm Effective pixels 12.4 MP Lens 20 mm Field of view 94° Image max size 4000 × 3000
 DJI Phantom 4 Pro	Max weight 1388 g Max take-off weight 1375 g Max flight time Approx. Approx. 30 min Max speed S – mode: 45 mph Max wind speed resistance 10 m/s Max tilt angle S – mode: 42° A – mode: 35° P – mode: 25°	1" CMOS Bands Red, Green, Blue Sensor size 13.2 × 8.8 mm Effective pixels 20 MP Lens 8.8 mm/24 mm Field of view 84° Image max size 4864 × 3648

Рисунок 2 – Характеристики безпілотних літальних апаратів DJI Phantom 4 Pro V2.0, Parrot Company SenseFly eBee та DJI Inspire 1 [3]

В якості таких точок для підсистеми збирання інформації пропонується використовувати вежі мобільного зв'язку. Слід зазначити, що Україна на поточний момент покрита вежами мобільного зв'язку більше, ніж на 90%. Значна кількість цих веж має питання електрикою, яка надходить із системи енергоживлення України. Тому за умов створення і використання безпілотних літальних апаратів, двигуни яких будуть живитися електроенергією від акумуляторів протягом часу від 20 хвилин до 1 години, стає можливим створення на базі кожної вежі мобільного зв'язку автоматичного вузла запуску, посадки, дозаправки та передачі зібраних даних. Ці вузли пропонується розглядати як головний типовий елемент підсистеми збирання інформації системи моніторингу стану навколишнього природного середовища України.

Література

1. Li, K.; Wan, G.; Cheng, G.; Meng, L.; Han, J. Object detection in optical remote sensing images: A survey and a new benchmark. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 2020, 159, 296–307.
2. Lema, D.G.; Pedrayes, O.D.; Usamentiaga, R.; García, D.F.; Alonso, Á. Cost-Performance Evaluation of a Recognition Service of Livestock Activity Using Aerial Images. *Remote Sens.* 2021, 13, 2318. <https://doi.org/10.3390/rs13122318>
3. Rančić, K.; Blagojević, B.; Bezdan, A.; Ivošević, B.; Tubić, B.; Vranešević, M.; Pejak, B.; Crnojević, V.; Marko, O. Animal Detection and Counting from UAV Images Using Convolutional Neural Networks. *Drones* 2023, 7, 179. <https://doi.org/10.3390/drones7030179>

Забара І. І.,

Сікідіна Т. М.

Комунальне підприємство «Міськводоканал» Сумської міської ради

ВИКОРИСТАННЯ ДРІЖДЖОВИХ ГРИБІВ В ЯКОСТІ АГЕНТІВ, ПОСИЛЮЮЧИХ МЕТАБОЛІЗМ МІКРООРГАНІЗМІВ АКТИВНОГО МУЛУ

*Дріжджі, що належать до роду *Saccharomyces*, являють собою сферу досліджень з великим потенціалом для використання у біотехнологіях, пов'язаних з біодеградацією забруднюючих речовин навколишнього середовища.*

Мета статті показати ефективність взаємодії мікроорганізмів активного мулу з деактивованими дріжджами роду *Saccharomyces* за допомогою методу біологічної індукованої активації метаболітами циклу Кребса..

Незважаючи на те, що гриби досліджуються рідше ніж бактерії, екологічний успіх грибів є вражаючим і включає в себе широке розмаїття родовидів і способів життя, які населяють кожен куточок нашої планети. В основі цього успіху лежить низка переплетених клітинних і біохімічних ознак грибів [1].

Еволюція перших простих одноклітинних грибів у водному середовищі сягає приблизно понад 1000 мільйонів років тому. Це дало початок розвитку двом найбільшим групам грибів: Basidiomycota та Ascomycota, які включають саме дріжджі. Термін «дріжджі» відноситься до мікроскопічних одноклітинних або диморфних грибів з основною одноклітинною стадією в навколишньому середовищі [2].

Дріжджі є переважно вільноживучими організмами - розкладачами, які допомагають прискорити декілька фундаментальних процесів в екосистемах, таких як розкладання органічної речовини, мінералізація поживних речовин, генерація біомаси як джерела поживних речовин для інших організмів. Також вони беруть участь у циклах азоту та сірки. Дріжджі підтримують різні типи екологічних взаємодій з іншими організмами (тваринами, рослинами, іншими грибами, бактеріями, водоростями тощо) у формі паразитів, мутуалістів, патогенів та інших. Так, дріжджі були виявлені у прісноводних середовищах, а саме: в річках, озерах, лиманах, лагунах, гейзерах, льодовиках тощо. Ці середовища можуть представляти комбінацію екстремальних умов (спеки, холоду, посухи, кислотності, лужності, осмолярності та інше) або

токсичних умов (забруднення різними хімічними речовинами, важкими металами, детергентами, нафтопродуктами тощо).

На сьогодні відомо близько 1500 видів дріжджів. Вивчення метаболічних процесів багатьох видів дріжджів, у тому числі тих, що мешкають в екстремальних середовищах, виявило численні можливості для розробки біотехнологічних застосувань у різних сферах. На даний час дослідниками створено кілька корисних моделей з використанням систем співіснування бактерій та дріжджів. Ці винаходи показали, що очищення стічних вод від важких металів та нафтопродуктів можливо, використовуючи спроможність мікроорганізмів сорбувати або акумулювати речовини за допомогою структури і складу клітинної оболонки мікроорганізмів. Властивості клітинної оболонки визначаються сукупністю функцій самої клітини, особливостями контакту її з навколишнім середовищем.

Деякі дріжджові гриби знаходять потенційне застосування у сфері біоремедіації (біологічного очищення території). Одним з прикладів є дріжджі *Yarrowia lipolytica*, які перероблюють пальмову олію у стічних водах млинів, вибуховий матеріал - TNT та багато інших вуглеводневих сполук [3].

Гриби характеризуються більш простою будовою клітини, на відміну від рослин, тварин та бактерій. Клітинна оболонка грибів характеризується тим, що її склад може змінюватися, коли за однією фазою зростання слідує інша, або в залежності від типу росту грибів (наприклад, гіфальних або дріжджоподібних). Властивості оболонки визначаються сукупністю функцій клітини гриба, особливостями контакту її з навколишнім середовищем. Склад клітинної оболонки у різних видів відрізняється. На її поверхні виявляються різні корисні ферменти.

Хімічний склад дріжджів достатньо нестійкий та залежить від їх виду і середовища, в якій вони розмножуються. Визначено, що дріжджі містять $\frac{3}{4}$ води і $\frac{1}{4}$ сухої речовини, до складу якої входять неорганічні речовини, вуглеводи, білки, жири й азот. В свою чергу, неорганічні речовини містять в основному фосфорну кислоту та калій, вуглеводи містять полісахариди, в білках багато амінокислот, а в жирах є насичені та ненасичені жирні кислоти. Крім того, в дріжджах міститься багато вітамінів (особливо групи B), а також мікро- і макроелементів (калій, фосфор, кальцій, залізо, цинк, мідь, йод та інші). Джерелами азоту для всіх дріжджів можуть бути солі амонію. Приблизно половина видів дріжджів має нітратредуктазу і може засвоювати нітрати.

Дріжджі *Saccharomyces cerevisiae* - це найбільш відомий та важливий для людини вид грибів. Вони можуть піддаватися термообробці і ставати неактивними,

але їх клітини при цьому не руйнуються, а білки, вітаміни та інші корисні речовини залишаються «в живих».

Результати мікроскопування виявили, що дріжджові гриби без термічної обробки та дріжджові гриби з термічною обробкою однаково рухомі, мають однакову форму клітин та однаковий колір фарбування відповідно методам фарбування за Грамом та за Нейссером.

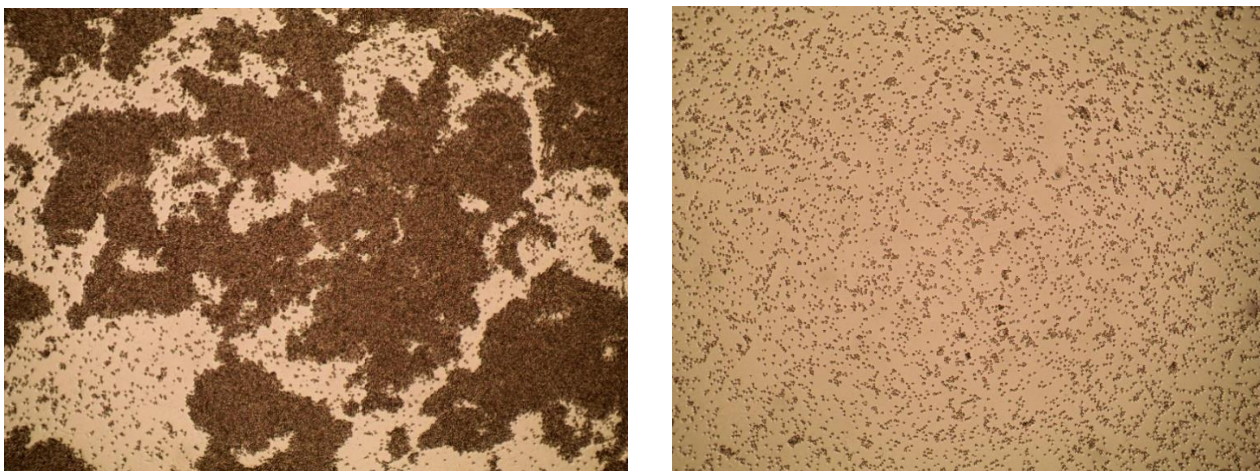


Рисунок 1 – Фотографія дріжджових грибів роду Saccharomyces без термічної обробки та після кип'ятіння протягом 10 хвилин (збільшення 10 x 10).

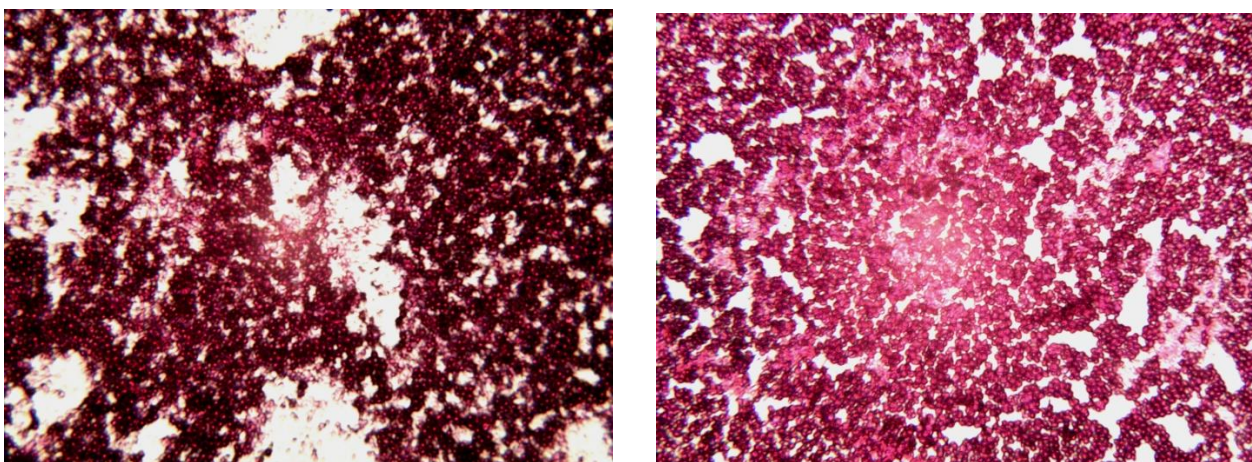


Рисунок 2 – Фотографія фарбування за Грамом дріжджових грибів роду Saccharomyces без термічної обробки та після кип'ятіння протягом 10 хвилин (збільшення 40 x 10).

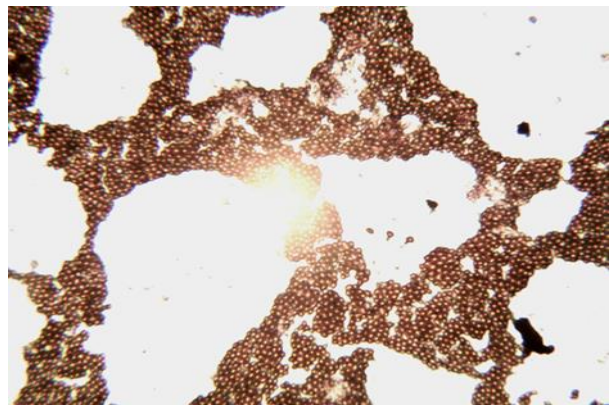
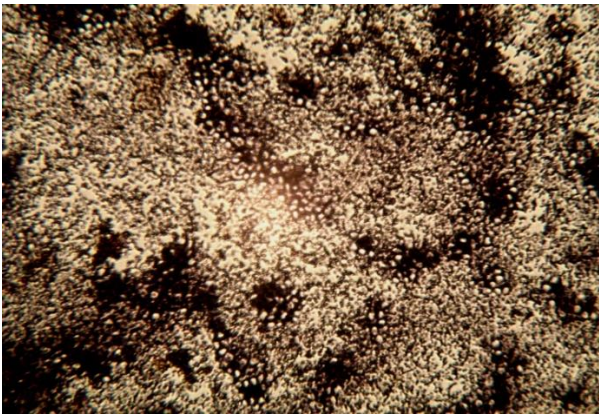


Рисунок 3 – Фотографія фарбування за Нейссером дріжджових грибів роду *Saccharomyces* без термічної обробки та після кип'ятіння протягом 10 хвилин (збільшення 40 x 10).

Враховуючи хімічний склад дріжджів, а особливо властивість дріжджів мати неактивний стан життєдіяльності з «живими продуктами метаболізму» після термообробки, було проведено лабораторний експеримент «Взаємодії мікроорганізмів активного мулу з деактивованими дріжджами».

Лабораторний експеримент «Взаємодія мікроорганізмів активного мулу з деактивованими дріжджами»

Дата проведення експерименту: 17.05.22 р. - 19.05.22 р.

Матеріал експерименту:

Проба №1: 700 см³ освітлених стоків з первинного відстійника № 4 та 50 см³ 10% розчину дріжджів (кип'ятили протягом 10 хвилин).

Проба №2: 700 см³ освітлених стоків з первинного відстійника № 4 та 50 см³ 10% розчину дріжджів (кип'ятили протягом 10 хвилин) та 250 см³ відстояного активного мулу з мулової камери №5.

Проба №3: 700 см³ освітлених стоків з первинного відстійника № 4 та 250 см³ відстояного активного мулу з мулової камери №5.

Умови експерименту: 17-18.05.2022 року проведена **біологічна активація** [4] проб №1, 2, 3; після біологічної активації проби №1, 2, 3 безперервно аерували протягом 1 доби (мікрокомпресор ARP-300 PLUS).

За результатами хімічного аналізу експерименту складено таблицю 1.

Таблиця 1 - Результати експерименту «Взаємодія активного мулу з дріжджами після проведення біологічної активації метаболітами циклу Кребса» за хімічними показниками.

Дата	Показник	Проба №1 (Стічні води + Дріжджі)		Проба №2 (Стічні води + Дріжджі + Активний мул)		Проба №3 (Стічні води + Активний мул)	
		До біоактивації	Після біоактивації	До біоактивації	Після біоактивації	До біоактивації	Після біоактивації

18.05.	Азот амонійний	37,26	26,03	36,62	0,20	38,59	0,30
-							
19.05	Амоній-іони	47,70	33,32	46,88	0,25	49,40	0,39
2022	Нітрити	<0,03	0,05	<0,03	0,13	<0,03	0,10
	Нітрати	0,84	1,50	0,88	120,5	0,90	120,2
	Фосфати	16,55	11,80	19,90	13,35	20,10	16,10
	АПАР	3,16	0,13	2,89	0,11	2,84	1,28

Згідно таблиці 1 за результатами хімічного контролю експерименту визначено:

- деактивовані дріжджові гриби не погіршують процес нітрифікації;
- деактивовані дріжджові гриби не збільшують кількість фосфатів;
- деактивовані дріжджові гриби *значно знижують концентрацію АПАР.*

Результати мікроскопування проб №1, 2, 3 до біологічної активації та після біологічної активації з деактивованими дріжджами наведено у таблиці 2.

Згідно таблиці 2 за результатами мікроскопування визначено:

- у **пробі № 1** присутні рухомі бактерії (одиначні), присутні в великій кількості дріжджові гриби;
- у **пробі №2** розвиток нитчастих бактерій та Актиноміцетів не спостерігається, індикаторні мікроорганізми в задовільному стані, коловертки рухомі, присутні одиначні дріжджові гриби, *спостерігаємо збільшення видового та зменшення кількісного складу індикаторних мікроорганізмів;*
- у **пробі №3** присутні Актиноміцети, нитчасті бактерії (Тип 1701, *Microthrix parvicella*), індикаторні мікроорганізми в задовільному стані, коловертки рухомі, *спостерігаємо зменшення видового та збільшення кількісного складу індикаторних мікроорганізмів.*

Таблиця 2 – Протокол мікроскопування проб №1, 2, 3 після біологічної активації

Дата	Види мікроорганізмів	Проба №1	Проба №2	Проба №3
		(Стічні води + Дріжджі)	(Стічні води + Дріжджі + Активний мул)	(Стічні води + Активний мул)
19.05.22	Амеби:			
	Cochlipodium sp.		1	
	Centropyxis aculeate		1	1
	Arcella vulgaris		65	95
	Arcella discoides		29	48
	Euglypha acanthophora		57	66
	Інфузорії:			

Epistylis bimarginata	відсутні	222	310
Carchesium batorligetiense			5
Opercularia coarctata		22	15
Vorticella convallaria			2
Acineta tuborosa		1	1
Tokophrya quadripartita		1	
Colpoda cucullus		13	10
Trachelophyllum pusillum		42	28
Коловертки:			
Lecane inermis		2	
Lecane closterocerca		3	9
Rotaria rotatoria		14	13
Rotaria tardigrada		2	3
Philodina roseola		5	11
Cephalodella incila		22	36
Encentrum putorius		1	
Інші хижачки:			
Monhistera sp.		1	1
Бактерії:			
Spirillae			присутні
Zoogloea ramigera		присутні	присутні
Дріжджові гриби	присутні (багато)	присутні (одиначні)	-
Нитчасті бактерії	-	Тип 1701, Microthrix parvicella	Тип 1701, Microthrix parvicella
Актиноміцети	-	присутні (мало)	присутні (мало)
Колонії бактерій	одиначні	присутні (багато)	присутні (багато)
Разом:	Кількість видів: 2	Кількість видів: 28 Кількість МО: 504x13=6552	Кількість видів: 23 Кількість МО: 654x13=8502

За отриманими результатами лабораторного експерименту було здійснено впровадження біологічної активації з деактивованими дріжджами на очисних спорудах м. Суми.

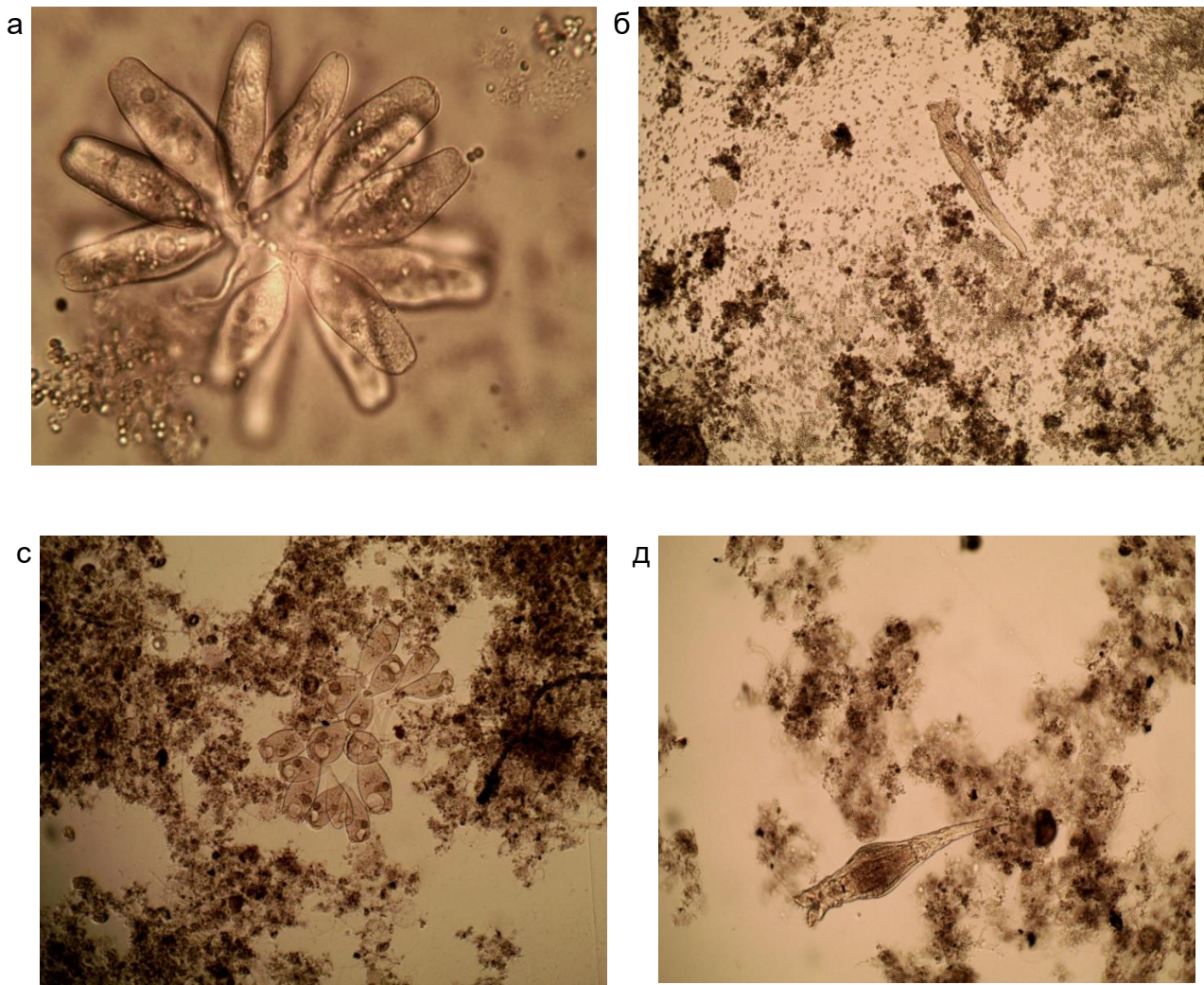


Рисунок 4 – Фотографія проби №2 у лабораторному культиваторі : а, б - до біологічної активації, с, д - після біологічної активації та аерування протягом 1 доби (а - збільшення 40x100; б, с, д- збільшення 10x10).

Висновки

1. Деактивовані дріжджові гриби покращують метаболізм активного мулу за рахунок білків, ліпідів, вітамінів та інших ферментів, які залишаються «живими».
2. Після отримання задовільного результату лабораторного експерименту було визначено проводити біологічну активацію мулу з деактивованими дріжджами на очисних спорудах, особливо для підвищення ефективності очищення стічних вод від сполук АПАР.
3. Біологічну активацію мікроорганізмів активного мулу з деактивованими дріжджами можна використовувати для зменшення дози мулу, при цьому видовий склад біоценозу збільшується й ефективність очищення стічних вод не погіршується.

Література

1. Мігель А. Наранхо-Ортіс, Тоні Габальдон (Іспанія). Еволюція грибів: клітинна, геномна та метаболічна складність. Оригінальна стаття. Журнал «Біологічні огляди». 17 квітня 2020 р. <https://doi.org/10.1111/brv.12605>
2. Стармер В.Т., Лашанс М.-А. Екологія дріжджів. У: Kurtzman CP, Fell JW, Boekhout T., редактори. *Дріжджі: Таксономічне дослідження*. Elsevier Science; Лондон, Великобританія: Берлінгтон, Массачусетс, США: 2011. С. 65–83.
3. Fickers, P; Benetti PH, Wache Y, Marty A, Mauersberger S, Smit MS, Nicaud JM (April 2005). Hydrophobic substrate utilisation by the yeast *Yarrowia lipolytica*, and its potential applications.. *FEMS Yeast Res.* **5** (6-7): 527–543. PMID 15780653.
4. Спосіб біологічної індукованої активації мікроорганізмів активного мулу. Патент на корисну модель 145609 України, МПК C02F 3/12 (2006/01) c02F (2006/01); заявник та утримувач патенту КП «Міськводоканал» Сумської міської ради - № u 202004368; опубл.28.12.2020, Бюл.№24

Зінченко І. В., зав. лаб.;

Бабіч О. В., канд. техн. наук;

Ангіна Л. С.,

Кононенко К. С.

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

ПОВОДЖЕННЯ З БІОЛОГІЧНИМИ (ХАРЧОВИМИ І «ЗЕЛЕНИМИ») ВІДХОДАМИ В ЄВРОПЕЙСЬКОМУ СОЮЗІ (АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД)

Комісія Європейських Спільнот (Брюссель, 3.12.2008 COM (2008) 811 фінал) визначила біовідходи як біорозкладні садові та паркові відходи, харчові та кухонні відходи домашніх господарств, ресторанів, підприємств громадського харчування та торгових приміщень, а також відповідні відходи підприємств харчової промисловості. До біовідходів не входять лісові або сільськогосподарські відходи, гній, осад стічних вод або інші відходи, що біорозкладаються, такі як натуральний текстиль, папір або оброблена деревина [1]. Біовідходи – це гниючі, як правило, вологі відходи. Існує два основних потоки – «зелені відходи» з парків, садів тощо та кухонні відходи. Варіанти поводження з біологічними відходами включають, крім запобігання потрапляння у джерела, збір (окремо або зі змішаними відходами), анаеробне зброджування та компостування, спалювання та поховання на звалищі. Екологічні та економічні переваги різних методів очищення значною мірою залежать від місцевих умов, таких як щільність населення, інфраструктура та клімат, а також від ринків супутніх товарів (енергії та компостів).

За даними звіту Всесвітнього банку за 2018 рік What a Waste 2.0: Глобальний огляд поводження з твердими відходами до 2050 року [2], на міжнародному рівні найбільшою категорією відходів є харчові та екологічно чисті відходи, на частку яких припадає 44 % загальносвітових відходів (рисунок 1). Сухі вторсировинні відходи, такі як, пластик, папір і картон, метал і скло, складають 38 % відходів.

Склад світових відходів

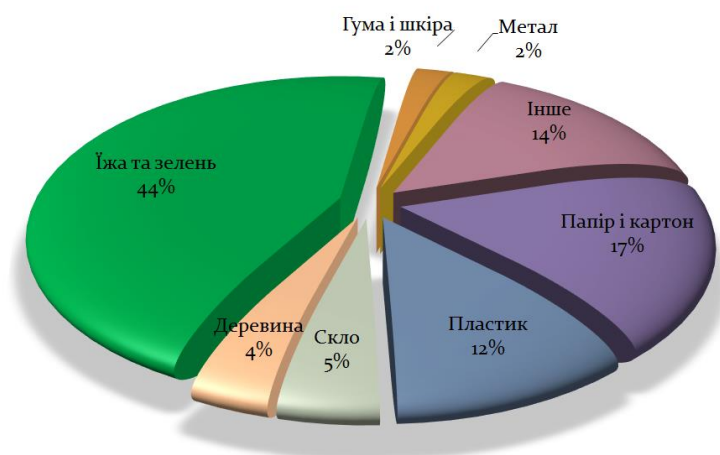


Рисунок 1 – Склад світових відходів

Загальне щорічне утворення біовідходів у ЄС оцінюється у 76,5-102 млн. тонн харчових та садових відходів, включених до складу змішаних твердих побутових відходів та до 37 тонн у харчовій промисловості та виробництві напоїв [1].

За даними Продовольчої і сільськогосподарської організації ООН (Food and Agriculture Organization, FAO) у світі щорічно втрати продуктів харчування (відходів продовольства) становлять близько 1,3 млрд. т. [3] або 14 - 16 % від продукції, що виготовлена [4]. Звіт за Програмою Організації Об'єднаних Націй по навколишньому середовищу про індекс харчових відходів 2021 (ЮНЕП, 2021 р.) показує, що кожна людина у всьому світі викидає в середньому 74 кг їжі щороку. Оцінки економічних втрат від їжі, що викидається, становлять від 3,2 до 6,1 євро на кг їжі, що викидається, на тиждень на домогосподарство [5].

Згідно з висновками доповіді Програми ООН з навколишнього середовища (ЮНЕП) про Індекс харчових відходів (березень, 2021 р.), щорічно світ втрачає або викидає 1,3 мільярда тонн продовольства [6].

За даними Доповіді Продовольчої і сільськогосподарської організації, Всесвітньої продовольчої програми, Всесвітньої організації охорони здоров'я та інших агентств ООН (липень 2022 року) одна десята населення світу або 828 млн. осіб недоїдали в 2021 році [7].

Окрім загострення голоду та відсутності продовольчої безпеки, втрата харчових продуктів та відходів сприяє розширенню трьох планетарних криз, які загрожують нашому загальному майбутньому – зміна клімату, втрата біорізноманіття та забруднення. Незважаючи на те, що втрати продуктів харчування спостерігаються у всій продовольчій системі, важливу роль відіграють окремі люди і домогосподарства.

Фактично, враховуючи, що в домогосподарствах було втрачено майже 570 млн тонн відходів, їх дії мають вирішальне значення [8].

ЮНЕП та Інститут глобальних екологічних стратегій (IGES) розробив рекомендації, щодо технологій обробки твердих побутових відходів компостуванням, як одним з кращих варіантів поводження з органічними відходами, при цьому відбувається зниження впливу на довкілля [9].

Відмічено, що відпрацьована технологія компостування органічних відходів допоможе знизити залежність від хімічних добрив, відновити родючість ґрунту, поліпшити методи утримування вологи в ній, а також забезпечити доставку поживних речовин до рослин.

Руйнується або марно викидається майже третина всіх вироблених продуктів харчування. Втрати у вигляді харчових відходів щорічно складають 7,5 трлн. \$. [10] і це негативно впливає на соціально-економічні ресурси через їх нераціональне використання. Так само харчові відходи негативно впливають на навколишнє середовище, тому що в основному в світі застосовується практика захоронення їх на звалищах. А це негативно впливає на всі складові довкілля: ґрунти, підземні джерела, повітря і звичайно становлять небезпеку здоров'ю людини. Так само, за даними Food and Agriculture Organization (FAO) харчові (органічні) відходи є одним з головних антропогенних факторів, які сприяють виникненню парникового ефекту за рахунок утворення парникових газів, що становлять 8% всіх викидів. Глобальні втрати продовольства і відходи щорічно призводять до 4,4 GtCO₂ екв, або близько 8% від загального обсягу антропогенних викидів парникових газів. Тобто, внесок викидів від харчових відходів у глобальне потепління майже еквівалентний (87%) глобальним викидам автомобільного транспорту [11].

Дослідниками (Umar T., 2021) [12] розроблені різні схеми оцінювання викидів парникових газів від ТПВ під час застосування різних способів поводження з відходами: захоронення, компостування і переробки. Було зроблено висновок, що процес захоронення і компостування органічних відходів зазвичай має збільшення викидів проти звичайної практики захоронення відходів. Як альтернативний метод було запропоновано метод спалювання ТПВ, який може задовольнити певні потреби в електроенергії, які допоможуть Оману покращити свої показники стійкості у галузі енергетики, зміни клімату, скорочення відходів та економічного зростання. Однак перспективнішим і чистішим методом виробництва енергії може бути виробництво газоподібного водню з відходів в Омані [13].

Генеральна Асамблея ООН в 2015 р., прийняла Резолюцію в галузі сталого розвитку (Sustainable Development Goals) на період до 2030 р., який задав орієнтири для глобальних процесів найближчих років [14].

Суть Порядку, прописаного в Резолюції, полягає в 17 амбітних цілях у сфері сталого розвитку, так званих цілях сталого розвитку (ЦСР), які повинні виконати до 2030 р. з метою досягнення кращого і більш стійкого майбутнього для життя на нашій планеті. Ціль 13 включає завдання, пов'язані з підвищенням стійкості до наслідків зміни клімату, які містять рішення проблем боротьби з забрудненням довкілля, зокрема вирішення питання з відходами.

Наприкінці 2019 року на рівні ЄС були введені загальна методологія та мінімальні вимоги до якості для узгодженого вимірювання рівнів харчових відходів, що утворюються на національному рівні (делеговане рішення ЄС, 2019 р.). Цю методологію повинні використовувати всі держави-члени ЄС для виконання цілей, введених Директивою ЄС 851/2018 щодо відходів. Загальна мета полягає в тому, щоб до середини 2022 року отримати першу європейську базу даних про харчові відходи, необхідну для визначення нових цілей, спрямованих проти явища харчових відходів та їх утилізації [5].

Для стимулювання раціонального поводження з відходами впроваджують ефективні методи фінансового стимулювання на рівні уряду. Фінансові стимули можуть бути пов'язані з поділом джерел, збором відходів, зменшенням обсягу відходів, що утилізуються, та утилізацією відповідно до визначених місць та планування. Наприклад, в Нінбо, Китай, фінансування на основі результатів використовується для заохочення домогосподарств у висотних житлових комплексах до відокремлення органіки та вторсировини. Уряд економить гроші, оскільки менше відходів захоронюється, і повертає частину заощаджень як фінансовий стимул для громадян, які розділяють свої відходи. Крім того, деякі міста стягують з громадян лише плату за утилізацію залишкових відходів або встановлюють плату за змішану утилізацію відходів, яка вище, ніж плата за послуги з переробки. У Кітакюсю, Японія, уряд надає компостні урни домогосподарствам і проводить громадські семінари з компостування, які відвідали тисячі громадян. Управління органічними відходами на побутовому рівні є дешевшим для громадян Кітакюсю, ніж оплата за обсягом за формальні послуги з утилізації (Мацуо н.д.).

Перспективними методами, які поширюються в країнах ЄС є методи засновані на компостуванні. У світовій практиці поводження з відходами метод компостування займає більше 5 %.

Середня продуктивність підприємства в Європі – 100 тис.т/рік і немає тенденції до зростання і технічні рішення для компостування дозволяють досягти високої техніко-економічної ефективності навіть за малою продуктивністю, що є значною перевагою.

Поводження з біовідходами в ЄС, звичайно, включає спалювання, як ТПВ і біологічне оброблення (компостування і анаеробне зброджування).

Залежно від енергоефективності спалювання може розглядатися як рекуперація енергії або як утилізація [15]. Оскільки ефективність спалювання знижується через вологі біовідходи, більш ефективним є видалення біовідходів з муніципальних відходів. З іншого боку, біовідходи, що спалюються, розглядаються як вуглецево-нейтральне «відновлюване» паливо за змістом Директиви про відновлювану електроенергію [16] та запропонованої Директиви про заохочення до використання енергії з відновлюваних джерел (Пропозиція Європейського парламенту і Ради про спільне використання енергії з природних джерел, Брюссель, 2008) [17].

Для вибору методу утилізації харчових або «зелених» відходів важливе значення має роздільне збирання ТПВ. Відділення харчових і «зелених» відходів від основної маси ТПВ практикують в Австрії, Швейцарії, Німеччині, Нідерландах, Швеції та Норвегії. Але по всіх країнах, де є роздільне збирання харчових відходів в контейнери з «іншими» відходами потрапляє значна кількість фракцій, що біологічно розкладаються (в середньому 60 – 70 кг/люд у рік) [18]. Цей недолік пов'язаний з наявністю упаковки, яка забруднена залишками їжі. Категорія таких «інших» відходів, відповідно до Директиви 2008/98 / ЕС підлягає обов'язковому знешкодженню термічними або механобіологічними методами.

Схеми роздільного збору функціонують у багатьох країнах Євроспівки. Кухонні відходи найчастіше збираються і переробляються як частина змішаних комунальних ТПВ. Переваги роздільного збору включають відведення відходів, що легко розкладаються, із звалищ; підвищення теплотворної здатності решти ТПВ і отримання чистішої фракції біовідходів, для перероблення її у високоякісний компост або ефективного виробництва біогазу.

Біологічне оброблення (включаючи компостування і анаеробне зброджування) може бути класифікована як переробка, якщо компост (чи дигестат) використовується на землі або для виробництва живильних середовищ. Якщо таке використання не передбачене, його слід класифікувати як попередню обробку перед захороненням або спалюванням. Крім того, анаеробне зброджування (отримання біогазу для енергетичних цілей) розглядається як рекуперація енергії. Компостування є найбільш

поширеним методом біологічного оброблення «зелених відходів» і деревних матеріалів.

Приклади застосування технології компостування або установок компостування у країнах світу

У Франції для обробки харчових відходів застосовують установку Thermo postage [19]. При цьому шлам змішують із структуруючим побічним продуктом, щоб надати суміші достатню пористість. Усі вантажно-розвантажувальні операції повністю автоматизовані. Використання закритих біоконтейнерів дозволяє повністю контролювати неприємний запах та видалення газів. Потужність установки: 2500 т/ рік; мінімальна вологість мулу – 14%; обсяг осаду, що переробляється – 250 м³ на місяць; корисний обсяг біоконтейнерів – 30 м³. В якості домішок використовують тирсу, стружку та подрібнені зелені відходи. Компостування здійснюється у двох модулях, які складаються з шести біоконтейнерів (12 одиниць). Передбачена дезодорація. У біоконтейнерах відбуваються термофільні біологічні реакції. За три тижні компост стабілізується; потім він піддається дозріванню у стелажах або у валках, перш ніж зберігатися та дозрівати відповідно до його використання у певних місцях. Установка є автоматизованою та модульною, що дозволяє дуже легко адаптувати її продуктивність до змін тоннажу, що підлягає обробці.

У Німеччині, В LIPPE на найбільшому в Європі центрі поводження з ТПВ (площею 230 га) здійснюється перероблення хімікатів, деревини, пластмас, промислових відходів, а також є станція компостування харчових відходів. Щорічно в центрі переробляють 980000 т відходів і отримують 500000 т матеріалів і 337 ГВт-год енергії. Санітарно-захисна зона складає 500 м. Під час переробки не виробляються викиди токсичних речовин в атмосферу, проте попереджається викид 400000 т парникових газів (дані звіту Всесвітнього банку в 2018 р. What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050) [2].

У Фінляндії з 2016 р. заборонено захоронення біологічних відходів. Відходи переробляються або компостуванням або за технологією отримання біогазу. Для цього використовують такі відходи, як органічна фракція ТПВ, осад стічних вод і гній. З 2016 р. в країні функціонує 194 комплексів компостування. Під час компостування в умовах відсутності кисню, виробляється метан, який використовується, як джерело енергії [20]. Комплекси переробки біологічних відходів знаходяться у володінні муніципалітетів, державних і приватних підприємств.

У Швеції застосовують компостування у регіоні Гетеборг [21,22] з використанням спеціальних барабанів [23] та інших незвичайних технологій переробки осаду стічних вод з запобіганням утворення неприємного запаху [24].

Широко відома практика застосування технології компостування осаду стічних вод у країнах Східної Європи і Балтії.

У Польщі, у рамках проекту європейського фонду регіонального розвитку (ERDF) у м. Тчеві збудовано сучасне підприємство з компостування на основі мембран. Мета проекту – забезпечити постійне ефективне, екологічно безпечне поводження з осадом стічних вод. Отриманий компост можна повторно використовувати як сировину, якщо він відповідає вимогам щодо вмісту важких металів та патогенних мікроорганізмів [25, 26];

В Латвії [27] на виконання вимог Європейського законодавства впроваджений проект поводження з органічними відходами розповсюджувався на муніципальні, приватні, сімейні господарства. Нині компостується близько 40% органічних відходів, а більшість інших вивозиться на звалища. Щоб зменшити кількість органічних відходів, що біорозкладаються, пропонується впровадити біологічне очищення відходів при поводженні з побутовими відходами. Проект спрямований насамперед на розробку та впровадження оптимальної схеми роздільного збору біорозкладних відходів. У Марупі було створено нову ділянку для компостування та покращено існуючу ділянку у Стопині. Потім вони використовувалися для проведення великомасштабних випробувань методів компостування на свіжому повітрі. На сміттєзвалищі Марупі (край Кекава) було встановлено біореактор, на якому тестуватиметься закрита технологія компостування. В рамках проекту було проведено порівняння трьох методів компостування (біореактор, штабель та валок) для одержання компосту високої якості. Отриманий компост можна використовувати в садах та в сільськогосподарських цілях. розрахунки ціни компостування, надані проектом, показують, що компостування на свіжому повітрі дешевше, ніж інші методи біологічної очистки. Вартість 10 євро за тонну менша, ніж вартість утилізації на нових санітарних звалищах (близько 15 євро за тонну). Компост, приготовлений у відкритих штабелях, дає низькоякісне добриво, але його можна безпечно використовувати як матеріал для покриття звалища.

В країнах Балтії спостерігається тенденція і практика компостування, як ефективного та безпечного методу обробки осаду [28].

У Латвії компанія Conti Chemicals (Рига), з 2005 р., виробляє для продажу високоякісний компост з осаду стічних вод (з додаванням свіжої тирси і посліду).

У Литві, у Вільнюсі з 2005 р. компанія BIASTRAS переробляє 37000 т у рік твердих органічних речовин з осаду стічних вод міських очисних споруд. Наповнювачем для отримання компосту є зелені відходи з міських парків та садів [28].

В Естонії, в Кохтла-Ярве, 2017, і на Тартуському водопроводі застосовують оригінальну технологію з переробки осаду стічних вод методом компостування (з додаванням деревної тріски, як наповнювача) [27, 28, 29].

У Фінляндії також застосовують компостування осаду стічних вод [20, 30].

У Західному мисі Південної Африки з 2018 р до 2027 р. проводилися заходи щодо заборони захоронення харчових відходів, які складають 40 відсотків від усіх відходів, що утворюються. Альтернативою захоронення є застосування технології компостування харчових відходів.

У Сан-Франциско (США), з 2002 р, муніципальна влада встановила курс щодо зменшення до нуля відправлення харчових відходів на звалища до 2020 року. У 2009 році прийнята постанова, яка зобов'язала всіх жителів і туристів компостувати харчові відходи. Сан-Франциско зараз є одним із найзеленіших міст Північної Америки та глобальним лідером у сфері управління відходами (Economist Intelligence Unit 2011).

Місто Нінбо в Китаї перенаправляє харчові відходи з багатоквартирних будинків в установки компостування або анаеробного [2].

У Східній Азії та Тихому океані харчові та «зелені» відходи складають близько 53 %. Багато міст в тій чи іншій мірі практикують утилізацію відходів. У Східній Азії та Тихому океані 23 з 28 міст повідомили, що переробляють деяку кількість відходів. Компостування розвивається як практика в містах з високим рівнем доходу або густо населених містах, таких як Веллінгтон, Нова Зеландія, Бангкок, Таїланд; і Сеул, Корея [2].

Таким чином, з огляду на впровадження технологій компостування державами Європи визначено, що стратегія належного та екологічно безпечного управління твердими побутовими відходами визнана нагальною потребою в усьому світі, а повторне використання та переробка цих відходів класифікується як найкращий підхід в комплексному управлінні поводження з ТПВ.

Література

1. GREEN PAPER. On the management of bio-waste in the European Union. COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES. Brussels, 3.12.2008 COM (2008) 811. [Електронний ресурс]. – Режим доступу:

<https://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2008:0811:FIN:EN:PDF>

(19.07.2023)

2. What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050.

[Електронний ресурс]. – Режим доступу:

<https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317> (19.07.2023)

3. Продовольчі втрати та харчові відходи у контексті стійких продовольчих систем / Доповідь Групи експертів високого рівня з питань продовольчої безпеки та харчування.

[Електронний ресурс]. – Режим доступу:

<https://www.fao.org/publications/card/ru/c/c9c03345-b531-4223-8ae9-a00d203896a2/>

(19.07.2023)

4. [Електронний ресурс]. – Режим доступу:<https://bossagro.kz/17418-fao-predstavil-platformu-dlya-borby-s-poteryami-i-porchej-pishhevoj-produkcii/> (19.07.2023)

5. Зобов'язання щодо боротьби з харчовими відходами: можливість змін для глобальної стійкості [Електронний ресурс]. – Режим доступу:

<https://agriregionieuropa.univpm.it/it/content/article/31/58/limpegno-contro-lo-spreco-alimentare-unopportunita-di-cambiamento-la> (19.07.2023)

6. Доповідь ЮНЕП про індекс харчових відходів за 2021. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [rikhttps://www.unep.org/ru/resources/doklad/doklad-yunep-ob-indekse-pischevykh-otkhodov-za-2021-god](https://www.unep.org/ru/resources/doklad/doklad-yunep-ob-indekse-pischevykh-otkhodov-za-2021-god) (19.07.2023)

7. Доповідь ООН: У 2021 році кількість голодуючих у світі досягла 828 млн.

[Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://www.who.int/ru/news/item/06-07-2022-un-report-global-hunger-numbers-rose-to-as-many-as-828-million-in-2021>

(19.07.2023)

8. Як компостування допоможе зменшити наш вплив на планету. [Електронний

ресурс]. – Режим доступу: <https://www.unep.org/ru/novosti-i-istorii/istoriya/kak-kompostirovanie-pomozhet-umenshit-nashe-vozdeystvie-na-planetu>

(19.07.2023)

9. CCET guideline series on intermediate municipal solid waste treatment technologies:

Composting. [Електронний ресурс]. – Режим доступу:

<https://www.unep.org/ietc/resources/publication/ccet-guideline-series-intermediate-municipal-solid-waste-treatment> (19.07.2023)

10. Global food losses and food waste, extent, causes and prevention. [Електронний ресурс]. – Режим доступу:

https://www.fao.org/fileadmin/user_upload/sustainability/pdf/Global_Food_Losses_and_Food_Waste.pdf (19.07.2023)

11. Food wastage footprint & Climate Change. [Електронний ресурс]. – Режим доступу:

<https://www.unclearn.org/wp-content/uploads/library/a-bb144e.pdf> (19.07.2023)

12. Umar T. Estimating Greenhouse Gas (GHG) Emissions from Municipal Solid Waste (Msw) in Oman Using Different Frameworks / *J. Solid waste Technol. Manag.* 2021. V. 47 (2). P. 332–348. DOI: <https://doi.org/10.5276/JSWTM/2021.332>
13. Umar T. Sustainable Energy Production from Municipal Solid Waste in Oman / *Proc. Inst. Civil Eng. – Eng. Sustainability*, P. 1–9. DOI:10.1680/jensu.21.00040
14. Resolution adopted by the General Assembly on 6 July 2017. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: https://ggim.un.org/documents/a_res_71_313.pdf (19.07.2023)
15. Annex II of the Waste Framework Directive, incineration facilities dedicated to the processing of MSW. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://ec.europa.eu/environment/pdf/waste/background.pdf> (19.07.2023)
16. Directive 2001/77/EC. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: https://en.wikipedia.org/wiki/Directive_2001/77/EC#:~:text=Directive%202001%2F77%2FE%20is,known%20as%20the%20RES%20Directive.&text=The%20directive%2C%20whic%20took%20effect,production%20from%20individual%20member%20states. (19.07.2023)
17. European Commission, Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on the promotion of the use of energy from renewable sources, Brussels, 2008. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52008SC0057> (19.07.2023)
18. Separate Collection of Bio-Waste in Europe [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://www.compostnetwork.info/policy/biowaste-in-europe/separate-collection/> (19.07.2023)
19. Термопостинг. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://www.suezwaterhandbook.fr/procedes-et-technologies/traitement-des-boues-deshydratees/le-compostage-des-boues/le-thermopostage> (19.07.2023)
20. Finnish national biogas statistics. Data year 2017. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://www.svkk.ru/vozmoshnosti-old/othody/biologicheskie-othody/> (19.07.2023)
21. Hallquist S. Beneficial Use of Sewage Sludge in the Gothenburg Region, Sweden / *Water Sci Technol.* 1984. No.16 (12), pp. 449–460.
22. Hovsenius G. Composting and Use of Compost in Sweden / *Journal (Water Pollution Control Federation)*. 1975. Vol. 47, No. 4, pp. 741-747.
23. QuantorXL® Drum composting – first approved system in Sweden. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://ecsab.com/en/quantorxl-drum-composting-first-approved-system-in-sweden/> (19.07.2023)

24. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://rus.postimees.ee/4067567/v-kohtla-yarve-primenyaetsya-neobychnaya-tehnologiya-po-pererabotke-osadka-stochnyh-vod> (19.07.2023)
25. Bozymcorresponding M., Siemiątkowski G. Characterization of composted sewage sludge during the maturation process: a pilot scale study/Environ Sci Pollut Res 2018. 25(34). pp. 34332–34342
26. Composting facility to improve waste management in Tczew, Poland. European Commission. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: https://ec.europa.eu/regional_policy/en/newsroom/news/2019/07/17-07-2019-composting-facility-to-improve-waste-management-in-tczew-poland (19.07.2023)
27. Treatment of Biodegradable Organic Municipal Waste Using Composting Technologies. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=2370 (19.07.2023)
28. From Sludge To Compost In Eastern Europe / BioCycle August 2008, Vol. 49, No. 8, p. 61. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://www.biocycle.net/from-sludge-to-compost-in-eastern-europe/>(19.07.2023)
29. The composting of sewage sludge. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://slideplayer.com/slide/4710049/>(19.07.2023)
30. Oulu Rusko biogas plant. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://www.gasum.com/en/About-gas/biogas/Biogas-plants/oulu-biogas-plant/>(19.07.2023)

Калініченко О. О.,

Мельников А. Ю., канд. техн. наук,

Нікітіна С. В.,

Волков Ю. В.,

Мартинюк Д. Т.

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

СТАН ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ МИКОЛАЇВСЬКОЇ ТА ХЕРСОНСЬКОЇ ОБЛАСТЕЙ У ЗВ'ЯЗКУ З НАДЗВИЧАЙНОЮ СИТУАЦІЄЮ, СПРИЧИНЕНОЮ ПІДРИВОМ ГРЕБЛІ ТА ГЕС КАХОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

У період з 06.07.2023 р. по 25.07.2023 р. НАУКОВО-ДОСЛІДНОЮ УСТАНОВОЮ «УКРАЇНСЬКИЙ НАУКОВО-ДОСЛІДНИЙ ІНСТИТУТ ЕКОЛОГІЧНИХ ПРОБЛЕМ» (УКРНДІЕП) була організована і проведена експедиція щодо відбору проб об'єктів довкілля на території Миколаївської та Херсонської областей у зв'язку з надзвичайною ситуацією, спричиненою підривом греблі та ГЕС Каховського водосховища, їх аналізу в польових умовах та направлення до Аналітичного центру установи для детального лабораторного аналізу.

Станом на 25.07.2023 р. на території Миколаївської та Херсонської областей, що зазнала підтоплення, відібрано 18 проб води, 17 проб ґрунту, 17 проб донних відкладень (ДВ). Відбір проб води здійснювали згідно з ДСТУ ISO 5667-6:2009 Якість води. Відбирання проб. Частина 6. Настанови щодо відбирання проб з річок і струмків (ISO 5667-6:2005, IDT). Відбір проб ґрунтів на відстані 20 метрів від берегу здійснювали згідно з ДСТУ ISO 10381-2:2004 Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 2. Настанови з методів відбирання проб (ISO 10381-2:2002, IDT), ДСТУ 4287:2004 «Якість ґрунту. Відбирання проб», та НД «Охорона навколишнього природного середовища та раціональне використання природних ресурсів. Якість довкілля. Відбір проб ґрунтів та відходів при здійсненні хіміко-аналітичного контролю просторового (загального і локального) забруднення об'єктів навколишнього природного середовища в районах впливу промислових, сільськогосподарських, господарсько-побутових і транспортних джерел забруднення. Інструкція». Відбір проб ДВ здійснювали згідно з ДСТУ ISO 5667-12:2001 Якість води. Відбирання проб. Частина 12. Настанови щодо відбирання проб

донних відкладень (ISO 5667-12:1995, IDT). Дата та місце відбору проб наведено в таблиці 1.

Таблиця. 1 – Характеристики відібраних проб

№	Дата	Місце відбору	Об'єкт контролю
1	10.07.2023	р. Інгулець, н.п.Даріївка	Вода, ґрунт, ДВ
2	10.07.2023	р. Кошова, після порту м. Херсон	Вода, ґрунт, ДВ
3	13.07.2023	р. Дніпро, м.Херсон, після Антонівського мосту	Вода, ґрунт, ДВ
4	13.07.2023	р. Інгулець, н.п.Даріївка	Вода, ґрунт, ДВ
5	13.07.2023	р. Дніпро, м.Херсон, район Нафтогавань, острів Карантинний	Вода, ґрунт, ДВ
6	14.07.2023	р. Інгулець, н.п. Давидів Брід	Вода
7	14.07.2023	р. Інгулець, н.п.Снігурівка	Вода
8	15.07.2023	р. Південний Буг, н.п. Галіциново Миколаївської обл., вул. Андрєєва	Вода, ґрунт, ДВ
9	15.07.2023	р. Південний Буг, м.Миколаїв, мікрорайон Матвіївка	Вода, ґрунт, ДВ
10	13.07.2023	р. Дніпро, після н.п. Милове	ґрунт, ДВ
11	17.07.2023	Дніпровський Лиман, н.п.Станіслав	Вода, ґрунт, ДВ
12	17.07.2023 18.07.2023	р. Інгулець, н.п.Велика Олександрівка	Вода Ґрунт, ДВ
13	15.07.2023	р. Південний Буг, н.п.Константинівка	Вода, ґрунт, ДВ
14	15.07.2023	р. Південний Буг, н.п.Лимани	Вода, ґрунт, ДВ
15	18.07.2023	р. Кошова, перед н.п.Дніпровське	Вода, ґрунт, ДВ
16	20.07.2023	р. Рвач після н.п.Кізомис	Вода, ґрунт, ДВ

В 16 пробах поверхневої води виміряно 1080 показників складу і властивостей, а саме: водневого показника, електропровідності, розчиненого кисню, ХСК, БСК5, сульфатів, хлоридів, мінералізації, біогенних речовин, 37 мікроелементів (в т. ч. важких металів), токсичних органічних сполук (в т. ч. нафтопродуктів, поліароматичних вуглеводнів, хлорорганічних та симтріазинових пестицидів, фталатів). Вимірювання проводили за методиками, внесеними до сфери об'єктів та процесів вимірювання Аналітичного центру УКРНДІЕП, система вимірювань якого пройшла позитивну оцінку на відповідність вимогам ДСТУ ISO 10012:2005 [1].

Оцінку отриманих результатів проведено шляхом порівняння з встановленими нормативами, а саме:

- поверхнева вода згідно з Гігієнічні нормативи якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення затверджені Затверджені Наказом Міністерства охорони здоров'я України 02 травня 2022 року № 721;

- ґрунт згідно з Нормативи гранично допустимих концентрацій небезпечних речовин у ґрунтах, а також перелік таких речовин Затверджені постановою Кабінету Міністрів України від 15 грудня 2021 р. № 1325.

Перевищення нормативів у воді спостерігалось для наступних показників: рН, розчинений кисень, ХСК, БСК5, сульфати, хлориди, мінералізація, рубідій, літій, натрій, алюміній, берилій, магній, марганець, залізо, бор, барій, цинк, ртуть, бенз(а)пірен, дибутилфталат. Детально кратності перевищення ГДК наведені на рис. 1 - 3.

Якість води обстежених водних об'єктів обмежена наступними перевищеннями ГДК:

Якість води в р. Дніпро в межах м. Херсон є незадовільною для питних, господарсько-побутових та інших потреб населення за: ХСК 1,5·ГДКг.-п. (при цьому БСК5 не перевищує норматив, що свідчить про органічне забруднення переважно антропогенного характеру); вмістом марганцю 1,4·ГДКг.-п.

Якість води в р. Інгулець в межах Миколаївської та Херсонської областей є незадовільною для питних, господарсько-побутових та інших потреб населення за низкою показників: вмістом хлоридів до 4,1·ГДКг.-п. та сульфатів до 2,2·ГДКг.-п., органічної речовини за ХСК та БСК5 до 36,9·ГДКг.-п. та 29,3·ГДКг.-п. відповідно в межах н.п. Давидів Брод; берилію (1 клас безпеки) до 1,1·ГДКг.-п. в межах н.п. Велика Олександрівка; ртуті (1 клас безпеки) до 3,1·ГДКг.-п., цинку до 5,5·ГДКг.-п. та барію до 3,6·ГДКг.-п. в межах н.п. Даріївка; рубідію до 1,6·ГДКг.-п., літій до 1,5·ГДКг.-п., натрію до 3,5·ГДКг.-п., алюмінію до 1,1·ГДКг.-п., магнію до 3,3·ГДКг.-п., марганцю до 2,4·ГДКг.-п., заліза до 2,3·ГДКг.-п. За мінералізацією, вмістом хлоридів та сульфатів воду р. Інгулець в середній його течії в межах Миколаївської та Херсонської областей можна класифікувати як солонувату.

Якість води в р. Кошова, яка є правою притокою Дніпра і протікає в межах м. Херсон, теж не відповідає питним, господарсько-побутовим та іншим потребам населення за показниками: берилій (1 клас безпеки) – 1,4·ГДКг.-п. в межах н.п. Дніпровське та бенз(а)пірен (1 клас безпеки) – 1,34·ГДКг.-п. в межах о.

Карантинний м. Херсон, а також розчинений кисень – менше встановленого нормативу в 1,1 рази, ХСК – 1,6·ГДКг.-п., марганець – 4,1·ГДКг.-п., залізо – 4,7·ГДКг.-п., дибутилфталат – 4,0·ГДКг.-п. Забруднення бенз(а)піреном корелює з найбільшим у цій пробі порівняно з іншими вмістом нафтопродуктів.

Якість води в р. Рвач, правого рукава Дніпровської дельти, в межах н.п. Кізомис Херсонської області є незадовільною для питних, господарсько-побутових та інших потреб населення за: ХСК – 1,2·ГДКг.-п., вмістом дибутилфталату – 17,3·ГДКг.-п. та вмістом берилію (1 клас небезпеки) – 1,4·ГДКг.-п.

Якість води в р. Південний Буг в межах Миколаївської області є незадовільною для питних, господарсько-побутових та інших потреб населення за показниками: ХСК до 17,5·ГДКг.-п. в межах н.п. Галіциново, БСК5 до 6·ГДКг.-п. в межах н.п. Матвіївка, хлориди до 8,5·ГДКг.-п., сульфати до 2,1·ГДКг.-п., натрій до 3,5·ГДКг.-п., магній до 3,9·ГДКг.-п., марганець до 1,9·ГДКг.-п, бор до 1,4·ГДКг.-п., при цьому найбільше перевищення нормативу ГДКг.-п. демонструють вміст хлоридів, натрію та магнію.

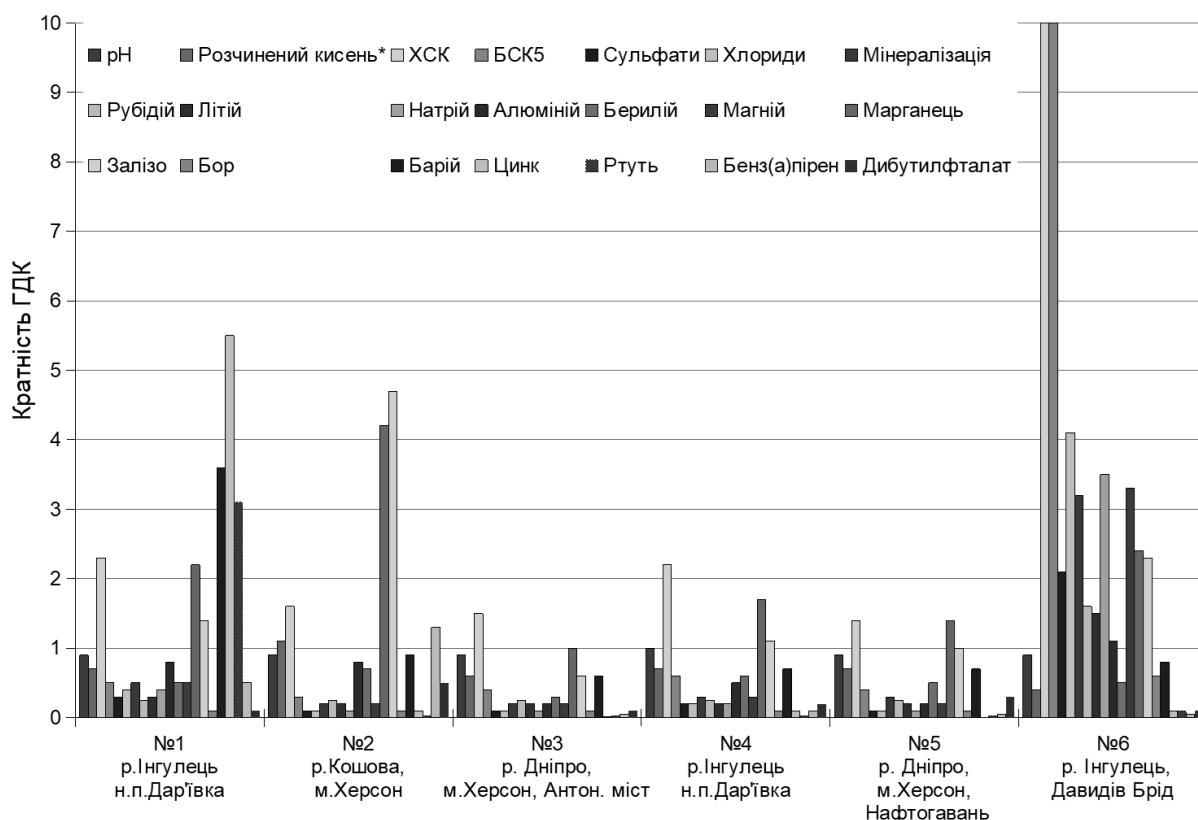


Рисунок 1 – Кратності перевищення ГДК для проб води 1-6. (*Кратність для вмісту розчиненого кисню розраховано, як відношення ГДК до виміряного значення)

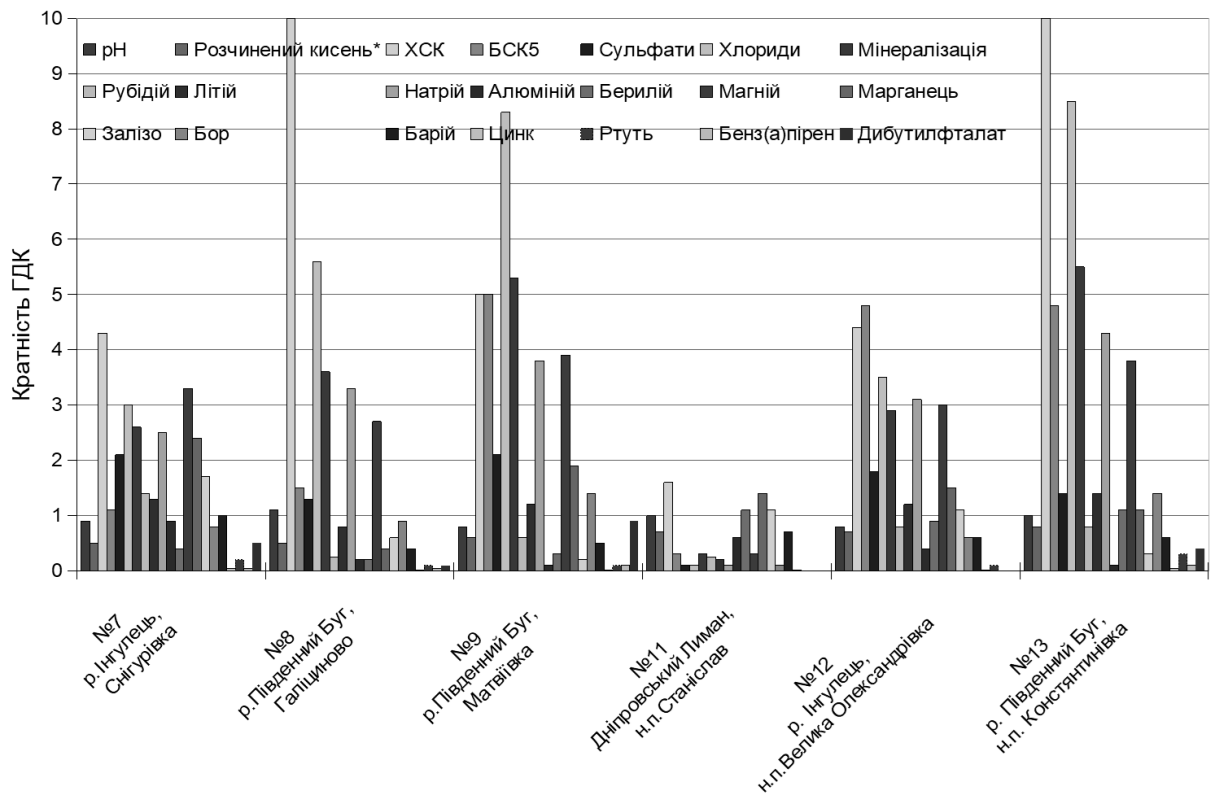


Рисунок 2 – Кратності перевищення ГДК для проб води 7-13.

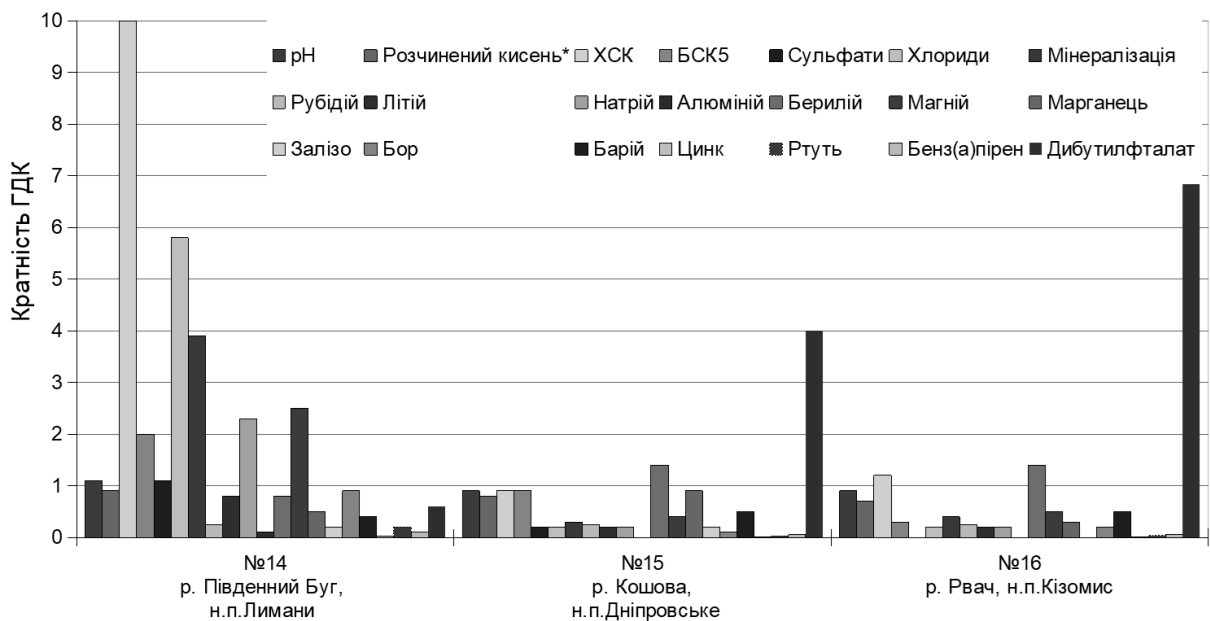


Рисунок 3 – Кратності перевищення ГДК для проб води 14-16.

Перевищення нормативів ГДК у ґрунтах спостерігається для наступних показників: хлориди, сульфати, нітрати обмінні, бор валовий, кадмій рухомий, марганець рухомий, свинець валовий, свинець рухомий, фосфор валовий, мідь рухома, цинк рухомий, калію хлорид (за K₂O) валовий, нафтопродукти, бенз(а)пірен,

ДДТ та метаболіти (сумарно). Детально кратності перевищення ГДК наведені на рис. 4 - 5.

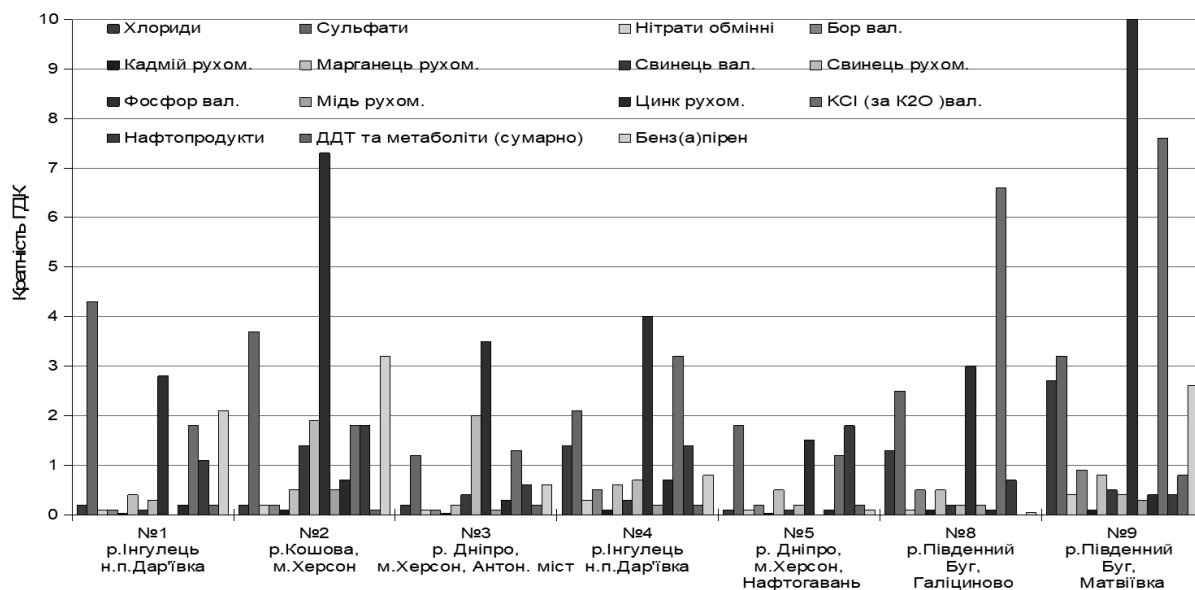


Рисунок 4 – Кратності перевищення ГДК для проб ґрунту 1-9.

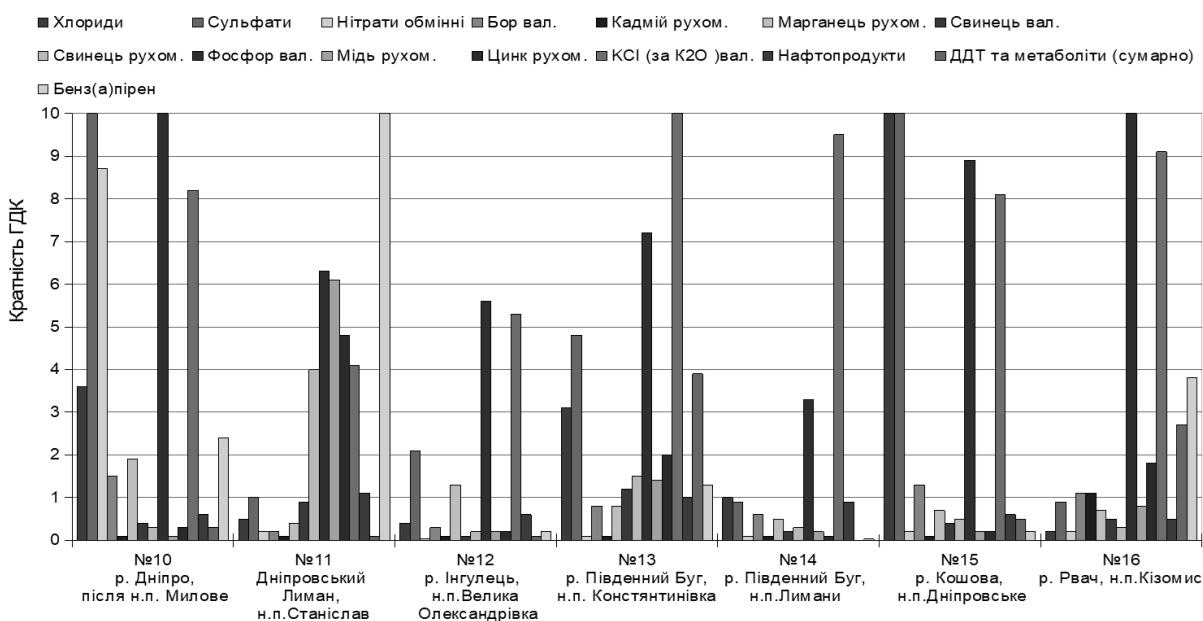


Рисунок 5 – Кратності перевищення ГДК для проб ґрунту 10-16.

Література

1. Свідоцтво про відповідність системи вимірювань вимогам ДСТУ ISO 10012:2005 № 01-0077/2021 від 19.07.2021 р.
 URL: <http://www.niiep.kharkov.ua/sites/default/files/Lab/svidotstvoiso.pdf>

Клімов О. В., канд. геогр. наук

Надточій Г. С.,

Клімов Д. О.,

Гайдріх І. М.

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

ВПЛИВ ВІЙСЬКОВОГО ВТОРГНЕННЯ РОСІЙСЬКОЇ ФЕДЕРАЦІЇ НА ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНИЙ ФОНД УКРАЇНИ

У 2023 році за дорученням Міндовкілля України було розпочато дослідження впливу повномасштабного військового вторгнення Російської Федерації на стан територій та об'єктів природно-заповідного фонду України.

В цьому році була зроблена кількісна оцінка впливу військового вторгнення на території та об'єкти природно-заповідного фонду в межах вторгнення та зони бойових дій.

Природно-заповідний фонд України в своєму складі біля 8,5 тис. територій та об'єктів загальною площею 4 млн га.

В зону вторгнення потрапили 1947 територій та об'єктів загальною площею біля 1,8 млн га у складі 10 адміністративних областей (табл. 1.).

Таблиця 1 – Площа територій ПЗФ в межах вторгнення

№	Область	Площа, га	Кількість об'єктів
1.	Київська	307900,02	89
2.	Чернігівська	271280,55	638
3.	Сумська	155622,47	242
4.	Харківська	43948,8	103
5.	Луганська	94200,06	204
6.	Донецька	89389,83	112
7.	Запорізька	160521,55	237
8.	Херсонська	374721,76	84
9.	Миколаївська	58025,71	27
10.	АР Крим	258693,99	211
	Всього	1814304,74	1947

Серед цих територій та об'єктів 36 установ природно-заповідного фонду: 15 Природних заповідників, 3 Біосферні заповідники та 18 Національних природних парків (табл. 2.).

Таблиця 2 – Категорії ПЗФ в межах вторгнення

Назва категорії	Кількість
Природні заповідники	15
Біосферні заповідники	3
Національні природні парки	18
Регіональні ландшафтні парки	32
Заповідні урочища	139
Заказники	1036
Пам'ятки природи	576
Ботанічні сади	6
Дендрологічні парки	8
Зоологічні парки	2
Парки-пам'ятки садово-паркового мистецтва	112
Всього	1947

Дослідження в зоні ведення бойових дій показали присутність 497 територій та об'єктів загальною площею біля 931 тис га (табл. 3).

Таблиця 3 – Площа території ПЗФ в зоні бойових дій

№ з/п	Область	Площа, га	Кількість об'єктів
1.	Київська	299448,12	49
2.	Чернігівська	51588,43	112
3.	Сумська	115235,6	54
4.	Харківська	31309,5	58
5.	Луганська	24390,04	53
6.	Донецька	71502,8	29
7.	Запорізька	24386,5	71
8.	Херсонська	255808,43	51
9.	Миколаївська	57491,91	20
Всього		931161,33	497

Серед цих територій: 4 Природних заповідника, 2 Біосферних заповідника та 10 Національних природних парків (табл. 4).

Таблиця 4 – Категорії ПЗФ в зоні бойових дій

Назва категорії	Область									
	Київська	Чернігівська	Сумська	Харківська	Луганська	Донецька	Запорізька	Херсонська	Миколаївська	Всього
Природні заповідники					2	2				4
Біосферні заповідники	1							1		2
Національні природні парки	1				1	2		3	1	10
Регіональні ландшафтні парки		1	1	6		1	1		2	12
Заповідні урочища	3	11	4	5	8			9		40
Заказники	28	94	42	40	22	14	62	17	9	328
Пам'ятки природи	14	4	3	6	18	10	7	10	7	79
Ботанічні сади										
Дендрологічні парки										
Зоологічні парки										
Парки-пам'ятки садово-паркового мистецтва	2	2	4		2			11	1	22
Всього	49	112	54	58	53	29	71	51	20	497

В наступному році необхідно організувати дослідження впливу повномасштабного військового вторгнення Російської Федерації на стан територій та об'єктів природно-заповідного фонду, Смарагдової мережі, екосистем, популяції видів тварин і рослин, що перебувають під загрозою зникнення та середовищ їх існування з урахуванням типу екосистем та таксономічної належності видів фауни і флори.

Розроблення практичних рекомендацій для відновлення порушених екосистем.

Луговий І. І., аспірант;

Саввова О. В., д-р. техн. наук;

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

Покросва Я. О. головний технолог

ПрАТ «Харківський плитковий завод» м. Харків, Україна

Пилипенко О. І., канд. техн. наук;

Лобань Л. С., магістрантка;

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

ПРИРОДОЗБЕРІГАЮЧА ТЕХНОЛОГІЯ КЕРАМОГРАНІТУ ІЗ ЗАСТОСУВАННЯ ВІДХОДІВ КЕРАМІЧНОГО ВИРОБНИЦТВА

Вступ

На сьогодні актуальним питанням створення екологічно безпечного виробництва кераміки є розробки технологічних схем, які спрямовані на утилізацію відходів виробництва. Це відповідає сучасним принципам економного споживання невідновлюваних ресурсів при виробництві нагальним вимогам охорони навколишнього середовища. Особливо гостро дана проблема визначається для керамічного виробництва зважаючи впровадження ефективних безвідходних технологій. Разом з тим необхідно відзначити, що технічні питання створення таких виробництв при збагаченні керамічної сировини знаходяться в стадії розробки та впровадження. Разом з цим, враховуючи тенденції ресурсо- та енергозбереження й необхідність створення на основі відходів конкурентоспроможної продукції при виборі оптимальних технологій використання продукції слід орієнтуватися на одержання матеріалу з найменшою собівартістю (температурою та тривалістю термообробки). Це дозволить не лише розробити екологічний матеріал який буде утилізувати відходи, а й забезпечить його «привабливість» для виробника та споживача [2]. Сучасне керамічне виробництво дозволяє значною мірою утилізувати екологічно шкідливі відходи виробництва багатьох галузей промисловості та, поряд з обмеженням впливу відходів виробництва для навколишнього середовища, дозволить покращити технологічні та експлуатаційні властивості готової продукції та знизити її вартість. Саме тому аналіз можливості ефективного застосування відходів виробництва в

технології кераміки з обов'язковим урахуванням екологічних аспектів є актуальною задачею.

Літературний огляд

Питання раціонального застосування промислових відходів при виробництві кераміки з урахуванням теоретичного обґрунтування та промислового впровадження було обмеженим до 2000 року; відтоді наукові праці з'являлися все частіше: за останнє десятиліття понад 20 публікацій на рік [2]. Хоча деякі дослідження технологій керамічних матеріалів, які спрямовані на: повторне використання з високим відсотком включення відходів, що досягає до 85 % [4], та максимізацію включення деяких небезпечних відходів – таких як осад від очищення стічних вод [14] – ці роботи є рідкісними і, при виконанні вони орієнтовані на європейську промисловість. Крім того, деякі відходи утворюються в набагато більших кількостях, аніж можливість їх іммобілізації керамічними матеріалами [15]. З цієї причини значна частина керамічних відходів неминуче потрапляє на звалища та забруднює навколишнє середовище [12].

Цікавість до цього питання також пов'язана з тим, що додавання відходів, які надходять із власного технологічного процесу, є найбільш ефективним для керамічної промисловості. У цьому випадку відходи зазвичай використовуються у виробничому процесі, як сировинні матеріали. При цьому потужність керамічної промисловості та утворення відходів від виробництва є настільки значною, що є існує необхідність переробляти всі первинні побічні продукти та частину відходів від очищення [1]. Так, використання промислових побічних продуктів для отримання нових та екологічно безпечних керамічних продуктів може зменшити витрати на сировину, енергію та викиди парникових газів приблизно на 30 % [4].

Експериментальна частина

Унікальна здатність кераміки та склокристалічних матеріалів включати та іммобілізувати забруднюючі речовини пов'язана з можливістю силікатних матеріалів бути нечутливими до коливання складу, що визначається можливістю ковалентно зв'язувати відходи у структурі матриці [3]. Перевагою кераміки є її термодинамічна стабільність й висока гідротермальна та корозійна стійкість. Однак використання кераміки як форми для іммобілізації радіоактивних відходів обмежується її складом, наприклад, щодо вмісту кремнію внаслідок утворення склофази, й невеликою кількістю кристалічних структур, здатних адаптуватися до композиційних змін. Діапазон відходів, які може іммобілізувати кераміка, значний: відходи ливарного виробництва, відходи скла [4], відходи піску [5], відходи гірничої промисловості [6]. Навіть органічні речовини, такі як осад стічних вод [7] й сигаретні відходи [8], можуть бути включені в керамічну

матрицю. Керамічний бій після дроблення й помелу (шамот) можна використовувати, як спіснюючі добавки в керамічному виробництві так як заповнювачі для бетонів.

На практиці впровадження таких технологій є достатньо складним, зважаючи на низку наступних причини. По-перше більшість досліджень не враховують обмеження виробництва та вимоги регулювання ринку; по-друге значна кількість природних ресурсів для керамічних матеріалів не є вартісними та економічно конкурує з керамічними відходами; по-третє використання побічних продуктів може спричинити зміни технічних та естетичних характеристик кінцевого продукту [1].

З урахуванням спрямування на циркулярну економіку, застосування відходів виробництва та їх знешкодження базується на маркетингових дослідженнях, які керуються екологічними сертифікатами (Palmonari and Timellini, 2000; Blengini and Shields, 2010; Gabaldón-Estevan et al., 2014), положеннями LEED (Лідерство в енергетичному та екологічному дизайні; WGBBC, 2020) та стандартом екологічності керамічної плитки (ISO/DIS 17889, 2019) [2].

Головною перешкодою для широкого використання переробки відходів при виробництві керамічної плитки є відсутність знань про їх вплив на технологічні, економічні та екологічні аспекти виробництва. Це багатогранне питання має різні аспекти дослідження, зокрема:

- технологічна поведінка, тобто вплив відходів на технологічний процес (межі відхилень повинні бути допустимими у промисловій практиці).
- технічні характеристики, тобто вплив відходів на властивості готової продукції та відповідність стандартам й вимогам ринку.
- вплив на навколишнє середовище відходів керамічних виробництв: твердих (брухт), рідких (стічні води, фільтрати) й газоподібних викидів (димові гази з печей).
- економічна стабільність, яка пов'язана з урахування балансу між витратами та прибутком (споживання енергії, інвестицій, транспортування тощо).

Щоб скористатися перевагами включення побічних продуктів у керамічні матриці, зокрема, для керамограніту на практиці, необхідно провести дослідження з урахуванням технічних та економічних потреб галузі. Це визначається наступними напрямками:

1. розробка нових продуктів, які відповідають технічним стандартам якості з урахуванням їх комерціалізації;
2. дослідження можливості використання побічних продуктів виробництва кераміки як сировини з урахуванням необхідності уникнення виробничих дефектів;

3. встановити поведінку промислових відходів у промислових масштабах, а також технологічних параметрів їх одержання для забезпечення гнучкості виробництва за змінних умов (логістика, потреби ринку).

4. проаналізувати ефективність впровадження відходів виробництва у технологію кераміки з урахуванням аспектів ресурсо- та енергозбереження та

Висновки

Застосування екологічних аспектів застосування відходів керамічного виробництва при створенні облицювальних матеріалів дозволяє розробити раціональні природо- та ресурсозберігаючі технології, які є важливим чинником економічного росту та інноваційного розвитку як окремих промислових підприємств та галузей, так і економіки країни.

Література

1. *Eco-friendly ceramic tiles: development based on technical and market demands* / Tiago Zanatta, Rozineide A. Antunes, Boca Santa et. all // *Journal of Materials Research and Technology*, 2021. – Vol. 11. – P.121– 134
2. Waste recycling in ceramic tiles: a technological outlook / Chiara Zanelli, Sonia Conte, Chiara Molinari, Roberto Soldati, Michele Dondi // *Resources, Conservation and Recycling*, 2021. – P. Vol.168. – P. 105289
3. Ситали: структура, властивості, технологія та застосування : навч. посібник / О. В. Саввова, Л. Л. Брагіна, О. В. Бабіч [та ін.]. – Харків: НТУ “ХПІ”, 2017. – 266 с.
4. High-recycling content porcelain stoneware tiles: from industrial production to product certification E. Rambaldi, L. Valeriani, L. Grandi et. all // *Qualicer*, 2018. – P. 1–10
5. Application of grits waste as a renewable carbonate material in manufacturing wall tiles / F.B. Siqueira, J.N.F. Holanda // *Ceram Int*, 2018. – Vol. 44. – P.19576–19582
6. Influencia del contenido de lodo rojo (residuo de bauxita) en las propiedades físico-mecánicas de materiales cerámicos conformados por extrusión Mercury / J.M.R. , Galdino L.G. , Paiva A.E.M. et. all // *Rev Latinoam de Metal y Mater*, 2009. – Vol. 29 (2). – P.93–100
7. Could city sewage sludge be directly used into clay bricks for building construction? A comprehensive case study from /Brazil I.O.R. Areias, C.M.F. Vieira, H.A. Colorado et. all // *J Build Eng*, 2020. – Vol. 31. – P. 101374
8. Recycling potential of powdered cigarette waste in the development of ceramic materials / G.D. Girondi, M.M. Marvila, A.R.G. Azevedo et al. // *J Mater Cycles Waste Manag*, 2020. – Vol. 22. – P. 1672–1681

Лукашевич Д. С., магістр 1 курс

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

ІННОВАЦІЙНІ МЕТОДИ ДООЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ НА ЗАСАДАХ СТАЛОГО РОЗВИТКУ

Сьогодні існує багато визначень понять стічні води, при цьому їх поділяють на стічні води підприємств, побутових споживачів, міські стічні води тощо. При дослідженні та виборі способу очистки та доочищення слід враховувати, що ці води мають змінений склад, як хімічний так і фізичний. Стічні води являють собою складні багатокомпонентно-речовинні суміші, що вміщують домішки органічного і мінерального походження, вони можуть бути в нерозчиненому, колоїдному і розчиненому стані. Від багатокомпонентності залежатиме ступінь їх забруднення яка оцінюється концентрацією – масою домішок в одиницю обсягу мг/л або г/м³. Для визначення кількісних та якісних показників багатокомпонентного складу проводяться вимірювання, аналіз та оцінка, а саме: санітарно-хімічні аналізи з визначення величини ХСК (хімічне споживання кисню – загальна концентрація органічних речовин); БСК (концентрація органічних сполук, що окисляються біологічним шляхом); концентрація завислих речовин; активної реакції середовища; інтенсивності забарвлення; ступеню мінералізації; концентрації біогенних елементів (азоту, фосфору, калію) тощо [1, 2].

Стічні води обробляються на спорудах механічного та біохімічного (біологічної) очищення. Технологія очищення стічних вод розвивається в напрямку інтенсифікації процесів біохімічного очищення, проведення послідовно процесів біохімічної і фізико-хімічної очистки, кінцевою метою яких є повторне використання глибоко очищених стічних вод на промислових підприємствах. Для комплексного та енергоефективного вирішення даної проблеми необхідна комбінація фізико-хімічних (напірна флотація, обробка реагентами) та біологічних (окислення мікрофлорій в анаеробних та аеробних умовах) методів. Таке поєднання нівелює недоліки кожного з методів і дозволяє найбільш ефективно вирішувати поставлене завдання. Перспективними методиками очищення стічних вод є фітотехнологічні методики з використанням їх екологічного та енергозберігаючого потенціалу та переваг таких технологій для сталого розвитку.

Біохімічні методи очищення засновані на використанні життєдіяльності мікроорганізмів, які окислюють органічні речовини, що знаходяться в стічних водах у колоїдному і розчиненому станах. Біохімічним методом вдається майже повністю звільнитися від органічних забруднень, що залишаються у воді після механічного очищення.

Споруди для біологічної (біохімічної) очистки стічних вод можуть бути розділені на два основних типи:

а) споруди, в яких біологічне очищення здійснюється в умовах, близьких до природних (поля фільтрації та біологічні ставки). Стічна рідина очищується на них досить повільно за рахунок запасу кисню в ґрунті і у воді біологічних ставків, а також внаслідок життєдіяльності мікроорганізмів-мінералізаторів, які окислюють у ґрунті і воді органічні забруднення;

б) споруди, в яких очищення стічних вод здійснюється в штучно створених умовах (біологічні фільтри і аеротенки). У цих спорудах штучно створюються умови, за яких процеси очищення стічних вод йдуть значно інтенсивніше [3].

Очищену стічну воду для знешкодження та знищення хвороботворних мікроорганізмів, що залишилися, перед спуском у водойму слід дезінфікувати. Оскільки вимоги до ступеня очищення стічних вод підвищуються, їх піддають доочищенню.

Біологічне очищення води було, є і буде основним методом охорони природних вод від хімічного та біологічного забруднення. В перманентному і вічному самоочищенні води гідробіонти беруть участь з моменту їхньої появи у воді. Абсолютно всі вони завдячують своїм існуванням незбагненному, гідному подиву, шаленому потягу до розмноження, а також тим органічним речовинам, які потрапляють у воду з ґрунту чи повітря або утворюються в результаті фотосинтезу і які з погляду людини є речовинами, що забруднюють воду, а для гідробіонтів-гетеротрофів вони є єдиним джерелом живлення. Біотехнологія очищення води у всіх високорозвинених країнах – найбільш великотоннажна не тільки серед біотехнологій (давніх, як випікання хліба, одержання кисломолочних продуктів та продуктів бродіння; нових, як біосинтез лікарських засобів типу антибіотиків, інтерферону чи інсуліну), а й серед відомих людині технологій взагалі.

Як і будь-яка інша біотехнологія, біологічні методи очищення води ґрунтуються на використанні тих чи інших живих істот, їхніх комплексів – біоценозів.

Таких біоценозів в очищенні води нині відомо п'ять: а) біоплівка; б) активний мул; в) анаеробні мікроорганізми, зокрема гранульований мул; г) селекціоновані

мікроорганізми – деструктори певних забруднень; д) гідробіоценози, що становлять просторову сукцесію (біоконвеєр) [4].

Саме ці біологічні угруповання є основою всіх існуючих біотехнологій очищення води: найрізноманітніших біофільтрів (з гравійним, піщаним чи синтетичним завантаженням; вертикальних чи новітніх – горизонтальних, що зветься «wetlands» – мочарами (біоплато), занурених у воду, чи інтенсивно провітрюваних тощо); аеротенків, окситенків різних типів і калібрів (витискувачі, змішувачі, циркуляційні, шахтові, баштові тощо), бактеріальних біореакторів, низки анаеробних споруд з висхідним чи низхідним потоком, з рециркуляцією чи без неї; нарешті, прямотечіні мікробіо-, зоо- та фітореактори. Людина придумала силу-силенну технічних пристроїв, споруд, апаратів для біологічного очищення води, проте всі вони спираються на перелічені вище п'ять типів біологічних агентів, які споконвічно існують у природі. Повний набір цього традиційного, можна навіть сказати класичного, процесу включає такі три стадії: первинне – механічне очищення; вторинне – власне біологічне очищення; третинне – фізико-хімічне доочищення стічних вод (рис. 1).

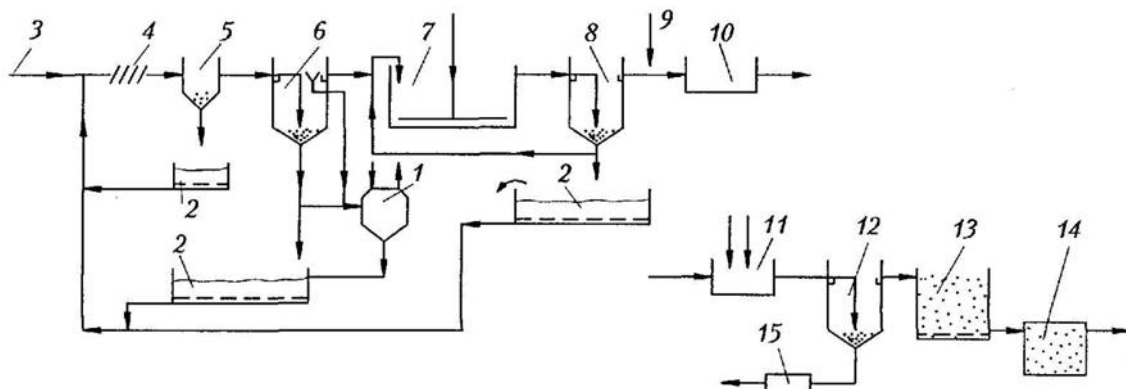


Рисунок 1 – Загальна схема очищення стічних вод

1 – метантенк; 2 – мулові майданчики; 3 – стічна вода; 4 – решітки; 5 – піскоуловлювач; 6 – первинний відстійник; 7 – біореактор (аеротенк); 8 – вторинний відстійник; 9 – ємність для хлорування; 10 – контактний резервуар; 11 – ємність для флокуляції-коагуляції; 12 – відстійник; 13 – піщаний фільтр; 14 – фільтр з активованим вугіллям; 15 – згущувач осаду

У будь-якому потічку каміння та інші тверді предмети слизькі від біоплівки; немає озерця без мулу на дні – верхній шар якого аеробний, нижній – анаеробний; найкращі бактерії-деструктори живуть у ґрунті, що зрошується забрудненими водами; в кожній річці, що інтенсивно забруднюється органічними речовинами, можна спостерігати просторову сукцесію гідробіонтів, яка забезпечує поступове самоочищення води в ній. Принципова технологічна схема механо-біолого-хімічного очищення стічних вод

базується на усвідомленні того, що біологічне очищення є основою, серцевиною зовні простого до примітивності, а насправді надзвичайно складного процесу перетворення брудної, токсичної рідини – промислових чи побутових стічних вод – на чисту, екологічно безпечну, біологічно повноцінну воду.

Під час механічного очищення стічна вода 3 проходить крізь решітки 4, де затримуються грубі механічні домішки, потім крізь піскоуловлювач 5, де відокремлюється пісок, і, нарешті, потрапляє у первинні відстійники 6, де завдяки силам гравітації все, що важче за воду, осідає на дно, збирається і відкачується в метантенки 1 на зброджування або через певний проміжок часу (іноді один раз за квартал) випускається на мулові майданчики з дренажем 2, а все, що легше за воду, – підіймається на поверхню води, де згрібається спеціальними пристроями в бункер і теж направляється в метантенк [5].

Біологічні процеси відбуваються у воді на всіх етапах проходження її крізь очисні споруди. Більше того, вони розпочинаються в момент утворення стічних вод, тривають під час збирання і транспортування цих вод до очисних споруд (у каналізаційних мережах), не припиняються після будь-якого, навіть найбільш ретельного очищення і знезараження води.

Однак найбільш помітне біологічне очищення стічних вод відбувається саме на другій – біологічній – стадії, де вже згадувані біоплівка, активні аеробні чи гранульовані анаеробні мули, спеціально селекціоновані мікроорганізми-деструктори чи сформовані у трофічний ланцюг гідробіоценози у спеціально створених для них умовах у відповідних спорудах інтенсивно розмножуються, споживаючи з води органічні сполуки та інші речовини, які ми розглядаємо як забруднення. Біомасу гідробіонтів, що наростає під час очищення води, відділяють у так званих вторинних відстійниках 8, звідки її подають або в метантенки/або на мулові майданчики 2.

Третинне очищення води полягає в основному у спробі знезаразити воду – знищити можливо наявні в ній епідемічно небезпечні організми та вібріони (збудники захворювань травного каналу – холери, дизентерії, гепатиту тощо). Для цього використовують переважно хлорування, іноді – опромінювання ультрафіолетовим світлом, ще рідше – озонування. У разі обробки очищених стічних вод хлором 9 їх витримують протягом 20-30 хв у контактних резервуарах 10, після чого скидають у відкриті водойми. Експериментально доведено, що така обробка води, яка містить значні кількості (десятки міліграмів у літрі) органічних речовин (а сюди належать усі без винятку, навіть найретельніше очищені стічні води і переважна більшість поверхневих природних вод), призводить до утворення найрізноманітніших

хлорорганічних речовин – від не дуже шкідливого хлороформу до надтоксичних діоксинів, серед яких трапляються дуже активні і смертельно небезпечні мутагени. Тому деякі вчені вважають хлорування стічних вод абсолютно неприпустимим, навіть злочинним актом.

Для повного, надійного і безпечного доочищення води у світі розробляються різноманітні схеми, найтипівіша з яких включає процеси обробки флокулянтами і коагулянтами 11, відстоювання 12, фільтрування крізь пісок 13 і, нарешті, крізь активоване вугілля 14. Осади, що утворюються внаслідок коагулювання і відстоювання, згущують на центрифугах, фільтр-пресах чи барабанних вакуум-фільтрах 15 і складують у балках, яругах чи на звалищах.

Біофільтри не потребують особливих затрат на аерацію. Однак вважається, що біофільтр не може нормально функціонувати без рециркулювання рідини, яку очищають, бо основна маса води проходить крізь біофільтр дуже швидко, і за цей короткий проміжок часу весь бруд не встигає осісти на біоплівці, що міститься на насадці. Однак рециркулювання має свої недоліки, пов'язані не лише зі значними витратами електроенергії на перекачування води, а й зі збільшенням об'ємів відстійників, підвищенням навантаження на біофільтр за забрудненнями, схильністю до кольтматації завантаження, а найголовніше – з вирівнюванням якісного складу біоценозів біоплівки по всій висоті біофільтра.

Доречно зазначити, що біоплівка на зернах піску виконує чи не найважливішу роль в очищенні питної води від розчинених органічних сполук під час пропускання її крізь шар піску, особливо в так званих повільних фільтрах [5].

Очисні споруди на основі фітотехнології у різних країнах мають різні назви: Constructed wetland, Reed bed, Artificial wetland, біоплато, біоінженерні споруди, біологічні майданчики тощо. Застосування фітотехнології найбільш прийнятне для очищення господарсько-побутових стічних вод невеликих населених пунктів, окремо розташованих будинків, шкіл, санаторіїв, кемпінгів та інших місць відпочинку населення.

Отже, стає очевидним вагомий екологічний та енергозберігаючий потенціал та переваги фітотехнологій для сталого розвитку.

Фітотехнологія – метод очищення стічних вод, заснований на використанні процесів природного самоочищення водних об'єктів, з використанням вищої водної рослинності, водної мікрофлори та мікроорганізмів, який знайшов широке поширення в країнах Західної Європи (Великобританія, Данія, Швейцарія, Фінляндія, Іспанія,

Франція, Німеччина, Норвегія, Австрія, Естонія), а також країнах Північної Америки, таких як США та Канада, а також в Новій Зеландії [5].

Сьогодні є важливим, що наша держава є провідною країною щодо процесів впровадження та використання екологічних інноваційних методів задля ощадливого природокористування, відновлення довкілля та сталого розвитку.

Література

1. Телюра Н.О., Сорокіна К.Б., Ломакіна О.С., Лукашевич Д.С. Комплексне обґрунтування екологічних інноваційних рішень щодо зменшення виробничого впливу на довкілля // Комунальне господарство міст. Серія : Технічні науки та архітектура. Харківський національний університет міського господарства імені О.М.Бекетова. 2022. № 173. с. 23-30. URL: <https://doi.org/10.33042/2522-1809-2022-6-173-23-30>
2. Гирина Н.П., Шляніна А.В., Ковальчук І.С. Техніка лабораторних робіт: навчальний посібник / 2-е видання. Київ: Право, 2019. 304 с.
3. ASTM D 4779-93. Standard Test Method for Total, Organic, and Inorganic Carbon in High Purity Water by Ultraviolet (UV) or Persulfate Oxidation, or Both, and Infrared Detection. URL: <https://www.astm.org/d4779-93.html> Last accessed: 14.06.2023.
4. Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод: підручник / А. К. Запольський та ін. ; Київ : Лібра, 2000. 552 с.
5. Стольберг Ф. В. Екологія города: учебник. Київ : Лібра, 2000. 464 с.

Ляшенко С. О., д-р. техн. наук, проф.;

Фесенко А. М., магістр

Державний біотехнологічний університет, м. Харків, Україна

Кунденко М. П., д-р. техн. наук, проф.

НТУ "ХПІ", м. Харків, Україна

ОРГАНІЗАЦІЯ НАДАННЯ ДОПОМОГИ ПРИ ЛІКВІДАЦІЇ НАСЛІДКІВ НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ ЕКОЛОГІЧНОГО ХАРАКТЕРУ В УКРАЇНІ

Вступ

Особливо відчутним в кризових умовах функціонування суспільства стало загострення екологічної ситуації та безпеки існування людей в Україні. У наслідок військових дій, і відповідно виникненні надзвичайних ситуацій, відмічається вплив різноманітних факторів на екологію та зону комфортності та безпеки людей в умовах надзвичайного стану в державі. В даний час дуже важливо швидко усувати наслідки стихійних і техногенних лих і рятувати якнайбільше людей. Для швидкого усунення наслідків катастроф та надзвичайних ситуацій важливе значення має ефективна система управління у цих умовах в державі [1, 2].

Мета та задачі. Місця життєдіяльності людини на Землі постійно залежать від зміни погодних умов і піддаються впливу ураганів, цунамі, землетрусам та іншим природнім явищам, що приводять до катастроф. Пандемії також є ризиком для населення. Також особлива складова безпеки життя людей у суспільстві є і тероризм, що базується, у більшості своїй, на політичних, релігійних та національних засадах тощо. Так, як не завжди вдається адекватно реагувати на ці виклики, то часто виникає питання по запобіганню наслідків цих явищ. Реформування СОЗ у контексті євроінтеграції є нагальною потребою з метою забезпечення доступності надання медичної допомоги, наближення медичних послуг до безпосереднього споживача, задоволення потреб населення в ефективній медичній допомозі з мінімальними фінансовими витратами [2].

Основною метою є вивчення досвіду різних країн щодо організації першої допомоги при стихійних, техногенних та інших лихах, а також ліквідації їх наслідків та застосування його в українських реаліях.

Щоб пом'якшити чи зменшити наслідки стихійного лиха, нам слідую:

1. Проаналізувати ресурси по наданню послуг з ліквідації наслідків стихійних та техногенних лих у різних країнах.

2. Визначити ресурси (людські, фінансові, матеріальні, і .т.д.) та системи підтримки, доступні жертвам на особистому, регіональному та національному рівнях.

3. Визначити ефективність планів та протоколів дій у надзвичайних ситуаціях.

4. Оцінити ризики, ставлення, обізнаність та можливості у ситуаціях стихійних, техногенних та інших лих, а також дій з ліквідації наслідків цих лих.

Аналіз проблеми. Лиха стихійного та техногенного характеру виникають внаслідок дій природних явищ, або дій людей в середовищі життєдіяльності. Для управління роботою при виникненні надзвичайних ситуацій, а також при ліквідації наслідків використовуються відповідні фахівці та посадові особи.

В США, наприклад, для вирішення такого роду питань з 1970 року використовується система керування інцидентами, потреба в якій виникла після ряду пожеж у Каліфорнії. Ця система керування створена для підвищення ефективності роботи, централізації повноважень та структурування системи реагування. В системі використовується централізоване керування, команди, що спеціалізуються на виконанні конкретного одного завдання для кожної команди. Командної структури складається з командира з питань інциденту, у разі необхідності, заступника командира, представника зі зв'язку зі ЗМІ та офіцера з безпеки [1, 2].

Командир - фахівець, який відповідає за реагування на катастрофу. Це може бути виборна посадова особа, або призначена посадова особа. За будь-яких обставин саме ця особа має повноваження приймати рішення.

Система управління інцидентами має офіцера зі зв'язків зі ЗМІ. Це офіційне джерело інформації для ЗМІ. Далі в цій системі є спеціаліст із безпеки. Під час реагування на стихійне лихо найважливіше – не посилювати небезпеку. Командний штаб займається організаційні питаннями в системі управління при інцидентах. Вони складаються з планування, логістики, операцій, фінансів та адміністрування. Логістика визначає, які матеріали необхідні для виконання планів. Кожна команда має конкретне завдання. Це буде команди, які проводимуть сортування, лікування, транспортування. Правоохоронні забезпечують безпеку і проводять розслідування злочинів та записують інформацію. Є команда, що займається питаннями фінансування та адміністрування – це люди, які відстежують час, гроші та людино-години. Команди, як правило, невеликі, по 5-7 осіб. За потреби всю систему можна розширювати та скорочувати.

В багатьох країнах (Нова Зеландія, Гаїті, тощо), що відносяться до сейсмонебезпечних, і в яких часто трапляються стихійні лиха, встановлено стандарт у будівельних нормах. Але у багатьох з цих країн не дотримуються будівельних вимог і це приводить до трагедій під час стихійних та техногенних лих [2, 3].

Філіппіни також є однією з країн, з найбільш вразливих до землетрусів, і дослідження показали вразливість населення через неякісне будівництво будівель. Будівельна галузь пронизана корупцією, що підриває виконання стандартів і правил безпеки будівельної галузі. Побудова будівель, що не відповідають стандартам легко змиваються дощами та тайфунами [2].

Але проблеми, з якими стикаються люди, які живуть у країнах третього світу, полягають у боротьбі з катастрофами, виходять за рамки неадекватності будівельних норм. Основна проблема – бідність. Однак навіть бідна країна може вжити ефективних заходів для зменшення кількості жертв і поранень, якщо в уряді є політична воля. Якщо Нова Зеландія встановлює світові стандарти з сейсмобезпечними будівлями, то Куба встановлює світові стандарти того, як бідна країна може рятувати життя під час катастроф. Приклад Куби визнають і високо оцінюють навіть у Організації Об'єднаних Націй, яка вважає Кубу прикладом управління ризиками стихійних лих. Куба є прикладом того, що вразливість людей можна ефективно зменшити за допомогою недорогих заходів і твердої рішучості [3].

Досвід готовності до катастроф в Японії теж дуже цікавий. Рятуванням людей займаються бригади медичної допомоги при катастрофах (DMAT). Японський DMAT значно відрізняється від американського DMAT. Команда складається з п'яти учасників. До складу кожної команди входять лікарі, медсестри, фармацевти та адміністративний персонал для логістики. Мета японського DMAT полягає в наданні медичної допомоги протягом 48-72 годин, приблизно через три-чотири дні після катастрофи [3, 4].

Японський DMAT має дві мети. Один із них – вивести пацієнтів із зони лиха назовні. Оскільки медичні ресурси в зоні лиха обмежені вони намагаються якомога швидше перемістити пацієнтів за межі зони лиха, щоб врятувати більше пацієнтів. Сили самооборони Японії, займаються матеріально-технічним транспортуванням. Іншою метою є надання медичної допомоги в зоні стихійного лиха, якщо там немає лікарні. Крім того, у кожній префектурі створено центри екстреної медичної допомоги та вузлові лікарні в зоні стихійного лиха, щоб підтримувати команди контролю. Уряд префектури відіграє центральну роль як організація. Функціонуючи як робочі групи, DMAT працює протягом перших трьох-чотирьох днів після катастрофи. У Японії

пожежники та аварійно-рятувальні служби забезпечують медичне транспортування в зонах лиха. Також Сили самооборони, здійснюють транспортування пацієнтів із зон лиха до безпечних територій.

Говорячи про тренінги з катастроф, найкращий спосіб – це моделювати реальних пацієнтів і місця катастроф у реалістичні часові рамки. Вони проходять тренування з аварій за допомогою системи навчання Emapro з використанням манекенів пацієнта [2, 4].

Найбільш характерними рисами погіршення екологічного стану в Україні є радіоактивне, хімічне та фізичне забруднення повітряного басейну, поверхневих і підземних вод, руйнування та забруднення землі. До таких відносяться осушувальні роботи на Поліссі, що призвели до падіння рівня ґрунтових вод і ерозії ґрунтів, катастрофа на Чорнобильській АЕС, повені в цих областях, та паводки, вирубка лісів в Карпатах тощо.

Ще однією з екологічних проблем України є концентрування важкої промисловості в одному місті. Потужним комплексом з розвинутою промисловістю, інтенсивним багатогалузевим сільським господарством, розгалуженою транспортною системою є Донбас, де через екстенсивний розвиток не здійснювали заходи з охорони навколишнього природного середовища. Довгострокове поєднання вуглевидобутку з роботою металургійних, нафтохімічних і машинобудівних підприємств призвело до того, що Донбас став найбільш забрудненим регіоном не тільки в Україні, а й у світі.

Крім того, внаслідок бойових дій Росії проти України, які в основному здійснюються на сході та півдні України, були підірвані і зруйновані ряд водосховищ та ГЕС, що призвело до техногенних та стихійних катастроф. Серед найбільш важливих це Оскольська ГЕС, яка у 2022 році була знищена, і відповідно Оскільське водосховище, яке забезпечувало питною водою Донецьку область, а у 2023 році було підірвано Каховську ГЕС і зруйноване Каховське водосховище, що використовувалось для судноплавства, зрошення, водопостачання, рибного господарства, рекреації. Такі дії призвели до екологічної катастрофи, де постраждало десятки тисяч людей [1, 2, 5].

Другим регіоном з розвинутою промисловістю є Придніпров'я, яке характеризується високою концентрацією гірничорудної, чорної та кольорової металургії, важкого машинобудування. Для цього регіону характерні високий рівень забруднення повітря та води, механічне порушення земель, критичні екологічні умови життя населення.

Чорнобильська катастрофа з її довготривалими медико-біологічними, економічними та соціальними наслідками створила в Україні ситуацію, яка

наближається до рівня глобальної екологічної катастрофи. Смуга найбільш значного радіоактивного забруднення простягається на захід від м. Прип'яті, охоплюючи східну і північно-східну частину Рівненської області [1, 6].

Виникнення надзвичайних ситуацій (НС) викликає необхідність мобілізувати для роботи з ліквідації наслідків значні матеріальні, фінансові та кадрові ресурси. Проведений аналіз дозволив виявити найбільш суттєві загальні недоліки в підході до вирішення проблеми ідентифікації факторів впливу на адекватність управлінських заходів з ліквідації наслідків НС, це загальна неструктурованість системи ліквідації комплексних наслідків НС, що пов'язано з надшвидким формуванням та недооцінкою самого явища НС та недостатнє опрацювання взаємодій підсистем у системі ліквідації наслідків НС. Ґрунтуючись на даних комплексного аналізу визначено фактори, що впливають на механізми взаємодії органів влади під час ліквідації наслідків НС, а саме: політичні, економічні, геополітичні, гуманітарні. Факторами, що впливають на процес ліквідації наслідків НС можна назвати наступні: політичні, економічні, інституціональні, соціо-гуманітарні, психологічні, технологічні, інформаційні, організаційні, просторово-часові [5].

Результати. Для всіх типів стихійних та техногенних лих у наведених прикладах основними моментами є принцип три Т (triage – treatment – transport): сортування, лікування та транспортування. Перше, що необхідно зробити, це спробувати врятувати пацієнтів із місця катастрофи та провести сортування, щоб розділити їх на групи за ступенем тяжкості. Тому всі люди повинні бути поділені за легким, середнім та важким рівнями. Сортування не передбачає лікування. Це одна з кількох систем сортування для дорослих і яке повинно зайняти менше 60 секунд на жертву. По-перше, усі, кого попросять встати та пройти до певного місця це вважаються ходячими пораненими. Вони можуть виконувати накази, вони можуть ходити, і їх класифікують як зелених. По-друге, сортувальник підійде до кожного постраждалого, який не встав і не перейшов до цього місця і визначить, чи дихають люди. Якщо вони не дихають, їм відкриють дихальні шляхи. Якщо вони починають дихати, вони будуть помічені як червоні, негайно. Якщо вони не починають дихати, їх позначать як чорних, або мертвих. По-третє, сортувальник перевірить, наскільки швидко дихає потерпілий. Якщо потерпілий робить більше 30 вдихів на хвилину, вони позначать жертву червоною. Якщо він робить менше 30, вони перевірять кровотік. По-четверте, щоб перевірити кровотік, вони перевірять, чи є у нього пульс, і дивляться при цьому на те, що ми називаємо капілярним повторним заповненням. Якщо пульсу немає, і людина може бути живою, або якщо капілярне наповнення відбувається дуже повільно, вона

позначаються червоним кольором. По-п'яте, щодо психічного стану вони просять людину зробити дві речі, наприклад стиснути пальці, а потім відпустити. Якщо людина не може виконати прості команди, їх позначають червоним. Якщо вони можуть виконати дві прості команди, вони пройшли цей етап так само добре, як і інші, і позначаються жовтим.

Пацієнти, позначені червоним, - це ті, чиї життєві функції змінюються та вкрай потребують невідкладної допомоги. Їх необхідно лікувати протягом 12-24 годин. Жовті означають, що вони потребують певного лікування, але можуть почекати трохи довше, через 24-48 годин. Ті, що в зеленому, перебувають у відносно легкому стані та можуть ходити. Чорні – це ті, у яких немає шансу вижити. Важким пацієнтам необхідно надати певне лікування, щоб потім їх можна було транспортувати до відповідних лікарень.

Виконуючи три Ts, сортування, лікування та транспортування, важливо запам'ятати CSCA як концепцію. С означає переконатися, що у вас є ланцюжок командування. S - безпека. Інша С означає зв'язок. Нарешті, А означає оцінку на сайтах.

Слід усвідомлювати, що через три-чотири дні після катастрофи хронічні захворювання або інфекційні захворювання стануть більшою проблемою.

Як ми знаємо, регулярна медична допомога робить усе можливе для кожного окремого пацієнта. Однак у медицині катастроф вони повинні врятувати якомога більше пацієнтів і поранених, маючи дуже обмежені медичні запаси.

В багатьох країнах із правовою системою англійського загального права – застосовується «Закон доброго самаритянина», що захищає тих, хто надає медичні послуги в надзвичайних ситуаціях, коли особа, яка надає послуги, є волонтером, або особа діє в межах свого рівня здібностей або в межах своєї сфери діяльності. Це правовий принцип, який запобігає успішному позову проти рятувальника, який добровільно допоміг потерпілому, що потрапив у біду. Україна не використовує цей правовий принцип[4].

В Україні перша домедична допомога в умовах надзвичайних ситуацій та бойових дій також базується на Наказі Міністерства охорони здоров'я України від 09.03.2022 № 441 «Про затвердження порядків надання домедичної допомоги особам при невідкладних станах» в наводяться порядки надання домедичної допомоги для різних випадків та основних протоколів Червоного Хреста і поділяється на домедичну допомогу та тактичну медицину. Товариство Червоного Хреста в Україні рекомендує при наданні першої допомоги дотримуватись чотирьом принципам: огляд

місця події, огляд постраждалого, виклик швидкої допомоги, надання першої допомоги.

При цьому необхідно враховувати наступні складові при наданні домедичної допомоги і види випадків: різницю між домедичною допомогою та тактичною медициною; перша домедичну допомога у випадках серцево-легеневої реанімації, зупинки кровотечі, допомоги при інсульті, переохолодженні, опіках, удавленні, втраті свідомості тощо; першу домедичну допомогу при кровотечі із застосуванням підручних засобів; алгоритми тактичної медицини в основних випадках на полі бою: кровотечі, непрохідності дихальних шляхів та пневмотораксі; поведінку та структурізацію допомоги у трьох різних зонах на полі бою; мінімізацію особистих ризиків після надання допомоги.

Також критично важливо розуміти пріоритети надання допомоги у різних типах ситуацій. Виділяють три «зони», в яких тактика надання допомоги пораненим у військово-польових умовах суттєво відрізняється. Це - «Червона зона» - зона обстрілу, «Жовта зона» - зона тактичного укриття, «Зелена зона» – мобільні польові госпіталі, військові чи цивільні шпиталі, спеціалізовані клініки.

Висновок

Відповідно законодавства України у ліквідації надзвичайних ситуацій передбачено участь рятувальних служб, підрозділів державної служби з питань надзвичайних ситуацій (ДСНС), пожежно-рятувальних служб та добровільних формувань цивільного захисту [7]. Призначаються керівники аварійно-рятувальних служб, формуються штаби реагування на надзвичайні ситуації і визначається потреба в силах цивільного захисту. Але особливістю роботи української системи по ліквідації надзвичайних ситуацій та лих екологічного та техногенного характеру є те, що підходи для вирішення цих проблем не завжди конкретизовані. В наказі Міністерства охорони здоров'я України від 09.03.2022 № 441 «Про затвердження порядків надання домедичної допомоги особам при невідкладних станах» надаються порядки надання домедичної допомоги для різних випадків, але розроблений порядок роботи працівників швидкої медичної допомоги встановлює механізм прийняття рішень лише з загальних питань та тривоги. Тобто не передбачено персоналу, який би відповідав за логістику та організацію. Повинні бути розроблені плани та протоколи дій у надзвичайних ситуаціях. Дуже важливо продовжувати вдосконалювати систему керування по діям під час виникнення лих стихійного та техногенного характеру через навчання людей та спеціалістів [8].

Мешканці повинні вміти оцінити ризики і мати базовий доступ до інформації про реальну ситуацію і свої дії в цих випадках. Основними пріоритетами щодо покращення становища і якості навколишнього середовищ повинні бути:

1. Надання більших повноважень екологічним організаціям, наглядовим комісіям, які повинні контролювати стан екологічної безпеки у державі.
2. Підвищення матеріального забезпечення контролюючих установ.
3. Застосування досвіду розвинутих країн щодо ефективного керування в надзвичайних умовах і умовах військового стану, а також по усуненню наслідків катастроф.
4. Зупинка нелегального вирубування лісів та відновлення площ зелених насаджень.
5. Контроль та профілактика зон забруднення радіоактивними елементами.
6. Локалізації та гасіння пожеж під час військових дій [6].

Література

1. Екологія надзвичайних ситуацій: курс лекцій. Частина I. Видання друге виправлене та доповнене. Для здобувачів вищої освіти, які навчаються за першим (бакалаврським) рівнем вищої освіти за освітньо-професійною програмою «Екологічна безпека» / С. Р. Артем'єв, В. А. Андронов, А. І. Андронов та ін. – НУЦЗУ, 2021. – 146 с.
2. С.О. Ляшенко, А.М. Фесенко, В.М. Кісь, В.В. Юрченко. The organization of first aid in disasters: the world experience // Інженерія природокористування, 2021, №2(20), С. 95-100.
3. Disaster management: New Zealand, Haiti and the 'Cuban way'. – Режим доступу: <http://links.org.au/node/1890>
4. Lecture of dr. Kenichi Ogura. - Режим доступу: <https://www.coursera.org/learn/disaster-preparedness/lecture/6cC91/dr-kenichi-ogura-guest-speaker>
5. А. В. Терент'єва Аналіз факторів впливу на адекватність управлінських заходів з ліквідації наслідків надзвичайних ситуацій. Науково-практичний журнал "Інвестиції: практика та досвід". Чорноморський національний університет імені Петра Могили, ТОВ `ДКС Центр. Київ. № 4 – 2015. С. 100 – 103.
6. Р.В. Набоков, Н.О. Любимова. ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ УКРАЇНИ. Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції "Молодь і технічний прогрес в АПВ" "Інноваційні розробки в аграрній сфері". Том2. 17-18.05 2021 року. Харків 2021. С. 281-284.
7. Кодекс цивільного захисту України. – Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/5403-17#Text>
8. Порядок дій працівників системи екстреної (швидкої) медичної допомоги на випадок надзвичайної ситуації. – Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z1193-20#Text>

Маковський М. Д., магістр з екології;

Дудар Т. В., д-р техн. наук, проф.

Національний авіаційний університет, м. Київ, Україна

Тітаренко О. В., канд. техн. наук, ст. дослідник

Науковий центр аерокосмічних досліджень Землі ІГН НАН України, м. Київ, Україна

ДИСТАНЦІЙНА ОЦІНКА ПОТЕНЦІЙНОЇ РАДОНОНЕБЕЗПЕКИ ТЕРИТОРІЇ м. КИЄВА

Вступ та постановка дослідження

Проблема важливості вимірювання рівня радону для мегаполісів на порядку денному у містах Європи з високою щільністю населення, оскільки високі концентрації радону чинять негативний вплив як на здоров'я людей, так і на навколишнє середовище в цілому. Великі концентрації радону як джерела радіаційного опромінення в повітрі можуть бути шкідливими для здоров'я, оскільки радон і його продукти розпаду можуть вдихатися людиною і виступати як канцерогени, збільшуючи ризик розвитку раку легенів [1]. Вважається, що радон є найпоширенішою причиною цього онкологічного захворювання серед некурців та другою за частотою причиною даної хвороби для курців (до 14% випадків загалом). Крім цього, радоновий газ негативно впливає на імунітет, репродуктивну систему та процеси кровотворення, спричиняючи тим самим розвиток інших різноманітних захворювань.

У більшості країн світу радонове питання є досить важливим аспектом сталого розвитку та створення екологічного середовища, тому дослідження методів та практик, направлених на оцінку радонової небезпеки та зменшення її впливу на навколишнє середовище наразі є дуже актуальними. Багато передових розвинених країн, зокрема США, Канада, Швейцарія, Австралія та ін. активно займаються розробкою та успішно впроваджують свої національні плани щодо зменшення впливу радону на здоров'я людей. Ці стратегії мають широкий спектр заходів, включаючи створення нормативно-правової бази, розробку національних протоколів для вимірювання радону, встановлення вимог щодо рівня радону у будівельних нормах, а також розробку норм для зниження рівня радону у вже експлуатованих будівлях та інші заходи.

Мета дослідження. Аналіз стану проблеми радононебезпеки в місті Києві та визначення потенційно радононебезпечних ділянок на території мегаполісу

дистанційними методами. За наявних умов неможливості проведення радонової зйомки за встановленою методикою, прийнятою у Євросоюзі (наземне вимірювання щільністю 1 км x 1 км тощо) дистанційні дослідження набувають важливого значення, оскільки допомагають визначити потенційно радононебезпечні локації для подальшої наземної завірки і розроблення необхідних наступних заходів.

Вимірювання рівнів радону допомагає визначити, наскільки великим є його внесок у загальний фон радіації в міських середовищах та дозволяє оцінити ризик потенційної радіаційної небезпеки для мешканців окремих районів мегаполісу, оскільки навіть у межах одного невеликого міста локальний рівень радононебезпеки може суттєво різнитись. Наявність достовірних даних про рівень радону є важливим фактором при проектуванні та будівництві нових будівель (особливо в зоні високого ризику), є обов'язковою вимогою під час продажу або оренди житлових будівель та, зокрема, допомагає інформувати населення про потенційні ризики і приймати відповідні заходи для їхнього зниження. Такі заходи можуть включати вентиляцію приміщень, герметизацію підвальних приміщень, встановлення систем витяжки тощо.

Виклад основного матеріалу досліджень

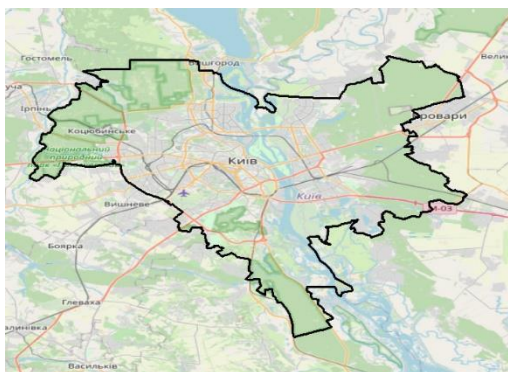
Стан радонової проблеми у місті Київ. Станом на сьогодні загальноприйнятої ефективної системи комплексного визначення потенційно радононебезпечних зон в Україні не існує [2]. Основними факторами підвищеної радонової небезпеки вважаються геологічні особливості місцевості, зокрема наявність родовищ уранових мінералів та тектонічних порушень [3], тому при виявленні найбільш радононебезпечних зон в першу чергу необхідно враховувати вищезазначені чинники.

Для України зоною найвищого потенційного радонового ризику є територія Українського кристалічного щита, який простягається близько 1000 км вздовж середньої течії Дніпра та має ширину приблизно 250 км [4]. Оскільки Київ розташований у північній частині Українського щита, де в надрах міститься підвищена кількість урану, дослідження рівня радонової небезпеки для міста Києва залишається актуальним завданням. Беззаперечним фактом, що вказує на важливість вирішення радонової проблеми є те, що в Україні щорічна кількість смертей від опромінення радоном більша, ніж від пожеж, повеней та автокатастроф разом узятих [5, 6].

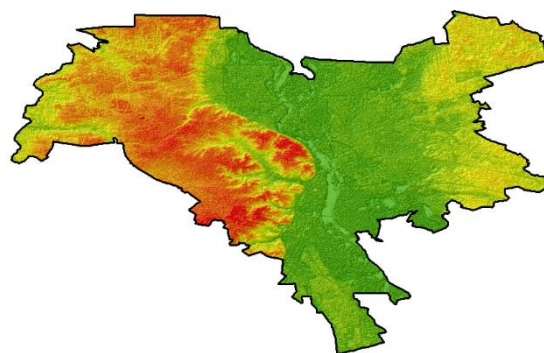
Методика проведення дослідження рівня радону. Методи вимірювання радону використовують його фізичні та ядерні властивості, зокрема наявність альфа-частинки для ідентифікації. Сучасні методології оцінки радононебезпечності території зазвичай базуються на прямому вимірюванні даного газу на земній поверхні, проте на

сьогоднішній день досить перспективним напрямом є використання непрямих методів оцінки концентрації радону за допомогою дистанційних засобів, зокрема із застосуванням геоінформаційних систем. Комплексна оцінка радонової небезпеки територій з використанням дистанційних методів як одного з етапів дослідження дозволить у повному обсязі та з більшою точністю відстежувати наявність радонових аномалій. Обґрунтування методики дистанційного дослідження потенційно радононебезпечних ділянок з використанням карти просторової щільності розломів та лінеаментів наведено в [7, 8].

У рамках цього дослідження розглянуто проблему виявлення потенційної радонової небезпеки на території мегаполісу Києва за допомогою дистанційних методів. Проведено геопросторове моделювання щільності лінеаментів території міста Києва, використовуючи геоінформаційну систему ArcGIS. У якості вихідних даних застосовано зображення поверхні рельєфу супутника ALOS з набору AW3D30 та картографічні дані OpenStreetMap (рис. 1).



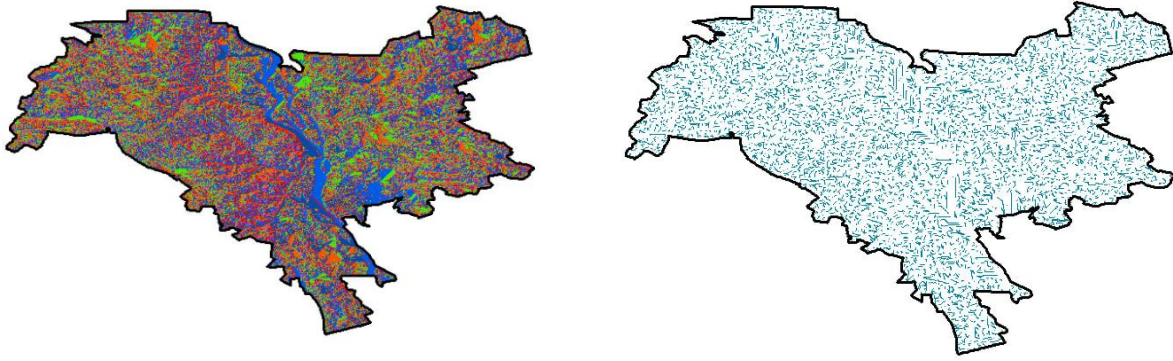
а) територія дослідження (м. Київ)



б) дані поверхні рельєфу

Рисунок 1 – Територія дослідження мегаполісу міста Києва (1, а) та дані поверхні рельєфу (1, б)

На рисунку 1, б зображено оцифровану ділянку поверхні з накладеним шаром відмивки рельєфу (hillshade). Отримана карта поверхні рельєфу необхідна для подальшої побудови поверхневих напрямків потоку (рис. 2, а) за допомогою функції 'Flow Direction'. Карту щільності було побудовано за водотоками 4-го порядку, тому необхідно було провести їх вибірку (для цього використано функцію 'Select by Attributes'), результат зображено на рисунку 2, б.



а) відновлення поверхні стоків згідно з поверхнею даних рельєфу
 б) виділення водотоків (лінеаментів) 4-го порядку

Рисунок 2 – Етапи геопросторового моделювання щільності лінеаментів: відновлення поверхні стоків згідно з поверхнею даних рельєфу (2, а) та виділення водотоків (лінеаментів) 4-го порядку (2, б)

Далі за допомогою функції Fishnet було створено сітку для просторового моделювання, розраховано та занесено до окремої таблиці кількість лінеаментів 4-го порядку у кожній комірці (функція 'Zonal statistics as table'), об'єднано дані отриманої таблиці з центрами кожної з комірок (використовуючи інструмент 'Joins and Relates').

Завершальним етапом є створення поверхні щільності водотоків за вищевказаними даними, визначивши при цьому просторову розрізненість вихідного файлу (інструмент 'Topo to Raster') – результат зображено на рисунку 3.

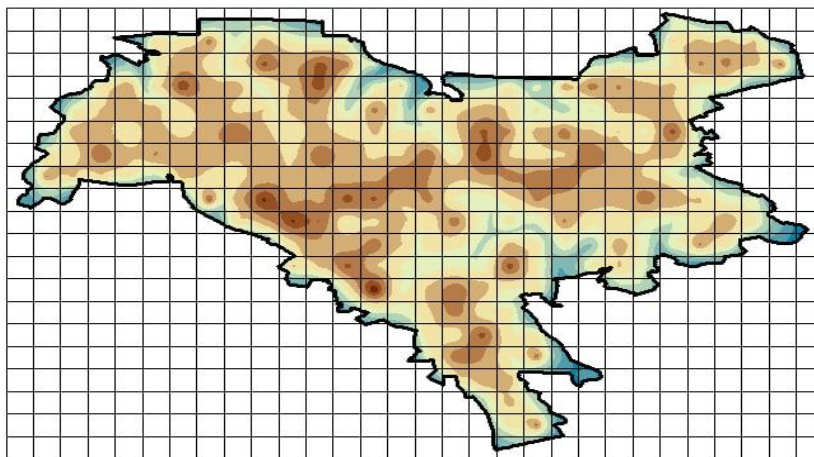


Рисунок 3 – Карта щільності лінеаментів 4-го порядку території міста Києва

Висновки

Щільність розломів і лінеаментів інтерпретується як канали міграції радону та зони розущільнення порід, що просторово збігаються з каналами, за якими відбувається перенос енергії та речовин з нижніх горизонтів земної кори в осадовий чохол. Асоціацію зон високої просторової щільності лінеаментів 3-4 порядків із зонами

найбільш потенційно радононебезпечних ділянок на локальному рівні було виявлено і детально описано на прикладі міста Кропивницький та його околиць в [7, 8].

За результатами аналізу карти щільності лінеаментів міста Києва можна стверджувати, що найбільший рівень ризику радонової небезпеки спостерігається переважно у правобережних районах Києва: особливо можна відмітити Відрадний масив, масив Солом'янка, північну частину Оболонського району. На лівому березі територією з потенційно підвищеним рівнем радону можуть бути Русанівські сади. В цілому передбачається, що територія західної частини Києва (правий берег) є більш радононебезпечною, що також підтверджується більшою концентрацією розломів. Подальші дослідження ми будемо направляти на побудову карти щільності розломів, а потім – наземну завірку виділених ділянок щільності розломів та лінеаментів.

Література

1. Жовинський Е.Я., Крюченко Н.О., Жук О.А., Клос В.Р. Геохімічні аспекти визначення територій екологічного ризику. Київ : Геохім. та рудоутв, 2016. Вип. 37. С. 100—105.
2. Komov I. L. Monitoring of radon in Ukraine. Proceedings of the International Radon Symposium – Volume II. American Association of Radon Scientists and Technologists, 2003.
3. Жовинський Е.Я., Комов І. Л., Діденко П.І., Крюченко Н. О. Зв'язок гідрогеохімічних аномалій радону та фтору з ділянками тектонічних порушень (на прикладі м. Київ). Пошукова та екологічна геохімія. 2004. № 4. С. 56—60.
4. Radon-prone Areas: the Ukrainian Shield case study / T.V. Dudar et. al. 18th International Conference on Geoinformatics - Theoretical and Applied Aspects. Kyiv, 13-16 May 2019.
5. Лебедь О.О., Мислінчук В.О., Андреев А.А. Радон: моніторинг та Геоекологічний аналіз його впливу на екосистему міста Рівного. Монографія. – Рівне: РМАНУМ, 2017. – 208 с.
6. Діденко П.І. Вплив радону на населення України. Техногенно-екологічна безпека та цивільний захист. Київ: Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», 2012. № 4. С. 60—67.
7. Dudar T.V. (2020). Methodological principles of the environmental safety for the territories having technologically enhanced radiation sources of natural origin. Dissertation abstract for obtaining the degree of Doctor of Science. 29.10.2020. Kyiv, 2020. 44 p.
8. Dudar T.V., Titarenko O.V., Nekos A.N., Vysotska O.V., Porvan A.P. (2020) Geospatial modeling of radon-prone areas// Nuclear and Radiation Safety. – K. – P. 28-37. DOI: [https://doi.org/10.32918/nrs.2020.3\(87\).04](https://doi.org/10.32918/nrs.2020.3(87).04)

Маркіна Н. К., зав. лаб.;

Горишнякова Я. В., наук. співр., аспірант

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

ВИЗНАЧЕННЯ ГЕНЕТИЧНИХ ГОРИЗОНТІВ З НАЙБІЛЬШИМ НАКОПИЧЕННЯМ ЛЕГКОРОЗЧИННИХ СОЛЕЙ НА ПЛЯЖАХ ІЗОЛЬОВАНОГО В УТЛЮЦЬКОМУ ЛИМАНІ СТАВКА-ВИПАРОВУВАЧА ЗАПОРІЗЬКОГО ЗАЛІЗО-РУДНОГО КОМБІНАТУ

Враховуючи екологічну ситуацію, яка склалась в районі Утлюцького лиману в результаті пилення пляжів ставка-випаровувача Запорізького залізорудного комбінату, постала необхідність в обґрунтуванні умов їх задернування. При цьому необхідним є визначення в ґрунтовому профілю горизонтів максимального та мінімального накопичення розчинних солей. Для досягнення поставленої мети були відібрані проби ґрунту на глибині в інтервалі 0-15см, 15-30 см, і більше 30 см (30-40 см). Результати досліджень хімічного складу водних витягів проб ґрунтів приводяться в таблиці 1, а пункти відбору – на рисунку 1.

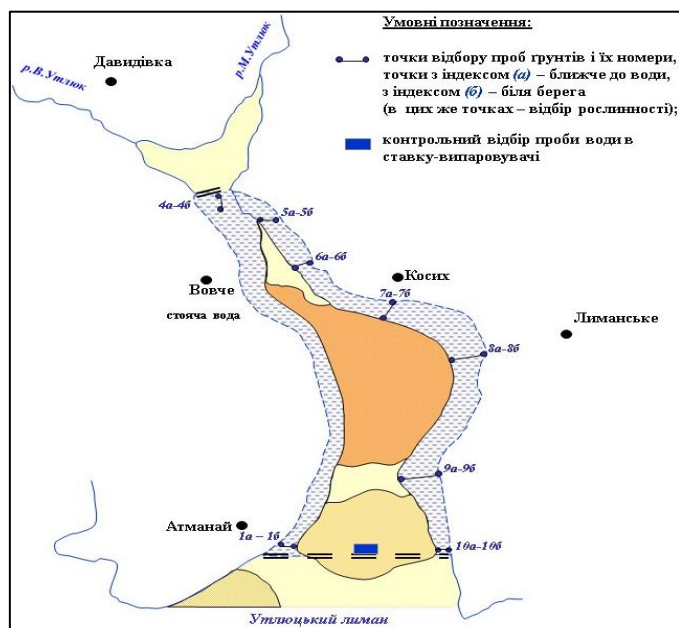


Рисунок 1 – Схема розташування створів та точок відбору проб ґрунту на пляжах ставка-випаровувача і точок збору рослинності в межах майданчиків (ділянок) геоботанічних досліджень

Таблиця 1 – Результати аналізу водного витягу ґрунтів в мг-екв/100 г ґрунту

Номери точок відбору проб	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ + K ⁺	Сума солей, мг-екв/100г	Сума токсичних солей, % / Σ = (Na ⁺ + Mg ²⁺):15, (%)	Глибина відбору проб ґрунту, см
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Відкрита зона пляжу</i>									
1а	1,1	157,5	18,5	9,0	34,0	134,1	354,2	9,57 / 11,21	5,0-7,0
4а	0,5	45,0	6,0	3,0	7,5	41,0	103,0	5,9 / 7,73	25,0-30,0
5а	0,4	43,0	9,0	4,0	7,0	41,4	104,8	2,83 / 3,23	>30,0
6а	0,2	42,5	12,5	5,0	7,5	42,7	110,4	2,97 / 3,35	>30,0
7а	0,5	32,0	19,5	9,5	8,5	52,0	122,0	3,63 / 4,03	15,0-20,0
8а	0,6	60,0	22,0	9,0	11,0	62,6	165,2	4,39 / 4,91	10,0-15,0
9а	1,0	100,0	16,0	8,0	27,0	82,0	234,0	6,22 / 7,29	10,0-15,0
10а	0,9	200,0	17,5	8,5	39,5	170,4	435,3	15,31 / 13,53	10,0
<i>Задержана зона пляжу</i>									
1б	1,0	102,5	17,5	11,0	18,5	91,5	242,0	6,31 / 7,33	20,0-25,0
4б	0,71	42,5	7,5	2,0	12,0	36,7	101,41	2,8 / 3,25	25,0-30,0
5б	0,6	43,0	5,0	4,0	8,0	31,6	92,2	2,24 / 2,64	>30,0
6б	0,3	30,0	4,0	5,0	5,0	24,3	68,8	1,63 / 1,95	>30,0
7б	0,5	32,0	7,0	2,0	7,0	31,0	82,5	2,24 / 2,53	>30,0
8б	0,5	36,0	9,0	4,0	8,0	33,5	91,0	2,42 / 2,77	>30,0
9б	1,2	96,0	9,0	9,5	19,5	84,2	219,4	5,48 / 6,45	>30,0
10б	1,4	122,5	18,5	10,0	18,0	144,0	314,4	7,67 / 8,83	>30,0

За глибиною залягання сольового горизонту, засолені ґрунти розрізняються на [1].

- Солончакові – солі у інтервалі глибин 0–30 см;
- Солончакуваті – солі у інтервалі глибин 30–80 см;
- Глибоко солончакуваті – солі у інтервалі глибин 80–150 см;
- Глибоко засолені – солі у інтервалі глибин нижче 150 см.

З метою визначення можливості рослин з групи галофітових ценозів до адаптації в різних діапазонах засолення, авторами визначались особливості будови сольового профілю ґрунтів на пляжах ставка-випаровувача, потужність сольового горизонту та розподіл суми солей по профілю і в площині.

На рисунку 2 приведений графік розподілу за глибиною вмісту іонів в водних витягах відібраних проб ґрунтів.

Графік ілюструє особливості зміни концентрації аніонів і катіонів по ґрунтовому профілю відкритих та задернованих пляжів ставка-випаровувача.

Як свідчать графіки, в ґрунтах на відкритих пляжах максимальний вміст аніонів і катіонів простежується на глибині 10-15 см, а з глибини 20 см до 30 см і > 30 см їх вміст зменшується майже в 4-и рази для катіону Na^+ , і в 5-6 разів – для аніону Cl^- . Значно зменшується також в цьому інтервалі вміст аніонів HCO_3^- і SO_4^{2-} . Така ж закономірність в розподілі по глибині простежується для катіонів Ca^{2+} і Mg^{2+} , що свідчить про накопичення в верхньому горизонті ґрунтового профілю значної кількості легкорозчинних солей з превалюючою позицією хлористого натрію.

На задернованих пляжах, де поширені рослини галофітних ценозів, навпаки, відбувається зменшення в ґрунтах вмісту аніонів і катіонів до глибини 30 см, а на глибині > 30 см відбувається зростання їх вмісту. Значно зростає на вказаній глибині вміст аніонів хлору до 3-х разів і катіонів натрію до 6-и разів (рис. 2, 3).

Таким чином, максимальний вміст легкорозчинних солей в ґрунтах відкритих пляжів знаходиться на глибині 5-10-15 см, в ґрунтах задернованих пляжів – на глибині 20-25 см та на глибині > 30 см.

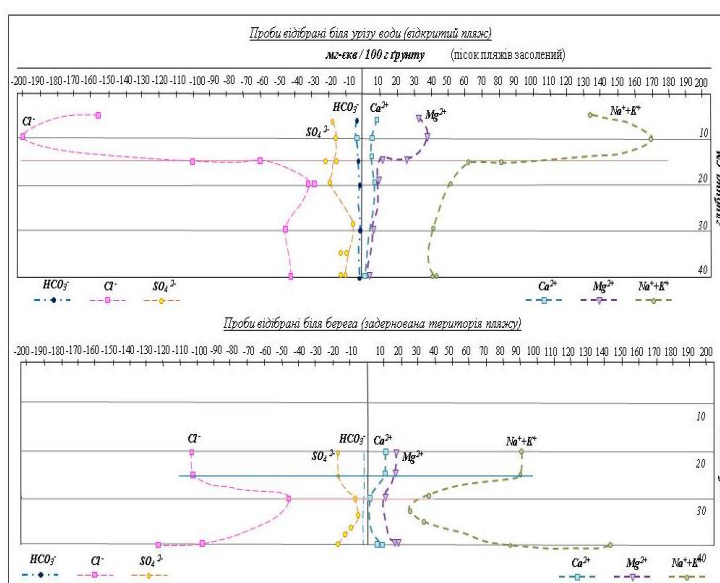


Рисунок 2 – Графік розподілення легкорозчинних солей по ґрунтовому профілю засоленних ґрунтів на відкритих та задернованих пляжах ставка-випаровувача

Розподіл загальної суми солей (мг-екв/100г ґрунту) та суми токсичних солей (%) при розрахунковому вмісті токсичних іонів у відсотках від маси сухого ґрунту, свідчить, що максимальна їх кількість зконцентрована на глибині 5-15 см на відкритих пляжах і на глибині 20-25 см та, в залежності від сектору пляжу, на глибині > 30 см - на задернованих пляжах (рис. 3).

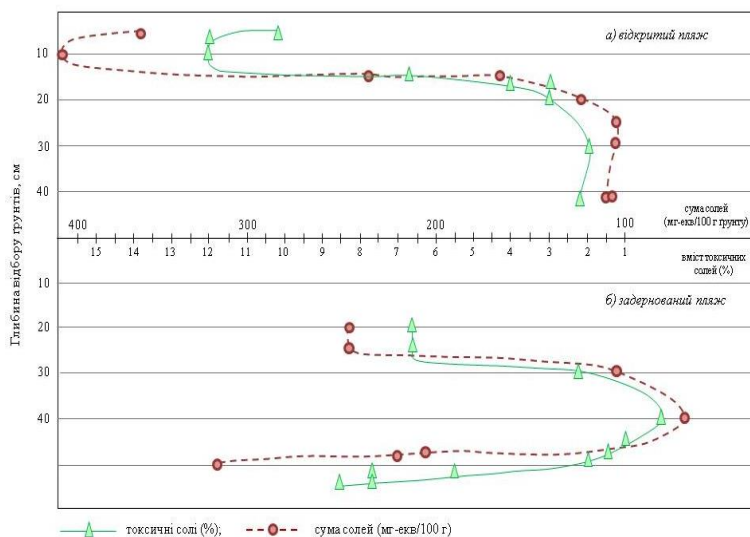


Рисунок 3 – Графік розподілення за глибиною загального вмісту легкокорозчинних і токсичних солей на відкритій (а) та задернованій (б) території пляжу ставка-випаровувача

Слід зазначити, що на графіках криві розподілу загальної суми солей (мг-екв/100г) та суми токсичних солей (%) мають ідентичні конфігурації, що свідчить про стабільність на пляжах умов формування хімічного складу як ґрунтів, так і ґрунтових вод.

Згідно з класифікацією засолених ґрунтів [2], в залежності від глибини залягання сольового горизонту засолені ґрунти на пляжах ставка-випаровувача класифікуються як солончаки гідроморфні на глибині 0-30 см; а на глибині > 30 см - як солончакуваті.

За потужністю сольового горизонту – засолені ґрунти малопотужні на відкритих пляжах (потужність сольового горизонту < 30 см), а на задернованих - не встановлена.

За будовою сольового профілю засолені ґрунти відносяться до ґрунтів з солончаковим сольовим профілем – на відкритих пляжах (солі знаходяться в його верхній частині).

В солончакуватих ґрунтах на закритих пляжах розміщення максимуму легкокорозчинних солей залежить від періоду року: в сухий період – він знаходиться в верхньому горизонті (0-30 см), в вологий – переміщується на глибину промочування ґрунтів атмосферними опадами.

Залежність солевмісту ґрунтів на пляжах ставка-випаровувача від глибини залягання рівнів ґрунтових вод:

Кількісний розподіл солей по ґрунтовому профілю на пляжах ставка-випаровувача знаходиться в тісній залежності від глибини залягання рівня ґрунтових вод.

Як слідує з графіків, приведених на рисунках 4, 5 на території відкритих пляжів простежується закономірність зниження загального солевмісту в ґрунтах верхньої зони ґрунтового профілю (5-15 см) при збільшенні глибини залягання рівня ґрунтових вод з 10-15 см до 30 см і більше 30 см. При цьому чим глибше залягає вода, тим менший солевміст в ґрунтах. Аналогічна закономірність відзначається для зміни вмісту токсичних солей (рисунок 6).

На задернованих пляжах в усіх точках відбору проб ґрунтів, рівні ґрунтових вод залягають нижче 30 см. В зв'язку з тим, що глибше 35-40 см рівень води не замірявся, залежність зміни солевмісту в ґрунтах та вмісту токсичних солей від глибини залягання рівня ґрунтових вод не встановлена.

На графіках видно, що сума солей в ґрунтах відкритих пляжів, в залежності від розташування точок відбору проб, на 40-120 мг-екв/100г вища ніж в ґрунтах задернованих пляжів.

На наш погляд, більш високий солевміст в ґрунтах відкритих пляжів ніж в ґрунтах задернованих, має наступне пояснення.

Солевміст в ґрунтах відкритих пляжів формується при участі високомінералізованих поверхневих вод ставка-випаровувача, а також в результаті вторинного засолення ґрунтів, яке відбувається за рахунок випаровування в зв'язку з близьким до поверхні заляганням ґрунтових вод.

В нашому випадку ґрунтові води на території пляжів представляють собою води, хімічний склад яких формується за рахунок високомінералізованих хлоридно-натрієвих вод ставка-випаровувача. Останні є джерелом надходження солей в ґрунти.

За рахунок близького до поверхні рівня ґрунтових вод (10-15-30 см), відбувається капілярне підняття мінералізованих ґрунтових вод [3]. При цьому вода швидко випаровується, а мінеральні солі залишаються в верхніх шарах (горизонтах) ґрунтів, збільшуючи ступінь їх засолення.

Баланс ґрунтових вод в цих умовах регулюється в основному випаровуванням, в результаті чого процеси накопичення солей переважають над процесами їх транзиту і виносу.

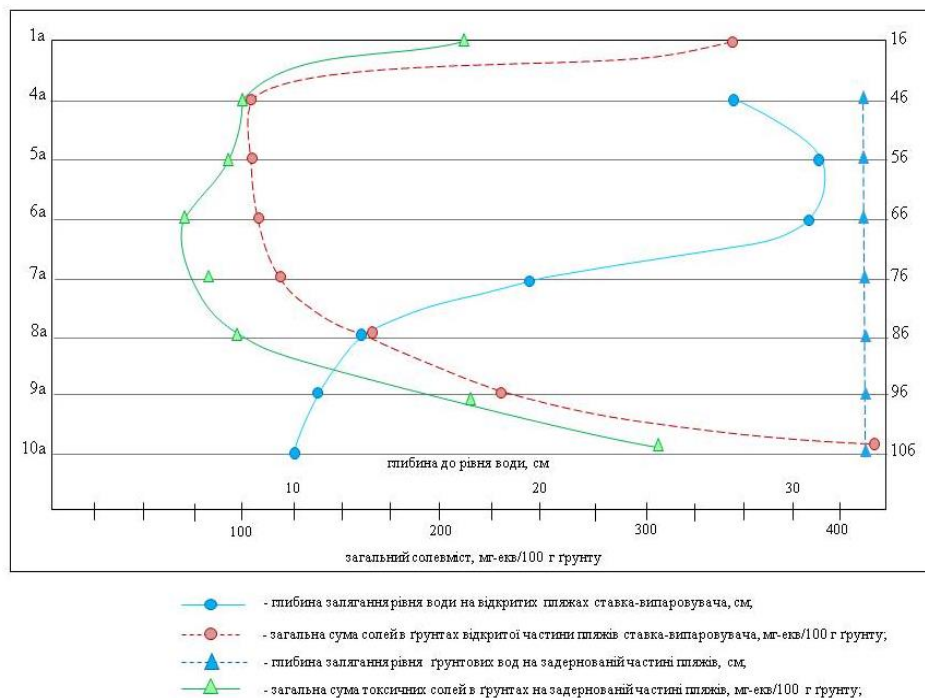


Рисунок 4 – Залежність загального солесмісту (мг-екв/100 г ґрунту) в ґрунтах на відкритій і задернованій частинах пляжів ставка-випаровувача від глибини залягання рівня ґрунтових вод

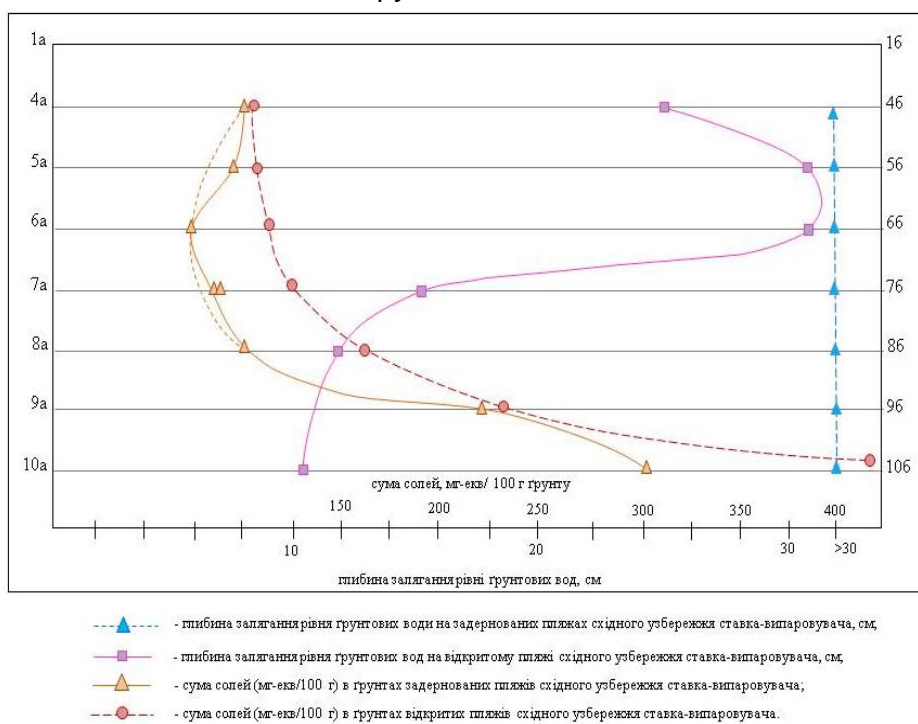


Рисунок 5 – Залежність солесмісту (мг-екв/100 г ґрунту) в ґрунтах пляжів від рівня ґрунтових вод на східному узбережжі в напрямку від греблі водосховища до греблі ставка-випаровувача ПрАТ «ЗЗРК»

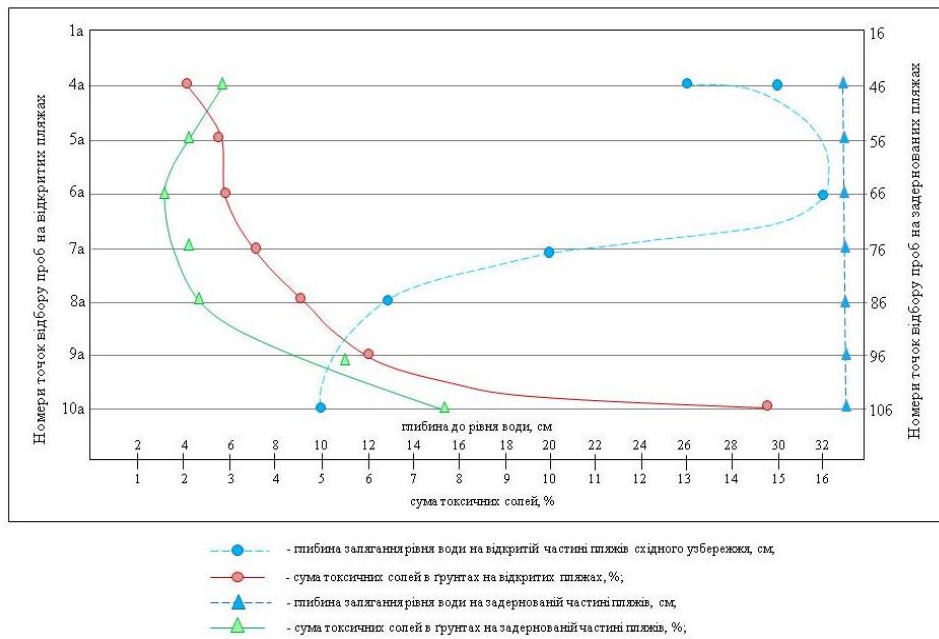


Рисунок 6 – Зміна суми токсичних солей (%) в ґрунтах відкритих і задернованих пляжів на східному узбережжі в залежності від рівня ґрунтових вод в напрямку від північної греблі водосховища до південної греблі ставка-випаровувача ПрАТ «ЗЗРК»

На задернованих пляжах в умовах близького залягання ґрунтових вод інтенсивно розвиваються рослинні асоціації, характерні для біокліматичної зони степу, які в повній мірі захищають ґрунти, знижуючи інтенсивність (ступінь) їх засолення й укріплюючи поверхню пляжів.

Галофіти, що ростуть і домінують на задернованих пляжах ставка-випаровувача, слугують в якості біомеліорантів, які, формуючи високорослу розгалужену надземну масу, забезпечують випаровування великої кількості води за рахунок транспірації, зниження рівня ґрунтових вод, зменшення випаровування з поверхні ґрунту, чим пояснюється зменшення концентрації солей в верхніх горизонтах ґрунтового профілю. В таких умовах відбувається збільшення рослинного покриття, що надійно закріплює пляжі від еолового розвіювання.

Це підтверджує доцільність висаджування галофітів на відкритих пляжах ставка-випаровувача з метою їх закріплення, оскільки висадка рослин знижує швидкість вітру, підвищує вологість повітря і, в кінцевому рахунку, зменшує випаровування вологи ґрунтами і, тим самим, обмежує підняття солей і їх акумуляцію в верхніх горизонтах.

В цих умовах баланс ґрунтових вод регулюється крім випаровування, транспірацією, в результаті чого процеси виносу солей превалюють над процесами накопичення солей.

На графіках просліджується також підйом рівня ґрунтових вод на відкритих пляжах в напрямку від північної дамби до південної. Характер підйому рівня води поступовий від точки № 6а до точки № 7а, а від точки № 8а - рівень води відносно різко підіймається. В цьому ж напрямку відбувається збільшення солевмісту в ґрунтах пляжів. Така закономірність, на наш погляд, повинна бути характерною і для задернованих пляжів.

Встановлені при проведенні досліджень особливості кількісного розподілу солей по ґрунтовому профілю на пляжах ставка-випаровувача та особливості гідродинаміки ґрунтових вод на їх території слугують основою для обґрунтування вибору видового складу солестійких рослин, які доцільно буде висаджувати для формування рослинних угруповань (фітоценозів) на відкритих пляжах для їх задернування.

Враховуючи ступінь та тип засолення ґрунтів на пляжах ставка-випаровувача і розподілення по глибині горизонту максимального солевмісту та вмісту легкорозчинних токсичних солей, постає необхідність в визначенні видів рослин галофітного ценозу, що зможуть адаптуватись до умов сильно засоленого середовища і рівня зволоження, які склалися на пляжах, тобто проаналізувати диференціацію галофітних рослин в залежності від адаптації до ступеня засолення ґрунтів.

Виходячи з приведеної інформації та враховуючи солевміст в ґрунтах на відкритих та задернованих територіях пляжів ставка-випаровувача, вибір рослин для висадки на пляжах доцільно проводити в групі гіпергалофітів, що одночасно входять в групу галомезофітів, життя яких можливе в засоленних місцях з близьким до поверхні ґрунту заляганням рівня ґрунтових вод.

Література

5. Новикова А.В. Исследования засоленных и солонцовых почв: генезис, мелиорация, экология. Избранные труды. Харьков: КП «Друкарня 13», 2009. 720 с.
6. Базилевич Н.И., Панкова Е.И. Опыт классификации почв по засолению. «Почвоведение». вып № 11. Издательство «Наука», 1968. С. 3-16.
7. Альтовский М.Е. *Справочник гидрогеолога*. Издание: Государственное научно-техническое издательство литературы по геологии и охране недр, Москва, 1962. 623с.

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. Харків, Україна

ДОСЛІДЖЕННЯ ТЕПЛОІЗОЛЯЦІЙНО-ОПОРЯДЖУВАЛЬНИХ СИСТЕМ НА ПОШИРЕННЯ ВОГНЮ ПО ПОВЕРХНІ ТА ЇХ ВПЛИВ НА ПОКАЗНИКИ ПОЖЕЖНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ТА ЕНЕРГОЗБЕРЕЖЕННЯ

Ціни на світовому ринку енергетичних ресурсів стрімко зростають, а їх запаси вичерпуються. У країнах Західної Європи вже понад 30 років одним із стратегічних напрямків підвищення енергоефективності економіки є енергозбереження у житловому фонді. Цей напрямок піднесено до рангу державної політики. У цих країнах сформовані спеціальні підгалузі будівельної індустрії, що займаються тепловою модернізацією будівель. Тільки за минулі 15-20 років в цілому по країнах Західної Європи витрати різних видів палива на опалення будинків скоротилися на 40-50% і значно покращилась комфортність житла.

Україна, як відомо, відноситься до країн з малими енергетичними запасами. Тому стратегічним завданням національної економіки України в цілому є забезпечення економного використання енергетичних ресурсів. Для будівельної галузі це завдання повинно вирішуватися, в першу чергу, за рахунок суттєвого зниження витрат теплоти на опалення існуючого фонду цивільних будинків. Введені з травня 2017 р. нові державні норми з теплозахисту будівель [1] дозволяють наблизити вимоги з енергозбереження до загальноєвропейських стандартів.

З 1994 року в Україні запроваджено нові нормативи [2], які спрямовані на забезпечення зниження витрат тепла через стіни будинків в 2,5-3 рази. Для забезпечення цієї вимоги на теперішній час в Україні впроваджують системи теплоізоляції фасадів будинків, що складаються із теплоізоляційного матеріалу, який безпосередньо кріпиться до зовнішньої стіни клейовими сумішами, металевими або пластмасовими дюбелями та захищається шаром штукатурки. В якості теплоізоляційного матеріалу у таких системах широко використовують пінополістирольні плити. Всього в Україні потребують утеплення зовнішніх стін близько 74 тис. існуючих будинків. Виконання цього завдання потребує застосування у будівництві нових ефективних матеріалів, конструкцій і технологій для більшості з яких

невизначені, або недостатньо вивчені показники пожежної небезпеки. Проведені теплотехнічні розрахунки показують, що для забезпечення нових теплотехнічних нормативів товщина шару утеплювача повинна складати від 80 мм до 150 мм.

В той же час при влаштуванні додаткової теплоізоляції на внутрішній поверхні існуючої стіни зберігаються «містки холоду», які є в конструкції кладки (плити перекриття, залізобетонні перемички і т.п.), так як ізоляція не охоплює всю будівлю, кладка, яка розташована за ізоляційним шаром, залишається холодною, точка роси і межа промерзання знаходяться всередині стіни. Масивні цегляні стіни не можуть акумулювати тепло, результати зміни зовнішньої температури переносяться на кладку, що веде до накопичення сирості у вигляді конденсату та пошкодження кладки.

Варто зазначити, що фасадні системи в Україні вже почали широко застосовуватися, проте для подальшого їх розвитку не вистачає державної нормативної бази, яка регулювала б їх застосування.

Сьогодні в Україні стандарт на метод вогневих випробувань систем утеплення зовнішніх стін будинків відсутній. На теперішній час випробування на поширення вогню проводять за тимчасовою методикою, в якій за основу взято положення національного стандарту США U. B. S. Standards №17-6 Method of test for the evaluation oof flammability characteristics of exterior, nonload-bearing wall panel assemblies using foam plastic insulation (Метод випробування для оцінювання показників пожежної небезпеки зовнішніх самонесучих стінових панелей, в яких застосовується ізоляція з пінополістиролу) [3, 4].

Враховуючи різноманітність конструкційних характеристик фасадних систем можна констатувати, що кожна з них має свої переваги та недоліки, а також найбільш раціональну сферу застосування. Тому актуальним буде впровадження цих технічних рішень в сферу будівництва України з точки зору пожежної безпеки та енергозбереження і має бути всебічно проаналізовано та обґрунтовано [5, 6, 7].

Так, випробуванням піддавали конструкцію фасадної теплоізоляції ТМ «САРАТЕСТ» виробництва ТОВ «КАПАРОЛ ДНІПРО» (с. Василівка Дніпропетровська обл.) з опорядженням штукатуркою (рис. 1). В якості утеплювача використовували пінополістирольну плиту марки ПСБ-С-25 торговельної марки «СТОЛІТ» виробництва ТОВ «Ізотерм-С» (м. Рівне) середньою товщиною 150 мм.

Випробування проводились за умов відсутності атмосферних опадів або туману та за такими умовами навколишнього середовища:

- температура повітря – 21 °С;
- атмосферний тиск – 96,7 кПа;

- швидкість повітря – не більше 0,7 м/с.

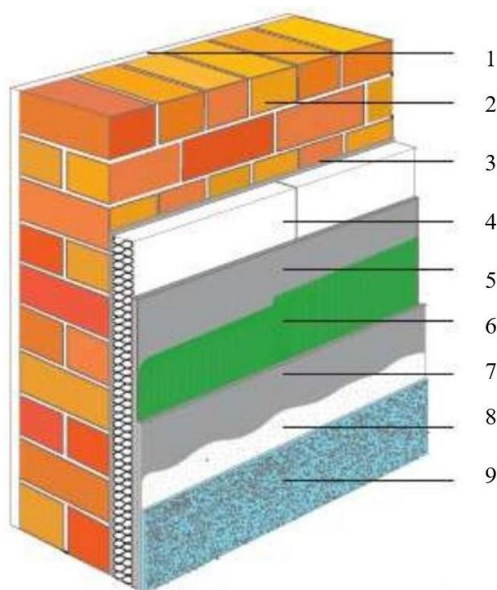


Рисунок 1. – Схема конструкції фасадної теплоізоляції ТМ "САРАТЕСТ" виробництва ТОВ "КАПАРОЛ ДНІПРО" (с. Василівка Дніпропетровська обл.) з опорядженням штукатуркою та утеплювачем з пінополістиролу, де:

- 1 - внутрішнє оздоблення стінової панелі гіпсокартонними листом;
- 2 - стінова панель виконана із керамічної цегли;
- 3 - клейова суміш для пінополістирольних плит "Capatect-Klebmasse 190 S" виробництва ТОВ "КАПАРОЛ ДНІПРО" (с. Василівка Дніпропетровська обл.), середня товщина шару 8 мм - 12 мм;
- 4 - плита пінополістирольна марки ПСБ-С-25 виробництва ТОВ "Ізотерм-С" (м. Рівне), середня товщина 150 мм;
- 5,7 - клейово-армувальна суміш для теплоізоляції "Capatect Klebe- und Spachtelmasse 190 Grau" виробництва ТОВ "КАПАРОЛ ДНІПРО" (с. Василівка Дніпропетровська обл.), середня товщина шару 3,1 мм;
- 6 - лугостійка сітка зі склотканини ""Capatect-Gewebe 650/00" виробництва АТ "Valmieras stikla šķiedra" (Латвія), розміри вічка 4 мм × 4 мм , питома вага 160 г/м²;
- 8 - пігментований адгезійний ґрунт "Capatect - Putzgrund 610 Weiß" виробництва ТОВ "КАПАРОЛ ДНІПРО" (с. Василівка Дніпропетровська обл.), середня витрата 250 г/м²;
- 9 - силікатна декоративна штукатурка "Sylitol-Fassadenputz" виробництва "Deutsche Amphibolin-Werke von Robert Murjahn Stiftung & Co KG", середня товщина 2,9 мм.

З метою запобігання поширення вогню по пінополістирольній плиті, в якості протипожежної вставки застосовано мінераловатну плиту «Paroc FAL1» виробництва фірми «Paroc Polska Sp. z o.o.» (Польща) середньою товщиною 150 мм та середньою шириною 200 мм.

За результатами натурних вогневих випробувань на поширення вогню [8] конструкції фасадної теплоізоляції ТМ «САРАТЕСТ» виробництва ТОВ «КАПАРОЛ ДНІПРО» (с. Василівка Дніпропетровська обл.) з опорядженням штукатуркою та утеплювачем з пінополістиролу, яка складається з оздоблювально-захисного шару середньою товщиною 6,0 мм і утеплювача завтовшки 150 мм з пінополістирольної плити марки ПСБ-С-25 торговельної марки «СТОЛІТ» виробництва ТОВ «Ізотерм-С» (м. Рівне) середньою товщиною 150 мм, протипожежного поясу та обрамлення

віконного прорізу з мінераловатної плити «Paros FAL1» виробництва фірми «Paros Group» (Польща) товщиною 150 мм та шириною 200 мм встановлено, що:

- поширення полум'я по поверхні конструкції фасадної теплоізоляції ТМ «САРТЕСТ» з опорядженням штукатуркою та утеплювачем з пінополістиролу за межі її безпосереднього контакту з полум'ям із вогневої камери не відбувалося;

- максимальне значення перевищення температури у контрольних точках в шарі утеплювача (пінополістирольна плита) відносно початкової температури в цих точках становить 365°C, що не перевищує граничного значення 400 °C.

Згідно з методикою натурних вогневих випробувань теплоізоляційно-оздоблювальних систем зовнішніх стін будинків та споруд на поширення вогню, конструкція фасадної теплоізоляції ТМ «САРТЕСТ» виробництва ТОВ «КАПАРОЛ ДНІПРО» (с. Василівка, Дніпропетровська обл.) з опорядженням штукатуркою та утеплювачем з пінополістиролу, яка піддавалась випробовування, вважається такою, що не поширює вогонь.

За результатами проведеного дослідження рекомендовано з точки зору пожежної безпеки та енергозбереження при улаштуванні теплоізоляційно-опоряджувальних фасадних систем по поверхні будівель та споруд більше одного поверху по висоті, влаштовувати протипожежні вставки між кожним поверхом, з обрамленням віконних прорізів з мінераловатних плит товщиною 150 мм та шириною 200 мм.

Література

1. ДБН В.2.6–31:2016. Теплова ізоляція будівель [Чинні від 2017– 05–01] // Мінрегіон України. – К.: Укрархбудінформ, 2016. – 33 с. – (Державні будівельні норми України).
2. Закон України “Про енергозбереження”.
3. ISO 13785-1:2002 (E) Reaction-to-fire tests for façades – Part 1: Intermediate-scale test.
4. ISO 13785-2:2002 (E) Reaction-to-fire tests for façades – Part 2: Large-scale test.
5. ДБН В.1.1-7:2016 Пожежна безпека об'єктів будівництва. Загальні вимоги.
6. ДБН В.2.6-33:2008 Конструкції будинків і споруд. Конструкції зовнішніх стін із фасадною теплоізоляцією. Вимоги до проектування, улаштування та експлуатації.
7. ДСТУ Б В.2.6-34:2008 Конструкції будинків і споруд. Конструкції зовнішніх стін із фасадною теплоізоляцією. Класифікація і загальні вимоги.
8. ДСТУ Б В.1.1-21:2009 Захист від пожежі. Конструкції зовнішніх стін із фасадною теплоізоляцією. Метод великомасштабних вогневих випробувань (ISO 13785-2:2002, MOD).

Михайлова Є. О., канд. техн. наук, доц.

Харківський національний економічний університет імені Семена Кузнеця, м. Харків, Україна

ПРОБЛЕМИ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ГЕОЛОГІЧНОГО ЗБЕРІГАННЯ ВУГЛЕКИСЛОГО ГАЗУ

Зміна клімату через глобальне потепління Землі на сьогоднішній день визнана однією з головних проблем людства, яка перебуває на порядку денному вже більше ніж 40 років. За цей час, усвідомивши серйозність проблеми, світове співтовариство взяло курс на декарбонізацію економіки. Цей процес являє собою розроблення та впровадження комплексу заходів, методів і технологій, націлених на обмеження темпів глобального потепління. Декарбонізація базується на двох основних принципах: зменшенні викидів парникових газів, насамперед CO₂, в атмосферу та обмеженні видобування та використання вуглецевмісної сировини.

Значним кроком у напрямку декарбонізації на світовому рівні було прийняття у 2015 році під час роботи 21-ї Конференції сторін Рамкової конвенції ООН про зміну клімату Паризької угоди, яка прийшла на зміну Кіотському протоколу, термін дії якого закінчився в 2020 році. Виходячи цього, у 2021 році уряд України затвердив оновлений Другий Національний визначений внесок України до Паризької Угоди, згідно з яким актуальна кліматична мета України – скорочення до 2030 року викидів парникових газів на 65 % від рівня 1990 року. Однією з вимог Паризької угоди до країн-підписантів є розробка Стратегії низьковуглецевого розвитку до 2050 року. У зв'язку з цим на кліматичному саміті COP26, який відбувся у Глазго у 2021 році, понад 40 країн світу домовилися поступово відмовитись від використання вугілля для виробництва електроенергії. Найбільші економіки світу повинні відмовитися від вугільної генерації до 2030 року, менші – до 2040 року. У свою чергу, Україна в рамках цієї домовленості пообіцяла повністю відмовитись від використання вугілля в енергетиці до 2035 року [1].

Із самого початку індустріальної ери (1750-х років) людство перебуває у значній залежності від викопного палива, отже, для створення сприятливого для клімату розвинутого суспільства потрібні час і гроші. Однією з альтернативних можливостей низьковуглецевого розвитку може стати створення замкненого циклу вуглецю в системі промислового виробництва та енергетики шляхом використання викопного палива без подальшого забруднення довкілля вуглекислим газом. У цьому випадку

вуглець, видобутий з надр землі у вигляді газу, нафти й вугілля, повертатиметься до надр, але вже у вигляді CO₂. Треба відмітити, що геологічне зберігання вуглекислого газу не є винаходом людини. Це широко розповсюджений природний феномен: на нашій планеті існує чимало колекторів CO₂ – геологічних структур, здатних ефективно і безпечно зберігати CO₂ упродовж надзвичайно тривалих періодів часу.

Провідною організацією у світі, що займається проблемами енергоефективності, використання відновлюваних джерел енергії, а також технологією уловлювання і зберігання вуглецю (УЗВ), є міжнародне екологічне об'єднання «Біллона» (The Bellona Foundation), зі штаб-квартирою у місті Осло (Норвегія). Запропонована «Беллоною» ще у 1996 році технологія УЗВ зараз успішно використовується у США, Канаді, Норвегії, Алжирі. Вона може бути особливо цікавою електростанціям, які працюють на викопному паливі, нафтопереробним, цементним, металургійним і хімічним заводам, інтенсивність викидів CO₂ яких в атмосферу є найбільшою [2].

Суть технології УЗВ полягає в тому, що уловлений на промислових об'єктах бездомішковий потік CO₂ стискається, транспортується до місця зберігання і закачується, до породи-колектора скрізь одну чи декілька свердловин [3]. Вуглекислий газ може зберігатись як під землею, так і в морі (рис. 1). Увесь ланцюг технологічних операцій має бути оптимізований для можливого зберігання кількох мільйонів тонн CO₂ на рік.

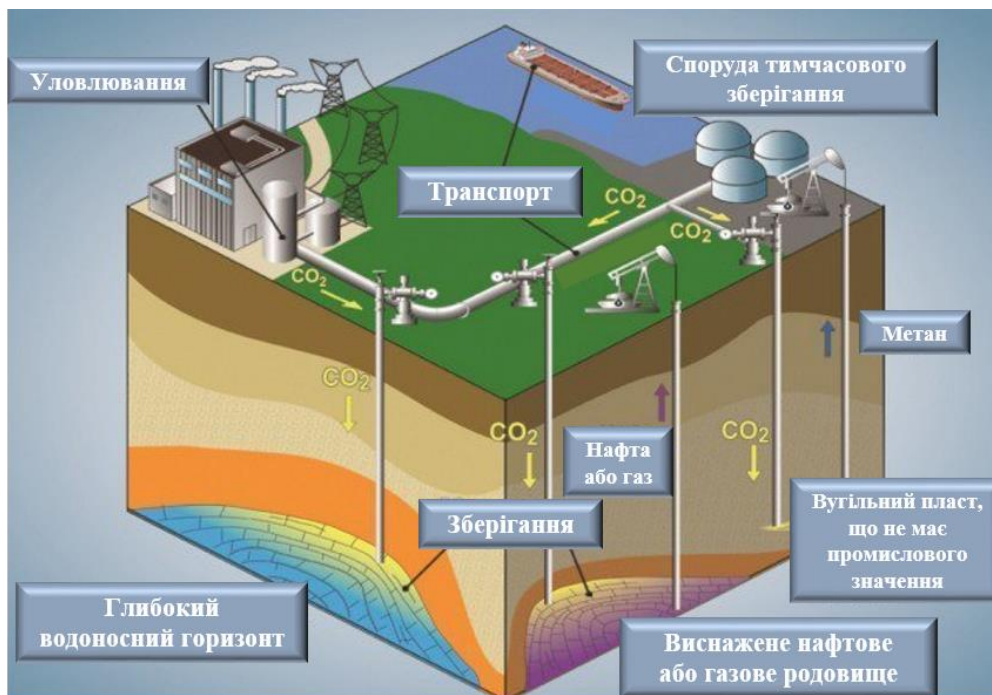


Рисунок 1 – Принципова схема геологічного зберігання вуглекислого газу

На першій стадії технологічного процесу спеціальні установки, які монтуються на підприємствах, за допомогою механічних та хімічних процесів дозволяють уловлювати CO₂ та відокремлювати його від джерела викиду, таким чином перешкоджаючи його потраплянню в атмосферу [4].

Склад і чистота потоку CO₂ мають велике значення на подальших стадіях УЗВ-технології. Наявність кількох відсотків інших речовин, таких як вода (H₂O), сірководень (H₂S), оксиди сірки і азоту (SO_x, NO_x), азот (N₂) і кисень (O₂) впливатимуть на фізичні і хімічні властивості CO₂ та його поведінку в умовах колектору. Тому присутність подібних речовин необхідно враховувати під час проектування стадій компресії, транспортування й закачування, а також під час регулювання експлуатаційних умов і обладнання.

Отриманий висококонцентрований потік CO₂ піддають дегідратації (зневодненню) й компресії (стисканню), що сприяє більш ефективному його транспортуванню і зберіганню. Дегідратація необхідна для уникнення корозії обладнання та пошкодження інфраструктури. Дегідратація проводиться під великим тиском з утворенням гідратів – кристалів твердого льоду, які можуть закупорити обладнання та трубопроводи. Компресія робиться одночасно з дегідратацією. Це багатоступінчатий процес: цикли стискування, охолодження й відокремлення води повторюються. Тиск температура і вміст води – усе має бути пристосовано до виду транспортування й умов зберігання.

Зріджений вуглекислий газ можна транспортувати морськими суднами або трубопроводом. Транспортування CO₂ кораблями може здійснюватися лише в дуже невеликих обсягах (10 000 – 15 000 м³) для промислових цілей. Крім того, морський транспорт не може забезпечити безперервної плавної логістики, а також в порту необхідно мати обладнання для проміжного зберігання й перевантаження CO₂. Транспортування трубопроводом на сьогоднішній день використовується для великих обсягів CO₂ і має перевагу у вигляді безперервного потоку, що рухається від пристрою уловлювання до місця зберігання.

Після транспортування CO₂ закачується і зберігається в пористих геологічних пластах. Тиск закачування повинен бути значно вищий, ніж тиск у породі-колекторі, щоб витіснити з точки закачування CO₂ наявні в колекторі флюїди (газ, воду, нафту). Як правило, тиск закачування не повинен перевищувати тиск розриву гірської породи, оскільки це може спричинити пошкодження геологічної структури колектору. Хімічні процеси можуть впливати на швидкість закачування CO₂. Залежно від типу породи-колектора, складу флюїдів і умов у колекторі (температури, тиску, об'єму, концентрації

речовин тощо) біля свердловин можуть розпочатися процеси розчинення та осадження мінералів. Це може спричинити збільшення чи зменшення швидкості закачування. Кількість свердловин залежить від кількості призначеного для зберігання CO₂, швидкості закачування, проникності і потужності колектору, максимально безпечного тиску закачування й типу свердловини.

До найбільш придатних місць геологічного зберігання вуглекислого газу можна віднести колишні родовища газу та нафти, глибокі соленосні формації або родовища газу та нафти, що вичерпуються, де, як вважають науковці, газ може зберігатися чи не мільйони років. Для України перспективними в цьому плані є Дніпровсько-Донецький та Львівсько-Волинський басейни.

Потенційний колектор для зберігання CO₂ має відповідати багатьом критеріям, основними з яких є [3]:

- значна пористість, проникність гірських порід і ємність сховища;
- наявність перекриваючого непроникного шару гірської породи – так званої «породи-покришки» (наприклад, глини, аргіліту, мергелю, кам'яної солі), яка перешкоджатиме виходу CO₂ з надр;
- залягання глибше ніж 800 м нижче рівня землі, де тиск і температура достатньо високі, щоб зберігати CO₂ в згущеному рідкому стані, і тим самим максимально збільшувати кількість, що зберігається;
- відсутність прісної води: водоносні горизонти, що містять прісну воду, не використовуються для зберігання CO₂, оскільки їх можна використовувати для добування питної води.

Глибокі сольові водоносні горизонти, які можна знайти у всьому світі, в довгостроковій перспективі становлять найбільший потенціал для зберігання CO₂. Сольовий водоносний горизонт – це піщаник, поруватий простір якого природним чином заповнений розчином солей. Після закачування до колектора CO₂ заповнює простір у порах гірської породи і з часом починає розчинятися у соляному розчині. Приблизні оцінки показують, що лише близько 15 % закачаного CO₂ розчиняється впродовж 10 років після закачування. Швидкість розчинення залежить від інтенсивності контакту вуглекислого газу с соляним розчином. Кількість CO₂, яка може розчинятися, обмежена його максимальною концентрацією. Поступово CO₂, особливо в комбінації з соляним розчином, може вступати в хімічні реакції з мінералами, що складають гірську породу колектора, та перетворюватися на твердий вапняк (CaCO₃), який є найбезпечнішою формою геологічного зберігання CO₂. За деякими оцінками лише відносно невелика частина CO₂ буде зв'язана шляхом мінералізації через дуже

тривалий проміжок часу. Через 10 000 років тільки 5 % закачаного CO₂ здатно мінералізуватися, тоді як 95 % залишається у вигляді окремої густої фази [3].

Одним із ключових питань геологічного зберігання вуглекислого газу є те, що воно має бути постійним, а отже на ділянках зберігання не повинно відбуватися витоків. Ризики, пов'язані зі зберіганням CO₂ в геологічних резервуарах, поділяються на дві категорії: глобальні ризики та місцеві ризики. До глобальних ризиків відноситься просочення частини CO₂ з пласту зберігання в атмосферу, що може значно вплинути на зміну клімату. Місцеві ризики включають небезпеку для людей, екосистем та підземних вод. Однак моніторинг та аналіз поточних місць зберігання CO₂, природних та технічних систем і моделей вказують на те, що ймовірність течі у належним чином обраних та доглянутих породах-колекторах майже відсутня або ж незначна в довгостроковій перспективі [5].

Звісно, процес УЗВ потребує чималих фінансових затрат, зокрема, для моніторингу ситуації, геологічних досліджень, розроблення проектів і закупівлі обладнання. Однак, за різними підрахунками, використання цієї технології на підприємствах дозволить знизити викиди вуглекислого газу в атмосферу на 85–98 %. А в США навіть знайшли спосіб додатково заробити на декарбонізації викидів, використовуючи CO₂ для підняття тиску пластів на вичерпаних родовищах нафти й природного газу, тим самим збільшуючи обсяги їх видобутку [2].

Зараз УЗВ-технологія є відомою технологією декарбонізації багатьох національних і глобальних програм з боротьби зі зміною клімату. Численні дослідження таких організацій, як Міжурядова група експертів зі зміни клімату, Форум провідних економік і Міжнародне енергетичне агентство вказали на необхідність істотного глобального впровадження УЗВ-технології в промисловий та енергетичний сектори для ефективною праці над змінами клімату. Хоча, жодна окрема технологія не може запобігти руйнівним змінам клімату. Тільки використання повною мірою усіх доступних технологій і заходів, таких як поновлювальні джерела енергії, підвищення енергоефективності, скорочення викидів у сільському і лісовому господарствах, а також застосування технології УЗВ допоможе успішно здійснювати процес сталого розвитку суспільства.

Література:

1. Михайлова Є. Аналіз проблеми викидів парникових газів та методів їх знешкодження. The scientific paradigm in the context of technological development and social change : scientific monograph. Riga, Latvia, 2023. Part 2. P. 25-59.

2. Викиди вуглекислого газу: вловити, зберегти, використати. Екологія. Право. Людина : веб-сайт. URL: <http://epl.org.ua/environmental-news/vykydy-vuhlekysloho-hazu-vlovyty-zberehty-vykorystaty/> (дата звернення: 09.11.2015).
3. Що насправді означає геологічне зберігання CO₂? CO₂GeoNet. URL: https://network.bellona.org/content/uploads/sites/3/2016/04/CO2GeoNet-Brochure-ukr_comp_protected_ukr-1.pdf.
4. Михайлова Є. О., Панасенко О. В., Маркова Н. Б. Проблема викидів карбон (IV) оксиду та можливі шляхи її вирішення. Вісник Національного технічного університету «ХПІ». Серія: Нові рішення в сучасних технологіях. 2020. № 1 (3). С. 80-88.
5. Уловлювання та зберігання вуглецю: українські перспективи для промисловості та забезпечення енергетичної безпеки. Bellona : веб-сайт. 2013. URL: https://network.bellona.org/content/uploads/sites/3/UKRAINE CCS Energy Security Industry_Ukrainian.pdf.

Монін В. Л., канд. біол. наук, доц.;

Єлістратова Н. Ю., ст. викладач

*Кафедра «Промислови теплоенергетични установоки та теплопостачання»
Державний вищий навчальний заклад «Приазовський державний технічний університет»,
м. Дніпро, Україна*

Альвідас Загорскис, д-р техн. наук, доц.

*Кафедра охорони оточуючого середовища й гідротехніки, Факультет інженерії
оточуючого середовища, Вільнюський технічний університет ім. Гедимінаса, Литва*

СПОСОБИ РОЗВАНТАЖЕННЯ ЕКОСИСТЕМИ АЗОВСЬКОГО МОРЯ ВІД НАДМІРНОЇ РОСЛИННОЇ БІОМАСИ ТА ОТРИМАННЯ БІОГАЗУ МЕТАНУ

Водорості і вища водна рослинність, є важливим фактором очищення вод Азовського моря від антропогенного забруднення. За рахунок них формуються штормові викиди. Викиди є цінною сировиною, насамперед добривом та використовуються населенням морських країн. Тому необхідно навчитися витягувати цю органіку з Азовського моря та використовувати її як сировину на господарські потреби.

Дослідження сезонної динаміки рослинної біомаси штормових викидів Білосарайської затоки показало можливість отримання цього матеріалу кожного сезону впродовж року [1].

При збиранні викидів та передвикидних скупчень з води буде вилучено велику кількість органічних та мінеральних речовин. У разі попадання викидів знову у воду відбудеться вторинне забруднення води, в наслідок розвитку на них мікроорганізмів і розкладання безпосередньо біомаси.

Попередніми дослідженнями встановлено залежність кількості отриманого метану від типового складу морської рослинної біомаси [2]. Тому, при розробці методу отримання біогазу метану, треба враховувати типовий склад рослинної біомаси викидів.

Метою досліджень є визначення співвідношення типів морських рослин, вміст органіки штормових викидів, розробка способів висушування та підготовки біомаси для подальшої переробки для отримання біогазу шляхом метаногенезу.

Спостереження за утворенням штормових викидів проводили з травня по листопад 2021 року, в районі Азовської науково-дослідної станції (АНДС)

Приазовського державного технічного університету, розташованої на північній стороні Білосарайської затоки Азовського моря.

Первинний кількісний облік водоростевих викидів здійснювали методом фото фіксації на ділянки берега Азовської науково дослідної станції (АНДС) Приазовського державного технічного університету. Викиди являли собою берегові вали, або прибережні скупчення різної протяжності, маси та часу створення. Визначення видового складу викидів проводили безпосередньо після зменшення вітрової діяльності або після припинення хвильового викиду водоростей.

Аналіз органічного та мінерального складу за ДСТУ 7670:2014 «Сировина та продукти харчові (готування проб)»: сушіння - 85С ; прожарювання - 450С .

Зважування наважок здійснювали на терезах (кордон зважування – 200 г) з дискретністю відліку – 0.01 г. Мінералізацію проб проводили в муфельній печі при температурі 450С за ДСТУ 7670. Зважування мінеральних залишків здійснювали на терезах (межа зважування – 220 г) з дискретністю відліку – 0.001 г. Різниця між сухою та мінералізованою масами представляла органічну речовину.

Узагальнений видовий склад суміші було отримано з використанням метода Глаголева. Цей метод використовується в технічних дослідженнях, коли неможливо відокремити різні складові матеріалу для мікроскопічного кількісного аналізу пористої структури. Метод Глаголева застосовується для виявлення об'ємного змісту та структури природних порід. Він полягає в накладанні сітки на зображення (рис.1). В якості зображення застосовуємо документи фотофіксації штормових викидів суміші водоростей. Прораховуються вузли сітки, що припадають на бурі ділянки, на зелені і які там ще будуть, потім поділяємо на загальну кількість вузлів (перетинів) і визначаємо частку всього зображення (або відсоток). Взагалі проаналізовано 9 фото проб зібраних з 01.05 по 13.11.2021р.

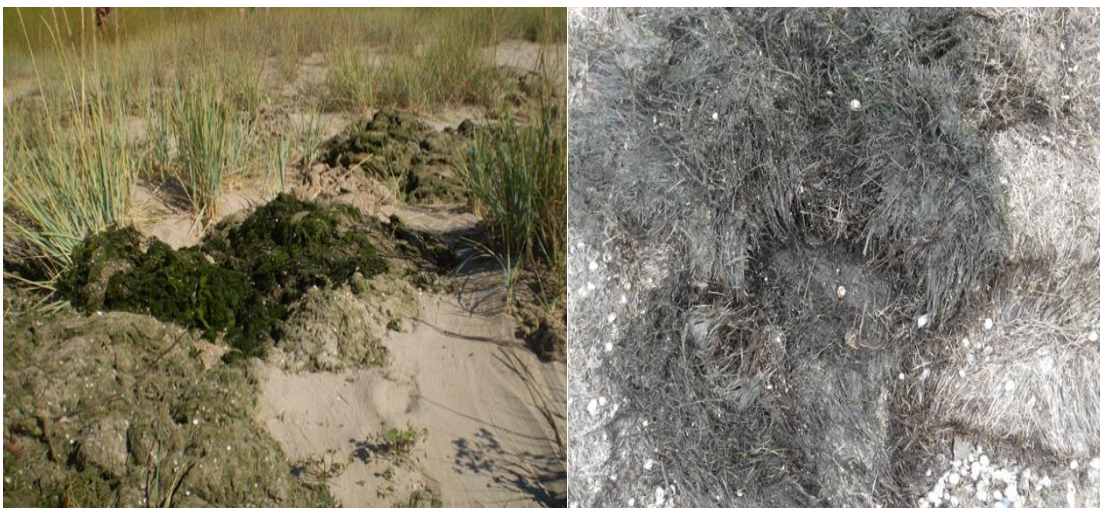
На рисунку 1 загальна кількість вузлів становить $N = 2021$ шт. Елементи зображення бурих водоростей, на які припадають вузли сітки дорівнюють $n = 1916$. Отже вираховуємо об'ємний зміст бурих водоростей: $V = 100 * n / N = 100 * 1916 / 2021 = 95\%$



Рисунок 1 – Накладення сітки на фото пробі №1 за методом Глаголева.

Кількісний облік видового складу з використанням метода Глаголева, та відсоткова вагова характеристика органічної біомаси штормових викидів представлені у таблиці 1.

Дослідженнями встановлено, що кількість викинутої на берег рослинної біомаси залежить від сезону року, напряму та сили прибережних вітрових течій, а також прямих штормових впливів, здатних змити назад у море берегові викиди. Тому для забезпечення стабільного метаногенезу протягом року необхідно мати достатній запас органічної сировини тривалого терміну зберігання.



А)

Б)

Рисунок 2 – Компостні купи на березі (А), та що розкладаються на березі (Б).

Таблиця 1 - Кількісний облік видового складу та частка органічної біомаси штормових викидів у 2021 році*

№ проби, термін збору	Рослинна біомаса та	Загальна суха органіка, %
1 01.05.21р	Бурі вод: 95% - <i>Striaria</i> sp. Зелені вод: 5% - <i>Enteromorpha intestinalis</i> , <i>Enteromorpha clathrata</i>	59,92
2 07.05.21р	Бурі вод: 50% - <i>Striaria</i> sp. Червоні вод: 50% - <i>Ceramium diaphanum</i> , <i>Ceramium rubrum</i>	62,04
3 15.05.21р	Зелені вод: 75% - <i>Enteromorpha intestinalis</i> , <i>Enteromorpha clathrata</i> Красные вод: 25% - <i>Ceramium diaphanum</i> , <i>Ceramium rubrum</i>	68,03
4 21.05.21р	Зелені вод: 80% - <i>Enteromorpha intestinalis</i> , <i>Enteromorpha clathrata</i> Зелені вод: 5% (нітчата) - <i>Cladophora albida</i> Червоні вод: 15% <i>Ceramium diaphanum</i> , <i>Ceramium rubrum</i>	55,70
5 20.06.21р	Морська трава : 100% - <i>Zostera marina</i> , <i>Zostera noltii</i>	79,59
6 31.07.21р	Бурі вод: 100% - <i>Striaria</i> sp.	71,59
7 24.09.21р	Бурі: 66% - <i>Striaria</i> sp. Морская трава: 34% - <i>Zostera marina</i> , <i>Zostera noltii</i>	66,77
8 06.11.21р	Морська трава: 62% - <i>Zostera marina</i> , <i>Zostera noltii</i> Рослинний детрит: 38%	61,14
9 13.11.21р	Морская трава: 88% - <i>Zostera marina</i> , <i>Zostera noltii</i> Зеленые вод: 12% - <i>Enteromorpha intestinalis</i> , <i>Enteromorpha clathrata</i>	59,93

В межах проекту були досліджені можливі, в берегових умовах, способи консервації рослинної біомаси: 1) створення компостних куп і ям; 2) прибирання та складування поза зоною штормових впливів; 3) висушування та складування в сухих місцях.

При першому способі сира органічна речовина викидів починала (залежно від температури середовища) бродити із втратою метану та виділення H_2S (рис. 2).

Крім цього, ускладнювалася доставка біомаси до метантенка, через воду, що збільшує вагу та органіку, що розкладається і тече.

При другому способі органічна речовина викидів задувалася піском вітрами східних румбів і проростала прибережною рослинністю, внаслідок чого ділянка берега височіла, збільшуючи зону пляжу (рис. 3).



Рисунок 3 – Викиди, засипані піском з пророслою рослинністю на березі

Третій спосіб був найбільш прийнятним, але вимагав додаткових споруд (стелажів, навісів, складських приміщень тощо) для захисту від атмосферних опадів (рис. 5 - 7).



Рисунок 5 – Збір та промивання викидів



Рисунок 6 – Сушка викидів на березі



Рисунок 7 – Сушка викидів в елінеу

В результаті біомаса викидів зменшувалась майже в 5 разів і могла бути спресована та відправлена на тривале зберігання.

Паралельно проводилась експериментальна робота, щодо їх використання в процесах метаногенезу.

З'ясовано, що виділення біогазу безпосередньо залежало від вихідної сировини - субстрату для бродіння. Інтенсивніше бродіння відбувалося на зелених макрофітах проби №4 (суха органічна речовина 55,70%) (табл. 1).

Незважаючи на те, що морська трава *Zostera* sp. (проба №5) мала більше сухої органічної речовини (79,59 %) (табл. 1), метаногенез проходив зі значно меншим виходом метану. Відомо, що морські трави, як вища водна рослинність, мають великий відсоток целюлози і важче схильні до метаногенезу.

Подальше були проведені дослідження з використанням обладнання литовських партнерів[5]. В ході досліджень були визначені вихід і якісний склад біогазу при анаеробному зброджуванні штормових викидів в купі з гноєм великої рогатої худоби. Проведені теоретичні та експериментальні дослідження підтвердили, що біогаз, отриманий шляхом змішування макроводорості *Cladophora* sp. і морської трави *Zostera marina* з гноєм великої рогатої худоби (5:1), є придатним для виробництва енергії та має енергетичну цінність, необхідну для спалювання.

Проведені дослідження енергетичного потенціалу біогазу показали, що із суміші 1 кг можна отримати від 1,82 МДж до 2,41 МДж енергії [5].

Отримані позитивні результати щодо виходу метану показали, що використання штормових викидів для виробництва біогазу є перспективним і може значно сприяти виробництву енергії зі стійких відновлюваних джерел енергії енергетичного потенціалу

Висновки

1. В результаті досліджень встановлено співвідношення типового (зелені, червоні, бурі водорості та морські трави) та видового складу та відсотковий зміст органіки у штормових викидів.
2. Проведені дослідження щодо розробки способів висушування та необхідної підготовки біомаси для отримання біогазу шляхом метаногенезу.
3. Визначені вихід і якісний склад біогазу при анаеробному зброджуванні штормових викидів в купі з гноєм (5:1) з енергетичним потенціалом від 1,82 МДж до 2,41 МДж.

Література

1. Монін В.Л., Хлестова О.А., Загоркис А. Сезонна характеристика рослинної біомаси штормових викидів Білосарайської затоки Азовського моря./ Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей XVIII Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 15-16 вересня 2022 р.) / УКРНДІЕП., 2022. — С. 226 – 232.
2. Монин В.Л., Рязанцев Г.Б. Предварительная оценка пригодности штормовых выбросов Азовского моря для метаногенеза./ Геология морей и океанов: Материалы XXIV Международной научной конференции (Школы) по морской геологии. Т. III. – М.: ИО РАН, 2021. – С. 254-258. DOI: [10.29006/978-5-6045110-6-0](https://doi.org/10.29006/978-5-6045110-6-0)
3. ДСТУ 7670:2014. Сировина і продукти харчові. Готування проб. (Мінералізація для визначення вмісту токсичних речовин). Київ.: Мінекономрозвитку України, 2015. 12 с
4. Монин В.Л., Хлестова О.А. Штормовые выбросы растительной биомассы Белосарайского залива Азовского моря – перспективный источник возобновляемой энергии./ Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей XVI Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 14–18 вересня 2020 р.) /УКРНДІЕП. ПП«Стильздат», 2020. С. 188–194.
5. A. Gotovskienė, A. Zagorskis, V. Monin. 2022. Biodujųlšėigos kokybiniai ir kiekybiniai tyrimai naudojant skirtingas vakrodumblių kultūras. MDPI., Appl. Sci. Vilniaus technikos universitetas Gediminos,. 2023, pp. 42-54. <http://www.niiep.kharkov.ua/sites/default/files/konfer2022.pdf>

Оськіна М. В., аспірант;

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

Гончаренко І. О., канд. техн. наук

Сумський державний Університет, м. Суми, Україна

Хабарова Г. В., канд. техн. наук

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

АКТУАЛЬНІ ПИТАННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ТЕПЛОВИХ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЙ ПРИ ВИКОРИСТАННІ ВІДХОДІВ СІЛЬСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА

Основними складовими енергетичного балансу України останні 20 років залишаються вугілля, природний газ та атомна енергія, проте, починаючи з 2014 року, завдяки цілям, поставленим стратегічними документами та впровадженням механізмів підтримки частки відновлюваних джерел в енергобалансі України поступово зростає (рис. 1) [1].



Рисунок – 1. Динамічні ряди показників енергетичних балансів за 1990-2019 роки [2]

За даними як офіційних джерел [3] так і різних експертних груп потенціал всіх типів відновлювальних джерел енергії щороку збільшується (рис. 2) [1]. За даними Держенергоефективності Україна має значний технічно-досяжний потенціал для виробництва енергії з ВДЕ, який становить понад 68,9 млн. т н.е. на рік [4].

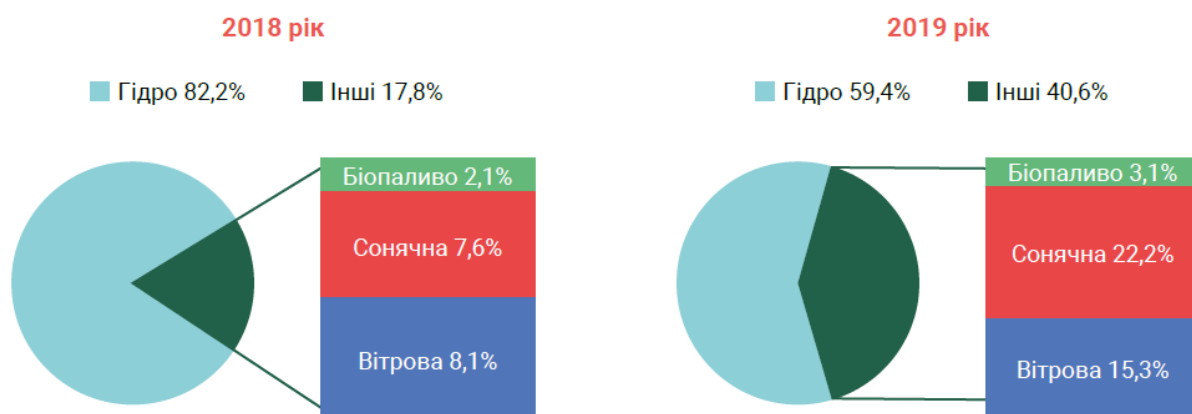


Рисунок – 2. Порівняння структури виробництва електроенергії з відновлювальних джерел енергії за даними НАК «Укренерго» за 2018-2019 р.р. [3]

Важливо зазначити, що розвитку використання відновлювальних джерел енергії сприяє впровадження документів державного планування як на загальноєвропейському так і на національному рівні. Зокрема відповідно до Цілей сталого розвитку в Україні впроваджено низку нормативно-правових актів в підтримку збільшення частки та розвитку відновлювальних джерел енергії в енергетичному секторі, зокрема, Енергетична стратегія України до 2035 року [5], Концепція реалізації державної політики у сфері теплопостачання [6], Національна економічна стратегія на період до 2030 року [7]. Сектор виробництва енергії з біомаси регулюється в Україні значним обсягом законодавства, однак основними «рамковими» законами, які визначають його правові засади, є Закон України «Про альтернативні види палива» та Закон України «Про альтернативні джерела енергії» [8].

Згідно даних [9] за рахунок використання відходів сільського господарства в енергетичних цілях можна замістити близько 9,3 млрд м³ природного газу в рік. Україна, також, з 2012 року є одним із світових лідерів з виробництва соняшнику. При переробці насіння соняшнику утворюється приблизно 15% лушпиння, що використовується для отримання енергії в основному шляхом спалювання [10]. Використання лушпиння соняшнику є привабливим варіантом для виробництва енергії установками різної потужності: від котлів малої і середньої потужності до теплових електростанцій [11]. З огляду на те, що виробництво соняшнику щороку зростає та відповідно збільшуються обсяги генерації відходів такого виробництва, що використовуються в якості палива, екологічна безпека діяльності теплових електростанцій з використанням відходів сільського господарства в якості палива набуває особливої актуальності.

В якості практичного об'єкту дослідження було обрано теплову електричну станцію, яка розташована у с. Нова Водолага Харківської області та використовує поширену в Україні технологію спалювання з подальшим отриманням електричної енергії в кількості - 48000 Мвт/рік (рис. 3).

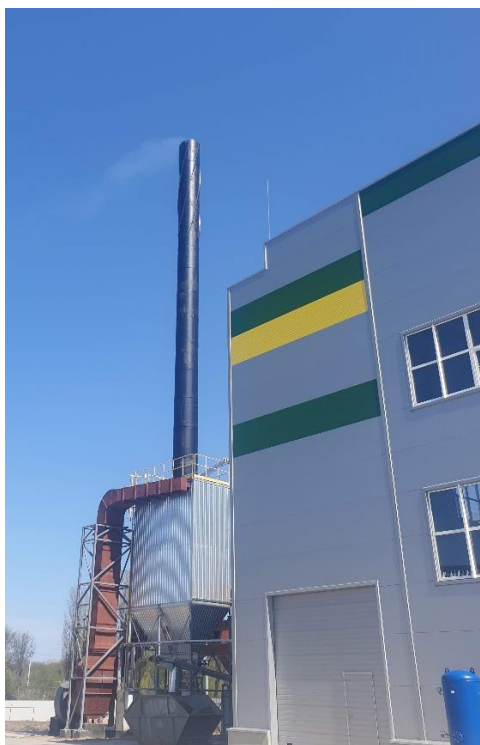


Рисунок – 3. Фото теплової електростанції, с. Нова Водолага

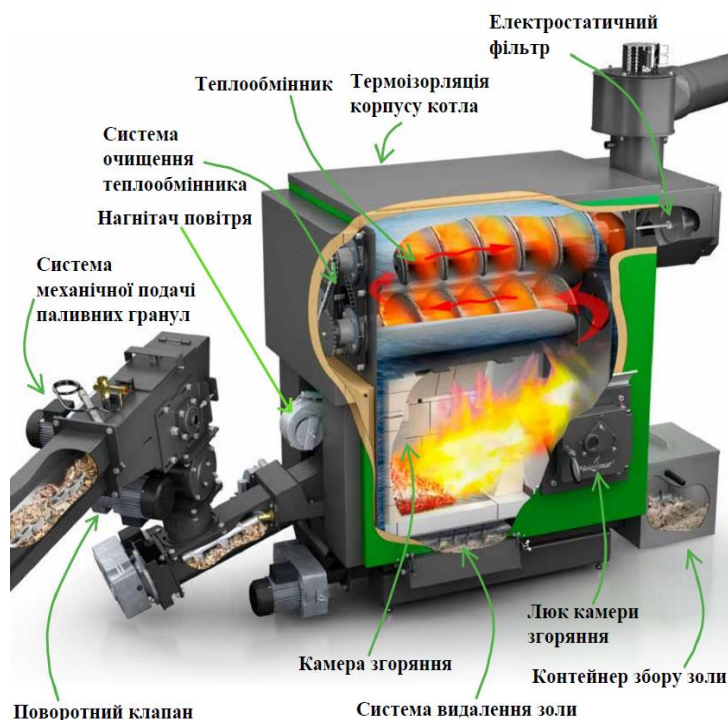


Рисунок – 4. Схема роботи твердопаливного котлу на лушпинні соняшника [12]

Для виробництва електроенергії на підприємстві встановлені два парових котла на твердому паливі КПТ 16000-40-440 R, які працюють на лушпинні соняшниковому пресованому гранульованому в об'ємі- 41600 т/рік. Під час спалювання палива котлами утворюється пар, який приводить в дію турбогенератор, який у свою чергу виробляє електроенергію. Для очищення аспіраційних газів, що утворюються внаслідок горіння, на кожному з котлів встановлено систему пилогазовловлення, що складається з циклону батарейного ЦБ-56 (КПД до 75,5 %) та установка фільтра рукавного з імпульсною регенерацією VFF-I-M3-500A (КПД до 98,9 %). Типова схема роботи котлу представлена на рис.4.

Навесні 2023 року були проведенні прямі інструментально-лабораторні вимірювання на джерелі викидів забруднюючих речовин з використанням загальнодоступних методик, а саме, ДСТУ 8726:2017 «Якість повітря. Викиди стаціонарних джерел» та КНД 211.2.3.063-98 «Відбір проб промислових викидів».

Перевищень затверджених нормативів гранично-допустимих викидів на момент дослідження не встановлено. Результати вимірювань представлено в таблиці 1.

Таблиця – 1. Результати прямих інструментально-лабораторних вимірювань вмісту забруднюючих речовин в складі викидів

Найменування забруднюючих речовин	Макс. Концентрація, мг/м ³		Методи вимірювань
	Димова труба (котел № 1)	Димова труба (котел № 2)	
Вуглецю оксид	129.2	123.7	Газоаналізатор OKCI 5M-5H
Азоту діоксид	278.5	269.5	
Сірки діоксид	95.1	88.1	
Речовини у вигляді суспендованих твердих частинок недиференційованих за складом, до I ст. очищення	9910.0	9945.0	MBB № 081/12-0161-05
Речовини у вигляді суспендованих твердих частинок недиференційованих за складом після I ст. очищення	2477.5	2436.5	
Речовини у вигляді суспендованих твердих частинок недиференційованих за складом після II ст. очищення	29.7	26.8	

Слід зазначити, що одним із найбільш повних та ґрунтовних джерел інформації для розрахунків кількісного та якісного складу викидів забруднюючих речовин від енергетичних установок з використанням різних типів палива є «Збірник показників емісії (питомих викидів) забруднюючих речовин в атмосферне повітря різними виробництвами» [13]. Відповідно до таблиці Г.6 вказаного збірника наведено масовий елементний склад та теплоту згоряння деяких видів палива, у тому числі лузги соняшника. Одночасно з цим слід зазначити, що за даними [14] проведено дослідження елементного складу лузги соняшника застосуванням європейських стандартів та встановлено відмінності, що мають суттєве значення в питаннях екологічної безпеки, зокрема щодо наявності хлору в кількості 6,73 мг/кг. Визначення вмісту хлору проводилося відповідно до стандарту UNE-EN 15289, за допомогою потенціометрії – TITRATOR METTLER TOLEDO G20.

Окрім викладеного за офіційною інформацією експортерів сільськогосподарської продукції Baltic, Black and Caspian seas Business Group at Cotecna Inspection [15] широке застосування легкодоступних і дуже ефективних у боротьбі зі шкідниками хімікатів, часто порушення схеми внесення разом із досить високими лімітами українських нормативних документів сприяють тому, що контроль зводиться до визначення рівня залишків пестицидів в експортованій продукції.

Узагальнена інформація щодо виявлення/перевищення вмісту засобів захисту рослин в продукції переробки соняшника представлена в таблиці 2.

Таблиця – 2. Показники емісії забруднюючих речовин при спалюванні твердих побутових відходів

Назва пестициду	Виявлено, % від загального обсягу експорту за 2021 рік	Зафіксовано перевищення нормативів вмісту, % від загального обсягу експорту за 2021 рік
Metalaxyl	21	19,4
Chlorpyrifos	18	16,5
Thiamethoxam	16,5	16,5
Fludioxonil	16,4	16,4
Imidacloprid	21	13,4
Clothianidin	16,5	10
Carbendazim	16,5	7,5

З огляду на викладене, а також враховуючи відсутність нормативно-правового та методологічного забезпечення контролю пестицидів та агрохімікатів у відходах сільського господарства, що використовуються в якості альтернативних джерел енергії на теплових електростанціях, актуальними питаннями екологічної безпеки є:

1) дослідження кількісного та якісного складу викидів забруднюючих речовин теплових електростанцій при використанні відходів сільського господарства, зокрема, щодо наявності хлорвмісних речовин, пестицидів та агрохімікатів;

2) перегляд, оновлення або розробка нового методологічного забезпечення щодо визначення питомих показників емісії забруднюючих речовин теплових електростанцій при використанні відходів сільського господарства з врахуванням інформації про елементний склад палива, що відрізняється не тільки в залежності від типу палива, але й від місця вирощування (виробництва);

3) запровадження нормативно-правового регулювання вмісту пестицидів та агрохімікатів в складі відходів сільського господарства, які використовуються в якості альтернативних джерел енергії. Додатково слід зазначити про важливість оновлення санітарно-епідеміологічного законодавства, зокрема, в питаннях планування та забудови населених пунктів, щодо нормування санітарно-захисних зон об'єктів виробництва теплової чи електричної енергії з відходів сільського господарства. Останнє є особливо актуальним в питаннях відновлення та розбудови постраждалих від військових дій населених пунктів України.

Література

1. Сприяння енергетичній безпеці та сталому розвитку місцевих громад в Україні. ГО «Агенство відновлювальної енергетики», 2021. – 108с.
2. Держстат України «Динамічні ряди показників енергетичних балансів за 1990-2019 роки». Режим доступу – http://ukrstat.gov.ua/operativ/operativ2019/energ/drpeb/dr_u.htm.
3. Веб ресурс НАК «Укренерго». Режим доступу – <https://ua.energy/vstanovlena-potuzhnist-energosityemy-ukrayiny>.
4. Веб ресурс Держенергоефективності України. Режим доступу – <https://saee.gov.ua/uk/activity/vidnovlyuvana-enerhetyka/potentsial>).
5. Енергетична стратегія України до 2035 року. Режим доступу – <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/605-2017-%D1%80#Text>
6. Концепція реалізації державної політики у сфері тепlopостачання. Режим доступу – <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/569-2017-%D1%80#Text>
7. Національна економічна стратегія на період до 2030 року. <https://www.kmu.gov.ua/npas/pro-zatverdzhennya-nacionalnoyi-eko-a179>
8. Закон України «Про альтернативні види палива». Режим доступу – <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/1391-14>
9. Веб ресурс Держенергоефективності України «ТЕПЛО З БІОПАЛИВА». Режим доступу – https://saee.gov.ua/sites/default/files/Heat_biomass_ua.pdf.
10. Гелетуха Г.Г., Драгнєв С.В., Желєзна Т.А., Баштовий А.І. Перспективи енергетичного використання побічної продукції від вирощування соняшнику. Біоенергетична асоціація України. Аналітична записка № 25, 2020, - 35с. Режим доступу – <https://uabio.org/materials/uabio-analytics>.
11. Проект AgroBioHeat DL VA 211-2022. Енергія з агропромислових залишків. Іспанська біоенергетична асоціація (AVEBIOM) спільно з Центромдосліджень і технологій Еллади (CERTH). 2022, - 60с.
12. Innovative heating systems for: Woodchips, Pellets, Shavings. Heizomat. PM-88-002-00002, 10/2021. – 20р.
13. «Збірник показників емісії (питомих викидів) забруднюючих речовин в атмосферне повітря різними виробництвами», схвалений Міністерством екології та природних ресурсів України листом від 08.11.2014 №10990/20/1-10.
14. Perea-Moreno, M.-A.; Manzano-Agugliaro, F.; Perea-Moreno, A.-J. Sustainable Energy Based on Sunflower Seed Husk Boiler for Residential Buildings. Sustainability 2018, 10, 3407. <https://doi.org/10.3390/su10103407>.
15. Веб ресурс Baltic, Black and Caspian seas Business Group at Cotecna Inspection Режим доступу – <https://www.apk-inform.com/public/en/exclusive/opinion/1514995>.

Палєсва К. М., аспірант;

Палагута О. А., канд. техн. наук

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

Палєсв А. В.

Харківський національний університет міського господарства ім. О. М. Бекетова

АНАЛІЗ РЕЧОВИН, ЩО МАЮТЬ НЕГАТИВНИЙ ВПЛИВ НА АТМОСФЕРНЕ ПОВІТРЯ ПІД ЧАС АВАРІЙ НА ОБ'ЄКТАХ ГАЗОТРАНСПОРТНИХ СИСТЕМ

Значення природного газу в сучасному житті складно переоцінити. Він застосовується як пальне в житлових, приватних та промислових будинках для опалення, підігрівання води й приготування їжі; як паливо для котельних, ТЕЦ, різноманітної техніки, у тому числі й автомобільної, як вихідна сировину для отримання різних органічних речовин, зокрема, пластмас, скла, сталі, фарб, синтетичних олій, кормів для тварин тощо.

Газова галузь – найважливіша складова ПЕК України та запорука енергетичної безпеки й незалежності держави. Саме від становища в газовій сфері залежить, передусім, розвиток економіки, промисловості, сільського господарства, сфери послуг, комунального господарства України, а отже, і рівень розвитку суспільства.

На сьогодні господарська діяльність у газовій сфері України пов'язана з транспортуванням, розподілом, зберіганням та постачанням природного газу.

Об'єкти нафтогазового комплексу впливають на всі компоненти природного середовища на кожній стадії життєвого циклу, зокрема істотний екологічний вплив здійснюється на атмосферу. Цей вплив проявляється у вигляді летючих викидів, які охоплюють всю газову інфраструктуру, що обумовлено специфікою роботи перелічених об'єктів, яка часто пов'язана з технологічними витоками природного газу в атмосферу. Найбільш значущим негативним чинником є викиди метану, однак в наслідок викидів на об'єктах газотранспортних систем в навколишнє середовище потрапляють також й інші небезпечні речовини та речовини, що становлять загрозу.

Метою даної роботи є визначення переліку небезпечних речовин і речовин, що становлять загрозу, які можуть потрапити в атмосферне повітря у випадках аварій на об'єктах газотранспортної системи України.

Питання викидів з газотранспортних систем та їх наслідків на довкілля завжди є актуальним, але останнім часом через воєнні дії на об'єктах газотранспортних систем збільшилася кількість саме аварійних викидів, і як наслідок, збільшився негативний вплив на атмосферу. Вирішення цієї проблеми потребує, передусім, визначення переліку небезпечних речовин і речовин, що становлять загрозу, які можуть потрапити в атмосферне повітря у випадках аварій. Це дозволить в подальшому розробити відповідні заходи щодо зменшення або запобігання негативному впливу на атмосферне повітря.

Задля визначення переліку небезпечних речовин і речовин, що становлять загрозу, які можуть потрапити в атмосферне повітря у випадках аварій на об'єктах газотранспортної системи України, необхідно проаналізувати особливості роботи самої газотранспортної системи, а також закономірності виникнення викидів небезпечних та шкідливих речовин під час функціонування її об'єктів.

Газотранспортна система (ГТС) є майновим виробничим комплексом, який включає економічно, організаційно і технологічно взаємопов'язані об'єкти, які призначені для транспортування та подачі газу безпосередньо його споживачам [1].

Одним з найвпливовіших підприємств газової галузі є ТОВ «Оператор ГТС України». Це підприємство здійснює транспортування природного газу споживачам

України та транзит газу через територію України до країн Західної та Центральної Європи.

Станом на 2020 р. загальна довжина газопроводів ГТС України сягала приблизно 33190 км, у тому числі: магістральних газопроводів – 20890,182 км; магістральних газопроводів-відводів – 12197,514 км; розподільних газопроводів – 303,923 км.

Крім того, до складу ГТС України входили: 57 компресорних станцій; 86 компресорних цехів; 1389 газорозподільчих станцій; 63 тис. газорозподільних пунктів; 1,4 млн будинкових регуляторів тиску [1].

Усі об'єкти газотранспортних систем здійснюють істотний екологічний вплив на атмосферу, який проявляється у вигляді летючих викидів, які охоплюють всю газотранспортну інфраструктуру [2].

Викиди природного газу при експлуатації об'єктів газотранспортної системи можна поділити на:

- організовані – через джерела визначеної геометричної форми;

– неорганізовані (так звані технічні втрати) – ненаправлені потоки, наприклад, внаслідок порушень герметичності обладнання; – викиди під час аварійних ситуацій [3].

Організовані викиди викликані певними технологічними особливостями роботи об'єктів та обладнання газотранспортної системи. Організовані викиди не є аварійними, але кількість обслуговувань та кількість викидів неопосередковано залежить від умов експлуатації об'єкту. Зокрема, під час експлуатації газопроводів, газорозподільчих станцій під тиском, технічними проектами передбачені можливості регулювання тиску в системі через «свічки» та дихальні клапани. У разі підвищення «стресовості» умов експлуатації об'єктів ГТС збільшується і потреба в таких технічних заходах як викиди.

Неорганізовані та аварійні викиди викликані порушеннями в роботі об'єктів та обладнання газотранспортної системи.

Основними причинами несанкціонованого витікання енергоносія в транспортних трубопровідних системах є:

- негерметичність трубопроводів і арматури;
- деформація конструктивних елементів трубопроводів і арматури під дією зовнішніх факторів;
- будова матеріалів конструктивних елементів трубої арматури, а також ущільнювальних вузлів насосів, газоперекачувальних агрегатів тощо;
- недосконала технологія проведення фінішних (доводочно-притиральних) робіт в технологічних процесах виготовлення або ремонту конструктивних елементів трубої арматури;
- зміна структури, форми і розмірів конструктивних елементів трубої арматури в процесі експлуатації транспортних трубопровідних систем [4].

Ще до початку 2022 р. згідно результатів багатьох наукових досліджень основними джерелами забруднення атмосферного повітря на об'єктах ГТС в останні роки вважалися саме несанкціоновані витіки.

Згідно дослідженням Європейської групи даних про інциденти на газопроводах (EGIG) та іншим джерелам в основному пробиття та розриви були викликані зовнішнім втручанням. Корозія займала друге місце і була основною причиною точкових витоків [1].

Але наразі через триваючу на території нашої країни війну та цілеспрямовані атаки на енергетичну інфраструктуру, зокрема на об'єкти нафтогазового комплексу,

на перший план як причини потрапляння шкідливих речовин в атмосферне повітря вийшли аварії на об'єктах ГТС.

У березні 2023 р. програмою розвитку ООН (ПРООН) та Світовим банком за участі Уряду України ПРООН було представлено Звіт про оцінку енергетичного збитку в Україні. У звіті консолідовано дані з 24 лютого по 31 грудня 2022 року [5].

Згідно даним звіту інфраструктура газового сектору зазнала значних збитків. Станом на кінець 2022 р. пошкоджено або зруйновано магістральні газопроводи загальною протяжністю 27 км, з них відновлено 15 км, пошкоджено або зруйновано газопроводіввідводів близько 20 км (з них відновлено 17 км). Пошкоджено або зруйновано три компресорні станції (одну з них відновлено). Також відключено 175 газорозподільних станцій (з них відновлено 92 газорозподільні станції). Всього пошкоджено та відключено 23 газорегуляторних станції (з них 4 од. відремонтовано) [5].

Також слід зазначити значне погіршення технічного стану елементів ГТС внаслідок впливу на них вібрації від вибухів або руйнації будівель, а також впливу сусідніх ділянок, які піддавалися руйнації чи дії підвищеної температури внаслідок горіння.

Можливі наступні типи аварій на газопроводі:

- розгерметизація ділянки трубопроводу, що супроводжується витіканням природного газу в навколишнє середовище;
- розрив ділянки трубопроводу, що супроводжується вибухом газу без займання; – розрив ділянки трубопроводу, що супроводжується вибухом газу із займанням (виникненням пожежі) [3].

Усі викиди, особливо неорганізовані та аварійні, несуть загрозу виникнення пожежної та вибухонебезпеки. Також усі види викидів супроводжуються потраплянням суттєвої кількості летючих речовин в атмосферне повітря. Багато з цих речовин є небезпечними, шкідливими або забруднюючими [1].

Аварійні викиди, так само як і організовані та неорганізовані, супроводжуються викидом природного газу, складові якого потрапляють в атмосферу.

Основну частину природного газу складає метан – до 98 %. До складу природного газу можуть також входити більш важкі вуглеводні: етан, пропан, бутан – гомологи метану, а також інші неуглеводні речовини: водень, сірководень, діоксид вуглецю, азот, гелій.

Газ не має кольору та запаху. Для полегшення можливості визначення витоку газу до його складу в невеликій кількості додають одоранти – речовини, що мають

різкий неприємний запах. В Україні для одоризації вуглеводневих газів використовують етилмеркаптан – безбарвну прозору рідину, органічну сполуку сірки, яка має різкий неприємний запах [6].

Внаслідок аварійного розриву газопроводу відбуваються такі небезпечні впливи на довкілля:

- розлітання осколків і фрагментів трубопроводу;
- повітряна ударна хвиля при перетворенні енергії стиснутого газу; - горіння з термічним впливом (при загоранні викиду) [7].

У наслідок вибуху утворюється значна хмара дрібнодисперсного пилу, який є одним з найнебезпечніших забруднювачів повітря.

При спалюванні газоподібних органічних палив в атмосферне повітря надходять такі інгредієнти:

- забруднювальні речовини: оксиди азоту в перерахунку на діоксид азоту; оксид вуглецю (чадний газ); важкі метали та їхні сполуки (склад та кількість варіюється залежно від умов, але загальний відсоток від викидів незначний);
- парникові гази у складі: діоксид вуглецю (вуглекислий газ); метан; оксид діазоту [8].

Також у разі неповного згоряння газу спостерігається утворення сажі.

Під час спорудження об'єктів та елементів ГТС використовують матеріали декількох видів. Найбільш розповсюдженими з них є сталь та полівінілхлорид. Ці матеріали різні за своїми властивостями та відрізняються за поведінкою під дією високих температур з точки зору впливу на атмосферне повітря. Так, при термічній деструкції і горінні матеріалів на основі полівінілхлориду виділяється хлористий водень, хлоровані вуглеводні, бензол [9].

Загальний перелік основних речовин, що потрапляють в атмосферне повітря під час витоків та аварій на об'єктах ГТС наведено в таблиці 1.

Таблиця 1 – Перелік основних речовин, що потрапляють в атмосферне повітря під час витоків та аварій на об'єктах ГТС

Речовина	Опис	Небезпечність	Причина викиду
Метан CH ₄	Природний безбарвний газ без запаху	Забруднююча речовина (парниковий газ)	Виток, згоряння природного газу
Сірководень H ₂ S	Безбарвний, дуже отруйний, горючий газ з характерним неприємним запахом тухлих яєць, важчий від повітря	Високонебезпечний	Виток природного газу

Діоксид вуглецю (вуглекислий газ) CO_2	Безбарвний газ, без смаку і запаху	Забруднююча речовина (парниковий газ)	Виток природного газу
Діоксид азоту, оксиди азоту NO_2 , NO_x	За звичайних умов – газ червоно-бурого кольору (або жовтувата рідина), з характерним гострим запахом	Забруднююча речовина (парниковий газ)	Виток, згоряння природного газу
Етил-меркаптан $\text{C}_2\text{H}_5\text{SH}$	Безбарвна рідина з різким характерним запахом, сіркоорганічне з'єднання	Забруднююча речовина	Виток природного газу
Дрібнодисперсний пил	Дрібні частки в повітрі розмір яких менше 10 мкм, які не відразу осідають на землю, а залишаються деякий час в атмосфері	Забруднююча речовина	Вибух, згоряння природного газу
Оксид вуглецю (чадний газ) CO	Безбарвний, без запаху газ	Забруднююча речовина	Згоряння природного газу
Важкі метали та їхні сполуки	Хром, кобальт, нікель, мідь, цинк, миш'як, селен, срібло, кадмій, стибій, ртуть, талій і свинець та їх сполуки	Небезпечна забруднююча речовина	Згоряння природного газу
Водяна пара H_2O	Газоподібний стан води	Забруднююча речовина (парниковий газ)	Згоряння природного газу
Сажа C	Аморфний вуглець, продукт неповного згоряння чи термічного розкладання вуглеводнів в неконтрольованих умовах	Забруднююча речовина	Згоряння природного газу
Хлороводень хлористий водень HCl	Безколірний димучий в повітрі газ з різким запахом	Забруднююча речовина	Руйнування ПВХарматури підчас горіння природного газу
Хлоровані вуглеводні	Велика група хімічних сполук, що володіють високою реакційною здатністю	Забруднююча речовина	Руйнування ПВХарматури підчас горіння природного газу
Бензол C_6H_6	Безбарвна рідина зі специфічним солодкуватим запахом	Забруднююча речовина	Руйнування ПВХарматури підчас горіння природного газу

Отже, можна зробити висновок, що під час аварії на об'єктах газотранспортних систем висока імовірність потрапляння в атмосферне повітря доволі значної кількості небезпечних речовин і речовин, що становлять загрозу. Таким чином, в умовах

сьогодення, слід приділити увагу розробці заходів, які були б спрямовані на зменшення або повне запобігання негативному впливу аварій на ГТС на атмосферне повітря та довкілля в цілому.

Література

1. Analysis of Gas Transmission Systems Elements from the Perspective of the Sustainable Development Concept / Paleyeva, K., Kaptsov, I., Kaptsova, N. // In: Arsenyeva, O., Romanova, T., Sukhonos, M., Tsegelnyk, Y. (eds) Smart Technologies in Urban Engineering. STUE 2022. Lecture Notes in Networks and Systems, vol 536. Springer, Cham. – URL: https://doi.org/10.1007/978-3-031-20141-7_30
2. Побережний Л. Я. Підвищення рівня екологічної безпеки трубопровідних мереж нафтогазового комплексу України / Л. Я. Побережний, А. В. Яворський, В. С. Цих, А. І. Станецький, А. В. Грицанчук // Техногенно-екологічна безпека. – 2017. – Вип. 1. – С. 24–31. – Режим доступу: http://nbuv.gov.ua/UJRN/techecolsaf_2017_1_7
3. Babadzhanova, O., Pavlyuk, Y., & Sukach, Y. (2019). Фактори, що обумовлюють пожежну небезпеку лінійної частини магістрального газопроводу. Пожежна безпека, 18, 27-
34. Retrieved із <https://journal.ldubgd.edu.ua/index.php/PB/article/view/1044>
- 4 Варламов Є. М. Технологічні аспекти оцінки надійності, якості й екологічної безпеки допоміжного матеріалу для виготовлення транспортних трубопровідних систем / Є. М. Варламов, В. Г. Котух, К. М. Палєєва. Комунальне господарство міст. Харків, 2020. Т. 3. Вип. 156. С. 56–61. – Режим доступу: <http://eprints.kname.edu.ua/55836/>
- 5 Ukraine Energy Damage Assessment – Executive summary (March 2023). – URL: <https://reliefweb.int/report/ukraine/ukraine-energy-damage-assessment-executive-summary-march-2023>
- 6 Мала гірнича енциклопедія : у 3 т. / за ред. В. С. Білецького. – Д. : Донбас, 2007. – Т. 2 : Л – Р. – 670 с. — ISBN 57740-0828-2.
- 7 7. Мандрик, О. М. (2015). Аналіз екологічних наслідків аварій на магістральних газопроводах при їх тривалій експлуатації. Ecological Safety and Balanced Use of Resources, (1(11)), 25–30. Retrieved from <https://ebzr.nung.edu.ua/index.php/ebzr/article/view/101>
8. Zhuk, N., & Predun, K. (2018). Екологічні аспекти використання біогазів полігонів твердих побутових відходів для потреб енергопостачання населених пунктів України. Вентиляція, освітлення та теплогазопостачання, (26), 69–74. <https://doi.org/10.32347/2409-2606.2018.26.69-74>
9. Методичні вказівки «Визначення та гігієнічна оцінка показників токсичності продуктів горіння полімерних матеріалів» МВ 8.8.2.4- 127-2006 <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0369282-06#Text>

Проскурнін О. А., д-р. техн. наук, ст. наук. співр.

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

Василенко С. Л., д-р. техн. наук

КП «Харківводоканал», м. Харків, Україна

ПРОБЛЕМИ РОЗРАХУНКУ КРАТНОСТІ ОСНОВНОГО РОЗБАВЛЕННЯ ЗВОРОТНИХ ВОД У ВОДОЙМИЩІ

Одним з пріоритетних напрямків охорони довкілля є нормування природокористування. В економічно розвинутих країнах найважливішим завданням визначено управління екологічною безпекою використання водних ресурсів на підставі упорядкування відведення зворотних вод (ЗВ) в водні об'єкти (ВО). Одним з головних факторів, що впливає на рівень екологічної безпеки водокористування, є кратність розбавлення ЗВ, яка приблизно дорівнює:

$$n \approx \frac{C_{ЗВ} - C_{\Phi}}{C_{КТ}}, \quad (1)$$

де $C_{ЗВ}$, $C_{КТ}$, C_{Φ} – концентрації речовини відповідно в ЗВ, контрольній точці (КТ) водного об'єкту, та у воді ВО поза межами зони дії скидання ЗВ.

Кратність розбавлення обумовлена конструктивними характеристиками випуску ЗВ і гідрологічними умовами району розташування випуску. Розглядаються дві фази розбавлення [1]:

- 1) початкове розбавлення, яке відбувається під дією сил інерції ЗВ;
- 2) основне розбавлення, яке відбувається внаслідок процесів дифузії.

Кратність початкового розбавлення розраховується за методом Лапшева [2], і її розрахунок не викликає питань.

Процес дифузії описується рівнянням турбулентної дифузії:

$$u \frac{\partial C}{\partial x} = D_y \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_z \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial z^2}, \quad (2)$$

де x – координата вздовж потоку; y , z – відповідно вертикальна та поперечна координати; u – швидкість потоку води; D_y , D_z – коефіцієнт відповідно вертикальної та горизонтальної турбулентної дифузії.

Аналітичне розв'язання рівняння (2) в задачах нормування скидання ЗВ є невиправдано трудомістким процесом. Чисельне ж розв'язання (2) потребує розробки

комп'ютерної програми, що в деяких випадках може викликати труднощі. Тому були розроблені спрощені методи розрахунку кратності основного розбавлення як для зосереджених випусків, так і для розсіювальних. Проте їх використання містить невирішені проблеми, які потребують додаткових досліджень.

Зосереджений випуск

- 3) Проблема стосується залежності кратності основного розбавлення n_o від швидкості течії води u . Метод розрахунку n_o достатньо простий і полягає в послідовному розрахунку декілька величин. В загальному вигляді кратність основного розбавлення можливо представити як функцію [3]

$$n_o = n_o(q, n_n, u, H, l_{KT}, l_o, s), \quad (3)$$

де q – витрата ЗВ; n_n – кратність початкового розбавлення ЗВ; H – глибина ВО в місці випуску; l_{KT} – відстань від випуску до КТ; l_o – відстань від випуску до берега; s – коефіцієнт шорсткості русла.

Однак виявлено наступну закономірність (спочатку експериментально, потім підтверджено більш детальними дослідженнями):

$$\frac{\partial n_o}{\partial u} > 0. \quad (4)$$

Тобто зі збільшенням швидкості потоку води кратність розбавлення також збільшується. Як приклад, на рис. 1 наведено графік залежності n_o від u при наступних значеннях інших змінних: $q = 0,1 \text{ м}^3/\text{с}$; $n_n = 1$; $H = 1 \text{ м}$; $l_{KT} = 250 \text{ м}$; $l_o = 0 \text{ м}$; $s = 0,035 \text{ м}$.

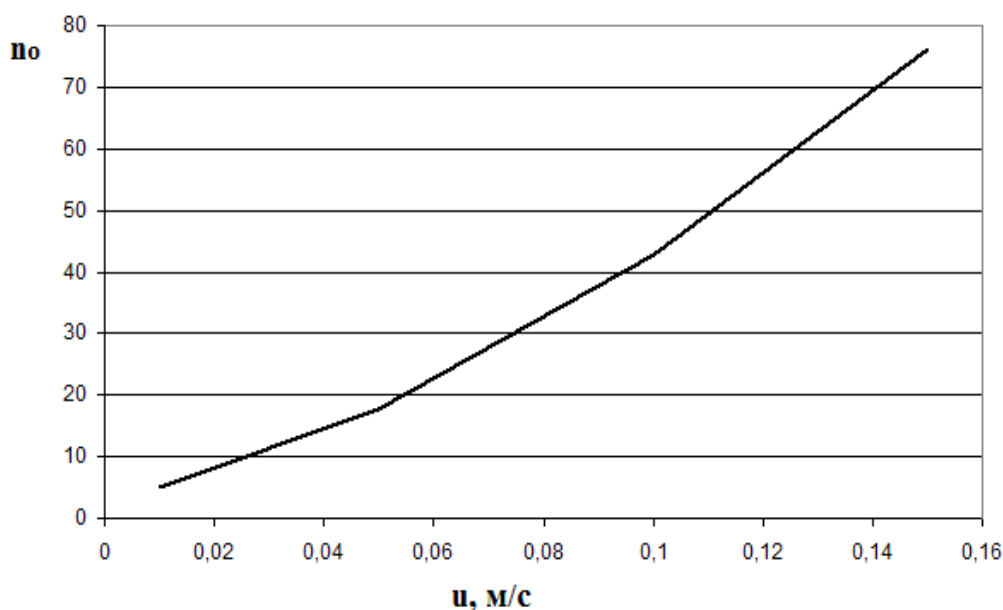


Рисунок 1 – Залежність кратності основного розбавлення від швидкості течії

Однак пряма залежність кратності розбавлення від швидкості води суперечить характеру фізичного процесу, що розглядається. Це видно з чисельного рівняння турбулентної дифузії (2). З метою спрощення розглянемо варіант «плоскій» задачі, коли передбачається рівномірність концентрацій по глибині (тобто уздовж осі y). Тоді в кінцево-різницевої формі рівняння (2) набуде вигляду:

$$\frac{\Delta C}{\Delta x} = \frac{D}{u} \cdot \frac{\Delta^2 C}{\Delta z^2}, \quad (5)$$

де $D = D_z = D_y$.

Якщо співвідношення кроків чисельного інтегрування дорівнює

$$\Delta x = \frac{u \cdot \Delta z^2}{2 \cdot D}, \quad (6)$$

то концентрація домішки в кожній наступній вздовж течії клітині інтегрування $\Delta x \times \Delta z$ визначатиметься як середньоарифметичне сусідніх клітин у попередньому ряду:

$$C_{k+1,j} = 0,5 \cdot (C_{k,j-1} + C_{k,j+1}), \quad (7)$$

де k, j – індекси кліток інтегрування відповідно впродовж та впоперек течії (тобто по осі x та осі z).

З (6) видно, що чим вище швидкість u , тим більше крок інтегрування Δx і тим змішання за формулою (7) відбудеться на більшому видаленні від випуску. Тобто за заданої відстані від випуску ЗВ до КТ кратність розбавлення буде меншою.

Зворотну залежність кратності розбавлення від швидкості течії підтверджують також прості життєві аналогії. Наприклад, якщо здійснюється забруднення атмосферного повітря стаціонарним джерелом (наприклад, нерухомим автодвігуном), то при фіксованій відстані від нього в напрямку вітру забруднення повітря буде тим більшим, чим більша швидкість вітру. Тобто кратність розбавлення буде меншою. (З позиції молекулярної фізики процеси дифузії в рідині та газі принципово не відрізняються.) Таким чином, у плані залежності кратності розбавлення від швидкості течії модель, що наведена в [1, 3], неадекватна фізичному процесу, що розглядається.

Розсіювальний випуск

Проблема розрахунку кратності основного розбавлення ЗВ для розсіювального випуску пов'язана з тим, що метод заснований на «принципі суперпозиції» стосовно розрахунку концентрації в контрольній точці [4]:

$$C_{КТ} = \sum_i^m C_i. \quad (8)$$

де C_i – внесок у концентрацію в КТ домішок від i -го випускного отвору; m – кількість випускних отворів.

Але такий підхід (і навіть сам термін в даному випадку) є некоректним, оскільки принцип суперпозиції застосовний до векторних, а не скалярних полів, коли субстанції, що складаються, не мають геометричного розміру. (Наприклад, складення електромагнітних коливань.) Для матеріальних речовин формула (8) імітує «вдавлювання» однієї речовини в іншу, що реально не відбувається у воді. В результаті розрахована цим методом концентрація речовини в КТ може перевищувати концентрацію речовини у кожному з джерел забруднення. А це, відповідно до (1), означає кратність розбавлення, меншу за 1, що фізично неможливо. Наприклад, при параметрах $q = 1 \text{ м}^3/\text{с}$, $H = 2 \text{ м}$, $l_{KT} = 250 \text{ м}$, координатах випускних отворів (0,0), (0,10), (0,20), координаті КТ (250, 10), розрахункова кратність основного розбавлення дорівнює $n_o = 0,64$.

Таким чином, метод розрахунку n_o для розсіювального випуску вимагає уточнення як мінімум у частині вибору більш адекватної моделі формування якості води у водному об'єкті. Як варіант, можливо використати формулу, що наведена у роботі [5]:

$$C_{KT} = \frac{C_\phi + \sum_i^m \frac{C_{ЗВ,i}}{n_i - 1}}{1 + \sum_i^m \frac{1}{n_i - 1}}, \quad (9)$$

де i – індекс джерела забруднення.

Висновки

1. Існує необхідність проведення дослідницької роботи по уточненню спрощених методів розрахунку кратності основного розбавлення зворотних вод в водоймищі.
2. В задачах прогнозування якості води водоймищ, які потребують підвищених рівнів точності, доцільно використовувати чисельне розв'язання рівняння турбулентної дифузії замість спрощених методів розрахунку кратності основного розбавлення.

Література

1. Методичні рекомендації з розроблення нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти із зворотними водами (Затв. Указом № 173 Міндовкілля 05.03.2021 р) // <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0173926-21#n10>

2. Методические основы оценки и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод / под ред. А.В. Караушева. Л.: Гидрометеиздат, 1987. – 285 с.
3. Баранник В.А., Кресин В.С. Расчет локального влияния сосредоточенного выпуска сточных вод на качество воды водоема// Водные комплексы речных бассейнов: Сб. научн. Тр.-Харьков, ВНИИВО, 1985. – С. 95-101.
4. Баранник В.А., Кресин В.С. Расчет кратности основного разбавления сточных вод, поступающих в водохранилище из рассеивающего выпуска сложной конфигурации // Охрана вод речных бассейнов: сб. науч. Тр./ ВНИИВО. – Харьков, 1985. – С. 95- 101.
5. Проскурнин О.А., Кирпичева И.В, Кононенко А.В., Третьякова Н.В. Расчет концентрации вещества в контрольной точке водного объекта в зоне действия сбросов сточных вод. *Науковий вісник будівництва*. 2017. № 1. С. 165-169.

Сидоренко В. Л., д-р техн. наук, проф.

Інститут державного управління та наукових досліджень з цивільного захисту, м. Київ, Україна

Вамболь С. О., д-р техн. наук, проф.

Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут», м. Харків, Україна

Вамболь В. В., д-р техн. наук, проф.

Національний університет «Полтавська політехніка» імені Юрія Кондратюка, м. Полтава, Україна

Єременко С. А., д-р техн. наук, проф.

Інститут державного управління та наукових досліджень з цивільного захисту, м. Київ, Україна

МЕТОДИКА РОЗРАХУНКУ РАДІАЦІЙНОЇ ЄМНОСТІ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ ПІСЛЯ ПОЖЕЖІ

Існуюча нині проблема лісових пожеж носить справді планетарний характер. Зміни кліматичних умов на планеті відбиваються і на динаміці та масштабах лісових пожеж. Прогнозується, що для регіонів з помірним кліматом збільшуватиметься пожежна активність через зміну клімату, що може серйозно вплинути на такі екосистеми як ліси, в тому числі й які забруднені радіонуклідами [1]. Тому останнім часом велика кількість досліджень присвячена процесам прогнозування та моделювання поширення лісової пожежі у тривимірних сценаріях з урахуванням факторів довкілля [2, 3].

Основною метою дослідження є розробка методики інтегральної оцінки здатності екосистеми після лісової пожежі на забрудненій території утримувати радіонукліди, що випали. Виходячи із зазначеного необхідно вирішити такі завдання: 1) визначитися з інтегральним показником для оцінки здатності елементів лісової екосистеми міцно утримувати радіонукліди, що випали; 2) використовуючи метод декомпозиції розглянути блоковий підхід для лісової екосистеми під час аналізу та прогнозування радіоекологічних процесів на забруднених територіях; 3) на основі запропонованої математичної моделі виконати аналіз процесу поширення радіоактивного забруднення ^{137}Cs лісової екосистеми та зіставити результати з натурними польовими дослідженнями.

Під час проведення досліджень використовувалися відомі загальноприйняті методи та підходи, що адекватно описують поведінку радіонуклідних забруднювачів у

лісовій екосистемі: оглядово-аналітичний підхід, метод декомпозиції, система лінійних диференційних рівнянь 1-го порядку з постійними коефіцієнтами та статистичний метод.

Розглядаючи питання моніторингу будь-якої екосистеми, що зазнала впливу радіонуклідного забруднення, необхідно провести, насамперед, інтегральну оцінку здатності елементів цих екосистем міцно утримувати радіонукліди, що випали. Як такий параметр можна використовувати радіаційну ємність екосистеми, що визначає частку радіонуклідів, які можуть міцно утримуватися в екосистемі. Це дозволяє оцінити основні інтегральні характеристики екосистеми.

Для моделювання процесу оцінки радіаційної ємності лісових екосистем після пожежі дуже важливо уявляти з яких основних елементів складається дана екосистема і як вони взаємодіють між собою. Під взаємодією між елементами системи будемо розуміти можливість переходу радіонуклідів з однієї області в іншу кількісно оцінюючи цей показник як одиниця часу. Спробуємо розглянути найзагальніший випадок основних елементів лісових екосистем. Як методологічний підхід для опису взаємодії всіх компонентів будемо використовувати метод декомпозиції за аналогією з методом аналізу ієрархій (метод Томаса Л. Сааті). Взаємозв'язок між підсистемами, що межують, здійснюється за аналогами методу кінцевих елементів у механіці, коли кінцеві умови на межі попереднього елемента, є початковими умовами для наступного елемента.

Розглядаючи лісову та прилеглу до неї територію укрупнено у загальному випадку, виділяємо такі елементи: ліс (1), узлісся лісу (2), луг (3), тераса (4), заплава водоймища (річки) (5), водоймище (річка) (6), біота (7), донні відкладення (8), людина (9). Угрупування елементів у підсистеми представляємо також за принципом пріоритетності джерела впливу лісової пожежі з урахуванням загальних характерних ознак (наприклад, біологічних: лісова, біологічна та гідро підсистеми). Ієрархічна структура взаємодії елементів підсистем показано рис. 1. Лісова підсистема є сукупністю елементів: ліс, узлісся лісу і луків. До біологічної підсистеми віднесено людину, терасу та біоту (у тому числі й водойми). Гідропідсистема включає такі компоненти як заплава водного об'єкта, водний об'єкт і донні відкладення. Взаємодія елементів у межах підсистеми, а також взаємний вплив в екосистемі показано на рис. 2. Така архітектура є функціональною з погляду запровадження додаткових чи виключення існуючих елементів екосистеми.

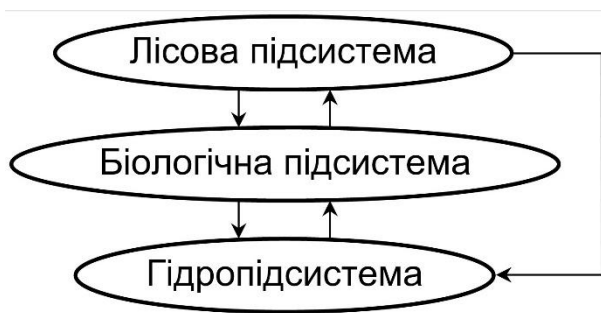


Рисунок 1 – Укрупнена структура лісової екосистеми

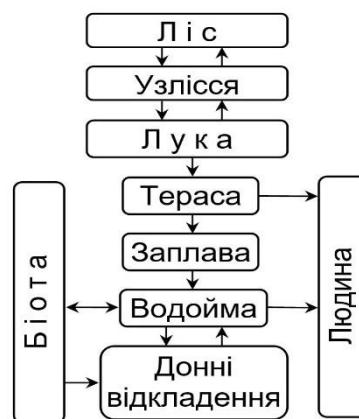


Рисунок 2 – Схема елементів лісової екосистеми

Математична модель поширення радіоактивного забруднення ^{137}Cs в екосистемі можна представити у вигляді системи лінійних диференційних рівнянь першого порядку з постійними коефіцієнтами, що враховує будь-яку кількість елементів в екосистемі:

$$\frac{dx(t)}{dt} = Ax(t), \quad (1)$$

де $x(t) = \{x_1(t), x_2(t), \dots, x_n(t)\}$ – вектор невідомих з компонентами, що характеризують рівень радіоактивного забруднення в елементах екосистеми схилів; t – час у декадах (10 років); A – матриця сталих коефіцієнтів радіоактивного розпаду та послідовного перенесення забруднення з одного елемента до іншого.

Характеристичний багаточлен матриці A має тільки від’ємні дійсні корені:

$$\lambda_1 = -0,6; \lambda_2 = -1,3; \lambda_3 = -1,8; \lambda_4 = -6,3; \lambda_5 = -3,3; \\ \lambda_6 = -12,86; \lambda_7 = -1,39; \lambda_8 = -0,35. \quad (2)$$

Це свідчить про стійкість нульового розв’язку системи відносно збурення початкових умов (стійкість за Ляпуновим) і асимптотичну стійкість системи, тобто можна стверджувати, що $y_i(t) \xrightarrow{t \rightarrow \infty} 0$; ($i = 1, 2, \dots, 8$).

Взаємодія між елементами визначається за допомогою коефіцієнтів переходу радіонуклідів з одного елемента в інший в одиницю часу (за один рік). Наприклад, a_{67} – коефіцієнт переходу радіонуклідів з елемента 6 (водойми) в елемент 7 (біота). Дані коефіцієнти обрані за натурними дослідженнями та залежать від нахилу схилу, характеру покриття, типу ґрунту, обсягу стоку, температури повітря, напрямку та сили вітру, а також інших метеорологічних характеристик.

Для проведення розрахунків за математичною моделлю необхідно мати значення для матриці постійних коефіцієнтів радіоактивного розпаду та послідовного перенесення забруднення з одного елемента лісової екосистеми до іншого.

Численними дослідженнями встановлено, що у 30-кілометровій зоні ЧАЕС спостерігаються такі типи радіонуклідного забруднення: паливні частки західного сліду, композиція паливної та конденсаційної компоненти. Оцінку запасів фітобіомаси у лісових екосистемах наведено в табл. 1.

Таблиця 1 – Запаси фітомаси та вміст радіонуклідів у лісових екосистемах

Тип лісу	Молодий		Середньовічний		Стиглий	
	Запаси фітомаси, т/км ² сухої ваги	Вміст радіонуклідів, Кі	Запаси фітомаси, т/км ² сухої ваги	Вміст радіонуклідів, Кі	Запаси фітомаси, т/км ² сухої ваги	Вміст радіонуклідів, Кі
Сосновий	15 000	0,04	23 000	0,06	25 000	0,065
Змішаний	22 000	0,15	32 000	0,22	38 000	0,27

Відомо, що одразу після Чорнобильської аварії та на початку відновлювального періоду більша частина радіонуклідів (82–92%) знаходилася у лісовій підстилці, а лише 8–12% у верхньому шарі ґрунту і майже 94–99% радіонуклідів, що знаходяться у ґрунті, зосереджені у тонкому верхньому шарі завтовшки 0–5 см.

За власними даними та даними Мінлісгоспу України зроблено оцінювання середніх значень нагромадження радіонуклідів ¹³⁷Cs у фітомасі, що становить $2,6 \cdot 10^{-9}$ Кі/кг для ґрунту, який вміщує 1 Кі/км² радіонуклідів, для хвойного лісу та $7,0 \cdot 10^{-9}$ Кі/кг – для змішаного лісу. Ці дані дозволяють наближено оцінити вміст радіонуклідів у фітомасі лісових екосистем. Використовуючи ці дані та значення коефіцієнтів переходу (K_{Γ}) у системі «ґрунт–рослина», можна розрахувати очікуваний вміст радіонуклідів у фітомасі, що утворилася на площі 1 км² за рівнем радіоактивності по ¹³⁷Cs – 1 Кі/км² (див. табл. 1).

(3)

$$\begin{cases} \frac{dx_1}{dt} = -0,06x_1(t), \\ \frac{dx_2}{dt} = 0,03x_1(t) - 0,13x_2(t), \\ \frac{dx_3}{dt} = 0,10x_2(t) - 0,18x_3(t), \\ \frac{dx_4}{dt} = 0,15x_3(t) - 0,63x_4(t), \\ \frac{dx_5}{dt} = 0,20x_4(t) - 0,33x_5(t), \\ \frac{dx_6}{dt} = 0,30x_5(t) + 0,05x_7(t) + 0,07x_8(t) - 1,23x_6(t), \\ \frac{dx_7}{dt} = 0,50x_6(t) - 0,13x_7(t), \\ \frac{dx_8}{dt} = 0,05x_7(t) + 0,60x_6(t) - 0,10x_8(t), \\ \frac{dx_9}{dt} = 0,40x_4(t) + 0,10x_6(t) + 0,03x_9(t). \end{cases}$$

де змінні x_i – динамічні питомі активності радіонуклідів в елементах екосистеми: ліс (1);

узлісся (2); луки (3); тераса (4); заплава (5); водойма (6); біота (7); донні відкладення (8); людина (9); t – час.

Для нашого випадку система дев'яти простих диференціальних рівнянь першого порядку з постійними коефіцієнтами з урахуванням коефіцієнтів переходу радіонуклідів з поправкою на їхній радіоактивний розпад виглядає наступним чином:

Використовуючи математичний апарат для вирішення системи диференціальних рівнянь (1–3) отримуємо дані розподілу радіонуклідів, що представлені у графічному вигляді для елементів зазначених підсистем (рис. 3). Очевидно, що внаслідок лісової пожежі, коли підстилка та дернина повністю вигорають, очікується на значне збільшення швидкості міграції та поверхневого стоку радіонуклідів.

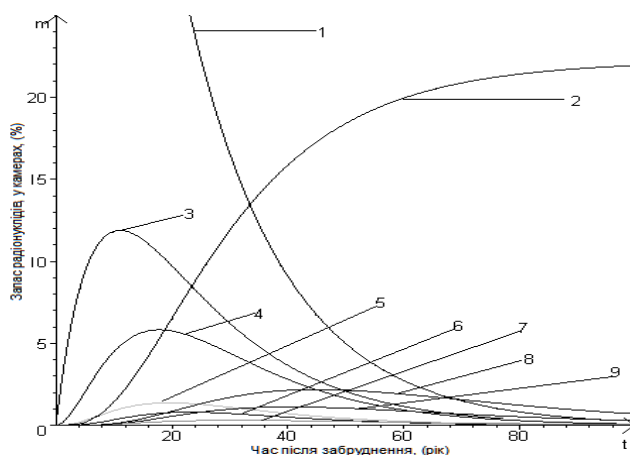


Рисунок 3 – Прогноз розподілу радіонуклідів в елементах підсистем (1 – ліс; 2 – узлісся; 3 – люди; 4 – луки; 5 – донні відклади; 6 – тераса; 7 – біота; 8 – заплава; 9 – вода)

Узагальнюючи результати математичного моделювання процесу поширення радіонуклідного забруднення ^{137}Cs у лісовій екосистемі та результати польових досліджень можна зробити висновок, що практично для всіх елементів спостерігається поступове збільшення та накопичення радіонуклідів з досягненням пікових значень та подальшим зменшенням вмісту, а для елемента «ліс» характерним є плавне скидання радіонуклідів ^{137}Cs (рис. 3) практично за експоненційною кривою з від'ємним статечним показником.

Для розуміння адекватності результатів математичного моделювання варто навести дані польових досліджень та моніторингу лісових екосистем 30 км зони ЧАЕС, що проводилися з 1986 року [4, 5]. З цього періоду також проводилися дослідження та аналіз картографічного матеріалу: карти радіонуклідного забруднення 30-км зони ЧАЕС ^{137}Cs , карти наявних типів лісів та лісових екосистем у зоні, ландшафтні карти для оцінки кутів ухилу територій лісових екосистем. Дані розрахунків поверхневої

міграції та радіаційної ємності лісових екосистем при різних ухилах на цих територіях наведено у табл. 2.

Таблиця 2 – Оцінка величини виносу радіонуклідів з лісових екосистем та радіоємності для різних варіантів ухилу території (площа 1 км², активність 10 Кі/км²)

Роки	Хвойний ліс, Кі			Змішаний ліс, Кі		
	1–2	2–4	4–8	1–2	2–4	4–8
1986	0,005	0,02	0,03	0,012	0,03	0,06
1987	0,012	0,03	0,06	0,016	0,04	0,08
1990	0,35	0,76	0,4	0,6	0,9	0,3
1995	0,27	0,43	0,1	0,4	0,7	0,2
1999	0,15	0,39	0,1	0,3	0,5	0,15
2001	0,1	0,25	0,1	0,2	0,3	0,1
Загальний винос за 15 років	0,15	0,35	0,7	0,16	0,37	0,74
Радіоємність, %	98,5	96,5	93,0	98,4	96,3	92,6

Аналіз даних табл. 2 показує, що за 15 років після Чорнобильської аварії загальний обсяг міграції для різних ситуацій становить 1,5–7,4% запасу на території лісової екосистеми. Такі величини є досить реальними. Це означає, що істотного винесення радіонуклідів із лісових екосистем поки що чекати не слід. Висока радіаційна ємність лісових екосистем забезпечує на малих ухилах територій незначні величини винесення радіонуклідів, а на значних кутах нахилу поверхні лісової екосистеми слід контролювати загальний стік радіонуклідів та оцінювати шляхи подальшої міграції ландшафтом. Можливе попадання цих стоків у зони негативного стоку, де відбувається їхнє міцне утримання. Таким чином можна підсумувати, що тільки зовнішній інтенсивний вплив (наприклад, пожежа) здатний кардинально змінити ситуацію з міграцією радіонуклідів.

Таблиця 3 – Прогноз надійності типової схилової екосистеми за різних рівнів радіонуклідного забруднення (¹³⁷Cs) верхньої частини (ліс)

Рівень забруднення	10 Кі/км ²	50 Кі/км ²	100 Кі/км ²
Ліс	0,934	0,671	0,342
Узлісся	1	1	1
Луки, 6%	0,999	0,997	0,993
Сільськогосподарська тераса, 1,4%	0,9998	0,999	0,998
Заплава озера, 0,82%	1	0,9994	0,999
Біота донних відкладень озера, 1,16%	0,95	0,748	0,496
Загальна надійність екосистеми	0,886	0,5	0,168

Для оцінки реальних процесів поверхневого стоку радіонуклідів у травні 1994 року було проведено пошаровий відбір зразків ґрунту у горілому лісі біля с. Куповате (30-кілометрова зона ЧАЕС). Інтенсивна пожежа була в 1992 р. Результати гамма-спектрометричного аналізу ґрунту пошарово на модельному схилі у горілому лісі біля с. Куповате показали, що на другій частині схилу відбулося значне нагромадження

радіонуклідів (більше ніж 2,5 разу). Ці дані свідчать про можливість інтенсифікації процесів стоку після пожежі (табл. 3).

Запропонований в дослідженні параметр радіаційної ємності екосистеми як інтегральний показник, на нашу думку, є найбільш універсальною характеристикою, що у відсотковому еквіваленті показує частку радіонуклідів, які надійшли у лісову екосистему.

Зазначена математична модель дозволяє обчислювати стан радіаційного забруднення для різних випадків викиду радіоактивних речовин у схилі екосистемах та оцінювати вплив цього забруднення на формування колективної дози для населення. Адекватність математичної моделі підтверджується узгодженням розрахункових даних з результатами природних польових досліджень. Наявність такої моделі дає змогу оцінити дозові навантаження на біоту екосистем та людей і тим самим встановити екологічні нормативи на допустимі скиди і викиди радіонуклідів у схилі екосистеми та пропонувати ефективні контрзаходи.

Література

1. Sergiy Yeremenko, Volodymyr Sydorenko, Pruskyi Andrii, Roman Shevchenko, Yevhen Vlasenko, 2021, Existing Risks of Forest Fires in Radiation Contaminated Areas: A Critical Review. *Ecological Questions*, Volume 32, 2021, Pages 35–47. URL: <https://apcz.umk.pl/EQ/article/view/33929>.
2. Qingkuo Meng, Yongjian Huai, Jiawei You, Xiaoying Nie, 2023, Visualization of 3D forest fire spread based on the coupling of multiple weather factors. *Computers & Graphics*. Volume 110, February 2023, Pages 58–68. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0097849322002254>.
3. Volodymyr Sydorenko, Sergiy Yeremenko, Viola Vambol, Sergij Vambol, Liubov Poberezhna, 2022, Distribution and influence of forest fires on the ecological and radiation situation in radioactively contaminated areas. *Procedia Structural Integrity*. Volume 36, 2022, Pages 318–325. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2452321622000427>.
4. С.І. Азаров, С.А. Єременко, В.Л. Сидоренко, О.М. Смірнова, М.В. Білошицький, Є.А. Власенко, А.В. Пруський, Ю.П. Середа. Наукові засади захисту населення і територій від наслідків лісових пожеж з радіаційно небезпечними факторами: монографія. Київ: ТОВ «Інтердрук», 2016. 203 с. С. 101–125.
5. Сидоренко В.Л., Середа Ю.П., Азаров С.І. Дослідження лісових пожеж Чорнобильської зони в натурних умовах. Надзвичайні ситуації: безпека та захист: матер. VI міжнар. Наук.-практ. Конф. (Черкаси, 21–22 жовтня 2016 р.). Черкаси: ЧІПБ, 2016. С. 7–9.

Солодовнікова Л. М., канд. техн. наук;

Державна наукова установа «Науково-технологічний комплекс «Інститут монокристалів» НАН України, м. Харків, Україна

Бояринцев А. Ю., д-р техн. наук;

Чергинець В. Л., д-р хім. наук;

Варич А. Г., мол. наук. співр.;

Тарасов В. О., д-р фіз.-мат. наук

Інститут сцинтиляційних матеріалів НАН України, м. Харків, Україна

Коротенко А. Є., провідний інженер

Державна наукова установа «Науково-технологічний комплекс «Інститут монокристалів» НАН України, м. Харків, Україна

ЗМЕНШЕННЯ ПОТЕНЦІЙНОГО НЕГАТИВНОГО ВПЛИВУ НА ДОВКІЛЛЯ МОДЕРНІЗОВАНИХ ДІЛЬНИЦЬ ВИРОЩУВАННЯ СЦИНТИЛЯЦІЙНИХ МОНОКРИСТАЛІВ НА ОСНОВІ ЙОДИДІВ ЛУЖНИХ МЕТАЛІВ

В роботі запропоновані екологічні заходи для зменшення потенційного негативного впливу на довкілля модернізованих ділень вирощування монокристалів на основі йодидів натрію та цезію з метою модернізації технології їх вирощування. Для цього протягом 2022- 2023 років були проведені дослідження шкідливих речовин у повітрі робочої зони таких як йод, йодид талію, йодид натрію та йодид цезію, що дозволило отримати об'єктивну інформацію про екологічний стан робочих приміщень, у яких проводяться роботи з вирощування йодидних сцинтиляційних монокристалів та розробки необхідних заходів при перевищенні ГДК даних речовин. Також в роботі представлено замкнений технологічний цикл переробки залишків виробництва кристалів та процес оптимізації температурного режиму виготовлення кристалів.

Сучасний поступ науки і техніки потребує постійного нарощування обсягів випуску матеріалів, що застосовуються у нових приладах та пристроях. Монокристали на основі йодидів лужних металів з додаванням легуючих добавок широко використовуються у якості робочих елементів приладів для детектування іонізуючого випромінювання різного походження у численних сферах життєдіяльності людства починаючи від фундаментальних наук (астрофізика, фізика елементарних частинок) і закінчуючи життєво важливими напрямками – забезпеченням безпечної роботи АЕС, контролем за переміщенням потенційно небезпечних радіоактивних речовин, оцінка

радіаційної небезпеки радіоактивних відходів та інше. Обсяг виробництва таких кристалів становить десятки тон на рік.

Так, монокристали йодиду натрію, активовані йодидом талію, монокристали йодиду цезію, активовані йодидом натрію та монокристали йодиду цезію, активовані йодидом талію є основними елементами сцинтиляційних детекторів, що застосовуються для реєстрації гамма-випромінювання у широкому діапазоні енергій.

Поліпшення екологічного стану ділянок вирощування сцинтиляційних монокристалів на основі йодидів лужних металів є важливою задачею. Аналіз стану повітря виробничих приміщень на наявність небезпечних хімічних речовин таких як йод, талію йодид, натрію йодид та цезію йодид, що входять в склад сировини для росту монокристалів є необхідним. Слід зазначити, що визначення концентрації цих речовин на кожній стадії виробництва кристалів буде сприяти точній оцінці стану повітря робочої зони та дозволить прийняти ефективні заходи для поліпшення екологічного стану на ділянках та на прилеглих територіях.

В основі технології вирощування монокристалів йодиду натрію, активованого йодидом талію, йодиду цезію, активованого йодидом натрію та йодиду цезію, активованого йодидом талію лежать схожі технологічні процеси, які відрізняються деталями, а саме:

- підготовка теплової камери та вузлів ростової установки до вирощування;
- завантаження сировини в тигель;
- плавлення сировини і підготовка розплаву до вирощування;
- витягування (вирощування) монокристалу з розплаву на монокристалічний запал з постійним підживленням розплаву вихідною сировиною;
- вивантаження монокристалу у термос;
- відпал монокристалу у термосі;
- видалення (змивання) конденсату з внутрішніх поверхонь печей (рис.1, рис.2, рис.3).



Рисунок 1 – Робоча зона (ріст кристалу)

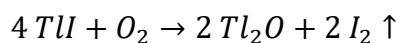
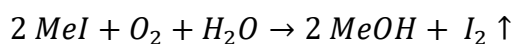
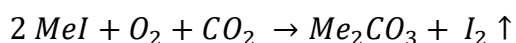


Рисунок 2 – Робоча зона (сушка сировини)



Рисунок 3 – Робоча зона (відпал кристалу)

Так, в основі росту монокристалів лежать наступні хімічні процеси, що можуть призводити до утворення шкідливих речовин (Me=Cs, Na)



Сублімація йодиду талію (TlI), яка відбувається при температурах вище 300 °С

Таким чином, при вищевказаному технологічному процесі потрібно проводити наступні вимірювання в повітрі робочої зони.

При рості кристалів (рис.1):

- 1) NaI – вимірювання в повітрі робочої зони концентрації NaI, TII, I₂;
- 2) CsI - вимірювання в повітрі робочої зони концентрації CsI, TII, I₂.

При сушці сировини (рис.2):

- 1) NaI – вимірювання в повітрі робочої зони концентрації TII, I₂;
- 2) CsI – вимірювання в повітрі робочої зони концентрації TII, I₂.

При відпалі монокристалів у термосі (рис.3):

- 1) NaI – вимірювання в повітрі робочої зони концентрації NaI, TII, I₂;
- 2) CsI – вимірювання в повітрі робочої зони концентрації CsI, TII, I₂.

Протягом 2022 та 2023 років на всіх стадіях технологічного процесу (рис. 1, рис. 2, рис. 3) проводилися виміри концентрації йоду (I₂), талію йодиду (TII), натрію йодиду (NaI) та цезію йодиду (CsI). Результати досліджень використовуються для виявлення підвищених концентрацій йоду (I₂), талію йодиду (TII), натрію йодиду (NaI) та цезію йодиду (CsI) в повітрі робочої зони модернізованого виробництва та у разі перевищення ГДК цих речовин проводити коригування конструкції ростових установок шляхом ущільнення.

Важливе місце в модернізації технології вирощування сцинтиляційних монокристалів на основі галогенідів лужних металів має замкнений технологічний цикл щодо залишків виробництва монокристалів, використання якого також сприяє зменшенню негативного впливу на довкілля.

Після вивантаження кристалу з ростової установки (рис.1) до термосу для подальшого відпалу кристалу (рис.3), внутрішня камера ростової установки вимивається водою, а потім змивний розчин збирається в герметичну тару та перевозиться на ділянку одержання сировини для вирощування монокристалів. Змивний розчин складається з водного розчину натрію йодиду (NaI) або цезію йодиду (CsI) та осаду талію йодиду (TII). Продукти переробки змивного розчину використовуються для виготовлення шихти для наступних вирощувань йодидних сцинтиляційних монокристалів. Використання шихти NaI(TI) або CsI(TI) (II клас небезпеки) дозволяє відмовитися від використання у виробничому циклі йодиду талію (TII) (I клас небезпеки).

Слід зазначити, при модернізації технології дослідного виробництва сцинтиляційних монокристалів на основі галогенідів лужних металів вивантаження кристалу з ростової установки знизилося з 500 °C до 260 °C, що значно сприяє

зменшенню викидів в повітря робочої зони йоду (I_2) та талію йодиду (TII). Це також зменшує потенційний негативний вплив виробництва на довкілля.

Таким чином, зменшення негативного впливу на довкілля ділянок вирощування сцинтиляційних монокристалів на основі йодидів лужних металів досягається дослідженням повітря робочої зони на наявність небезпечних хімічних речовин таких як йод, талію йодид, натрію йодид та цезію йодид, що входять в склад сировини для росту монокристалів та у разі необхідності зменшення їх концентрації шляхом коригування конструкції ростових установок (ущільнення), використання замкненого технологічного циклу щодо залишків виробництва монокристалів для отримання шихти $NaI(Tl)$ або $CsI(Tl)$ (II клас небезпеки) що дозволяє відмовитися від використання у технологічному циклі йодиду талію (TII) (I клас небезпеки), зниження температури вивантаження кристалу з $500\text{ }^\circ\text{C}$ до $260\text{ }^\circ\text{C}$ сприяє зменшенню інтенсивності викидів в повітря робочої зони йоду (I_2) та талію йодиду (TII).

Солодовнікова Л. М., канд. техн. наук

Державна наукова установа «Науково-технологічний комплекс «Інститут монокристалів» НАН України, м. Харків, Україна

Маркіна Н. К.

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

Рець Ю. М., канд. техн. наук

Державне підприємство «БАР'ЄР» м. Кам'янське, Дніпропетровська обл., Україна

ВОДОХОРОННІ ЗАХОДИ ЩОДО ЗАХИСТУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД р. ДНІПРО В РАЙОНІ РОЗТАШУВАННЯ ХВОСТОСХОВИЩ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ КОЛИШНЬОГО ВИРОБНИЧОГО ОБ'ЄДНАННЯ «ПРИДНІПРОВСЬКИЙ ХІМІЧНИЙ ЗАВОД»

Аналіз проблеми. На сьогоднішній час колишнє виробниче об'єднання «Придніпровський хімічний завод» (ВО «ПХЗ»), яке розташоване поблизу міста Кам'янське (колишній Дніпродзержинськ) несе радіаційну та хімічну небезпеку для Дніпропетровської області та за її межами. Постійно відбувається забруднення атмосферного повітря, ґрунту, підземних та поверхневих вод, поверхневої водної системи р. Коноплянка – р. Дніпро. Колишнє ВО «ПХЗ» використовувалося для перероблення та збагачення уранової руди та експлуатувалося з 1949 до 1991 р. За час його роботи утворилися сховища радіоактивних відходів: «Західне», «Центральний Яр», «Південно-східне», «Дніпровське», «Сухачівське» - I-ша та II-а секції, «База С», «Лантанова фракція», «Доменна піч №6» тощо (рис. 1) [1].

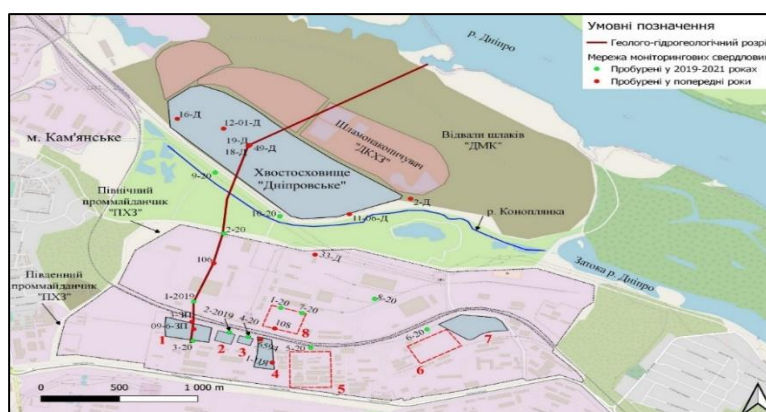


Рисунок 1 – Розташування хвостосховищ колишнього ВО «ПХЗ»: 1 – хвостосховище «Західне», 2 – відстійник №230, 3 – відстійник №220, 4 – хвостосховище «Центральний яр», 5 – комплекс радіохімічних цехів, 6 – майданчик розвантаження уранової руди, 7 – хвостосховище «Південно-східне», 8 – «історичний» відстійник на Північному майданчику, хвостосховище «Дніпровське» та мережа моніторингових свердловин

В склад відходів хвостосховищ входять радіоактивні ізотопи ряду розпаду урану-238 та хімічно - небезпечні речовини, які утворилися в результаті переробки та збагачення уранової руди.

Однією з важливих екологічних проблем, пов'язаних з функціонуванням хвостосховищ колишнього ВО «ПХЗ», є забруднення поверхневих та підземних вод в районі їх розташування радіаційними та хімічно – небезпечними речовинами. Для проведення досліджень такого забруднення поверхневих та підземних вод, на початку 1990-х років була створена мережа спостережних свердловин, яка частково була зруйнована і в останні роки вдосконалена за рахунок буріння нових свердловин та обґрунтування місць їх розміщення і регламенту проведення контролю. Таким чином на даний час створена система моніторингу екологічного стану підземної гідросфери. Це дозволило провести нові обстеження та отримати достовірні дані про забруднення підземних вод радіоактивними та хімічно-небезпечними речовинами як на території колишнього ВО «ПХЗ», так і на території за його межами [1].

Враховуючи особливості геологічної будови та гідролого-гідрогеологічних умов території, для яких характерним є взаємозв'язок підземних вод з поверхневими водами р. Дніпро, в таких умовах важливе значення має моніторинг забруднення підземних вод першого від поверхні землі четвертинного безнапірного водоносного горизонту у піщаних і суглинистих алювіальних відкладах, які присутні на всій території колишнього ВО «ПХЗ». Даний водоносний горизонт характеризується високими фільтраційними властивостями, що сприяє міграції радіаційних та хімічно – небезпечних речовин в підземних водах. В результаті ореол забруднення підземних вод розповсюджується за межі промислового майданчика у напрямку поверхневих водотоків р. Коноплянка та р. Дніпро.

Згідно з даними моніторингу [1], основними джерелами радіаційного та хімічного забруднення підземних вод є хвостосховище «Західне», хвостосховище «Центральний Яр», «Південно-Східне» хвостосховище, хвостосховище «Дніпровське», комплекс забруднених будівель радіохімічних цехів в центральній частині колишнього ВО «ПХЗ» (будівлі 104, 103, 2Б тощо), ставки-шламовідстійники для хімічних відходів №220 (ДП «Смоли») та №230 (ТОВ «Поліхімпром»), ділянка для вивантаження уранової руди (в східній частині південного майданчика ВО «ПХЗ»), також «відстійник», який розташований в північному секторі колишнього ВО «ПХЗ» нижче хвостосховища «Центральний яр», що використовувався для скидів технологічних відходів переробки уранових руд.

Результати моніторингових досліджень, проведених у 2005-2015 роках на території колишнього ВО «ПХЗ» та в межах хвостосховищ «Західне», «Центральний яр», «Південно-східне», «Дніпровське», показали забруднення підземних вод радіонуклідами ряду розпаду урану-238. Так, максимальне значення урану-238 в суміші з ураном-234 у поровій воді в техногенному водоносному горизонті (водонасичені уранові хвости) становило 1290 Бк/л у хвостосховищі «Західне» і 168 Бк/л у хвостосховищі «Дніпровське» (ГДК урану-238 в питній воді становить 1 Бк/л) [2]. Максимальна активність урану-238 в алювіальному водоносному горизонті в зоні впливу хвостосховища «Західне» становила 1173 Бк/л, а в зоні впливу хвостосховища «Дніпровське» - 164 Бк/л. В зоні впливу хвостосховищ також спостерігалось хімічне забруднення підземних вод сульфатами, нітратами, магнієм, амонієм, та токсичними металами такими як марганець, свинець, нікель, арсен та ін. [3].

На протязі 2019-2021 рр. було проведено моніторинг вмісту радіонуклідів та хімічно-небезпечних речовин в підземних водах на території колишнього ВО «ПХЗ» та в межах хвостосховища «Дніпровське» по вдосконаленій мережі свердловин (рис. 1) з розширенням спектру досліджуваних хімічно - небезпечних речовин в регламенті моніторингу [1]. Зразки підземних вод були проаналізовані на вміст радіонуклідів ряду розпаду урану-238 і токсичних металів, в перелік яких ввійшли наступні: *ванадій, хром, селен, кадмій, кобальт, титан, марганець, нікель, арсен, ртуть, свинець*. Дані про вміст основних іонів в підземних водах, вказують на повсюдне забруднення підземних вод в зоні впливу об'єктів ВО «ПХЗ» натрій-іонами, хлорид-іонами, сульфат-іонами, амоній-іонами, нітрат-іонами і інш. з дуже високим солевістом - мінералізація підземних вод в свердловині № 2-2019 (рис. 1) складала 44,4 г/дм³ [1]. Ці дані практично ідентичні результатам попередніх моніторингових досліджень підземних вод [3]. Спостерігаються високі рівні хімічного забруднення натрій- і хлорид- іонами, яке було виявлено на ділянці відстійників №220 і 230. Найбільш високими рівнями хімічного забруднення підземних вод характеризується західна частина промислового майданчика ВО «ПХЗ» та територія в районі хвостосховища «Дніпровське».

Слід зазначити, що в підземних водах на зазначеній території спостерігається найбільша кількість радіонуклідів урану-238 та урану-234, радію-226, полонію-210 та свинцю-210. Згідно [2] ГДК для U^{238} – 1Бк/л, U^{234} – 1Бк/л, Ra^{226} – 1Бк/л, Po^{210} – 0,2Бк/л, Pb^{210} – 0,5Бк/л. Підвищені концентрації урану-238 та урану-234 в підземних водах спостерігаються в зоні впливу хвостосховищ «Західне» і «Дніпровське» (U^{238} – 732 Бк/л, U^{234} – 675Бк/л; U^{238} – 128 Бк/л, U^{234} – 129Бк/л) відповідно. Високі концентрації цих радіонуклідів виявлені на ділянці шламовідстійників №220 і 230 (U^{238} – 2,5 Бк/л,

U^{234} – 2,6Бк/л; U^{238} – 69,8 Бк/л, U^{234} – 57,8Бк/л) відповідно. Концентрації радіонуклідів урану-238 та урану-234 з перевищенням фонових значень спостерігаються на ділянці «історичного» відстійника нижче хвостосховища «Центральний яр» (U^{238} – 3,2 Бк/л, U^{234} – 3,1Бк/л). За фонові значення прийняті показники в свердловині 3-20 (рис. 1). В ряді свердловин в межах хвостосховища «Дніпровське» виявлені перевищення ГДК для радію-226 – 6,4Бк/л. В окремих свердловинах відмічаються перевищення ГДК для полонію-210 і свинцю-210 (Po^{210} – 39,7Бк/л, Pb^{210} – 4,1Бк/л) [1].

Висвітлені результати моніторингових досліджень [1,3] свідчать, що найбільшими рівнями радіоактивного та хімічного забруднення підземних вод характеризується західна частина промислового майданчика колишнього ВО «ПХЗ» і хвостосховище «Дніпровське».

Враховуючи таке інтенсивне навантаження на підземні та поверхневі води і значну екологічну небезпеку як для водного середовища, так і в цілому для довкілля, вкрай необхідним є розробка та реалізація комплексу заходів по захисту р. Дніпро від забруднення підземним стоком з території розміщення об'єктів ВО «ПХЗ».

З цією метою авторами розроблені теоретичні передумови до визначення завдань водоохоронних заходів в залежності від структури області забруднення підземних вод.

Задачі водоохоронних заходів в залежності від структури області забруднення підземних вод

Виходячи з поставлених завдань захисту поверхневих вод р. Дніпро, досліджувану територію в межах сформованої області забруднення підземних вод можна розбити на три основні специфічні зони:

- зона I - зона найбільш інтенсивного негативного впливу на якість підземних вод (осередок забруднення), що збігається приблизно з територією промайданчиків вищезазначених об'єктів на правому березі Дніпра;
- зона II - зона розвантаження підземних вод, яка розташована в безпосередній близькості до захищаємих об'єктів - поверхневих водотоків – рр. Коноплянка і Дніпро;
- зона III - проміжна зона трансформації якості підземних вод при інфільтрації від вогнища (осередка) забруднення до місць розвантаження.

Завданнями водоохоронних заходів, які вирішуються для кожної зони є наступні.

Зона А - Осередок забруднення підземних вод

У цій зоні проявляється найбільший вплив на підземні води і саме тут, в першу чергу необхідний керуючий вплив для максимального зниження негативних наслідків господарської діяльності.

За характером впливу в зоні А основними джерелами впливу на гідродинамічний і гідрохімічний режим підземних вод є технічні водойми і технологічні витoki в межах розташування вищезазначених об'єктів ВО «ПХЗ».

Завданням водоохоронних заходів в цій зоні є максимально можливе зниження техногенного навантаження на водоносний горизонт, зокрема:

- ліквідація або зниження витоків на всіх акумулюючих ємностях твердих та рідких відходів, які в минулому були невід'ємною складовою в технологічному процесі;
- зниження інфільтрації атмосферних опадів через тіло заскладованих хвостів;
- зниження фільтраційних втрат з наявних технічних водойм;
- локалізація забруднення (повне або часткове перехоплення) забруднених підземних вод.

Основне призначення перерахованого комплексу водоохоронних заходів - максимально знизити концентрацію забруднюючих речовин в районі вогнища забруднення і мінімізувати вихід їх за межі цієї зони.

Зона В - зона розвантаження підземних вод

При вирішенні регіональних задач зона розвантаження підземних вод, в нашому випадку розташована в безпосередній близькості до об'єктів, що захищаються, а саме: до контуру дренажування – до річки Дніпро. При вирішенні локальних задач (у зоні впливу на режим підземних вод конкретних об'єктів, розташованих в басейні Дніпра, зоною розвантаження є його притока - мала річка Коноплянка, яка впадає в затоку Дніпра.

Завданням водоохоронних заходів в цій зоні є недопущення розвантаження забруднених підземних вод в об'єкти, що захищаються - річки коноплянка і Дніпро (перехоплення забруднених вод) і контроль якості підземних вод (ведення моніторингу підземних вод).

Зона С - зона трансформації якості підземних вод

Завданням водоохоронних заходів в цій зоні є подальше зниження концентрації забруднюючих речовин, які проникли з осередка забруднення в підземні води проміжної зони, і повне виключення їх виходу за її межі.

Обов'язковим елементом комплексу водоохоронних заходів в цій зоні є система контролю за станом підземних вод (проведення моніторингу) і оцінка ступеня зниження концентрації забруднюючих речовин в потоці підземних вод при їх русі від вогнища забруднення до місць розвантаження з використанням результатів моніторингових досліджень, а також оцінка впливу на цей процес різних факторів.

Це дає можливість обґрунтовано вибирати способи і місця впливу на переміщення забруднених підземних вод, а також раціонально розмістити мережу спостережень в складі моніторингу в умовах його коригування та оптимізації.

Слід зазначити, що важливим завданням водоохоронних заходів в зоні транзиту і в зоні розвантаження в русла річок є реставрація якості підземних вод, якщо відновлення його не відбувається природним шляхом в результаті впровадження комплексу заходів в осередках забруднення (в зоні А).

Рекомендації щодо охорони поверхневих вод р. Дніпро та її притоків від забруднення підземним стоком.

Згідно з результатами досліджень [1,3], які свідчать про значне забруднення підземних вод на території розміщення об'єктів ВО «ПХЗ», та враховуючи близьку відстань до р. Дніпро (близько 800-1200м), можна передбачати, що безперечно, розвантаження забрудненого підземного потоку як в попередні роки спричиняло, так і в даний час спричиняє забруднення поверхневих вод Дніпра радіонуклідами, токсичними солями і важкими металами.

В складі переліку існуючих шляхів для зниження несприятливого впливу на підземні води і, тим самим, для зниження надходжень з підземними водами забруднюючих речовин в р. Дніпро, можуть бути передбачені наступні заходи:

- перехоплення води, що інфільтрується в підземні води, шляхом дренажу основ хвостосховищ і їх огорожувачих дамб;
- регулювання рівнів в наявних технічних водоймах;
- реставрація технічних водойм з екрануванням їх ложа глинистими ґрунтами, водонепроникними синтетичними плівками і спеціальними покриттями;
- ізоляція забруднених ділянок водоносного горизонту шляхом спорудження завіс з слабкопроникного матеріалу;
- облаштування гідрозавіс – забруднений підземний потік перехоплюється за допомогою систем дренажів і огорожувальних споруд.

Оскільки на якісний склад підземних вод значного впливу завдають фільтраційні втрати з існуючих хвостосховищ та надходження інфільтрату, який формується в тілі відвалів «ДМК», а під джерелами забруднення зберігаються осередки забруднення

підземних вод, при охороні річок перевагу слід віддати локалізаційним заходам. В приведеному переліку це перехоплення забрудненого підземного потоку за допомогою систем дренажів і огорожувальних споруд – заходи, основані на гідравлічному впливі на потік ґрунтових вод.

Локалізаційні заходи, що обмежують просування забруднень по водоносному пласту від осередка забруднення до річки, повинні здійснюватися в залежності від гідрогеологічних умов за допомогою перехоплюючих пристроїв - спеціальних водозабірних споруд - дренажів.

Перехоплюючі пристрої мають вигляд контурних, кільцевих, лінійних та інших систем свердловин, з яких ведеться відкачка забруднених підземних вод. При цьому відкачувані води можуть скидатися в штучні водойми (ставки-шламонакопичувачі, хвостосховища, ставки-освітлювачі та ставки-випарники) без попереднього очищення і будівництва дорогих спеціальних очисних споруд. Крім того, потрібно відзначити їх позитивні сторони: мобільність, порівняно невеликі капітальні витрати на спорудження і високу технічну ефективність.

З точки зору авторів, способи локалізації забруднення в водоносному горизонті з одночасним поповненням водності в штучних водоймах, існуючих на території розташування об'єктів ВО «ПХЗ» (при необхідності створення прийнятних умов для їх експлуатації), є найбільш раціональним вирішенням проблеми охорони річки Дніпро в даному регіоні.

Для захисту р. Дніпро від забруднення підземним стоком найбільш прийнятними являються 2-а варіанти гідравлічного впливу на підземний потік:

1) перехоплюючий дренаж по північно-східному контуру відвалів шлаку «ДМК» в комплексі зі східним контуром проммайданчика «ПХЗ» (рис.1). В цьому варіанті локалізується, а, можливо, і ліквідується вплив хвостосховища «Дніпровське» шламонакопичувача «ДКХЗ» та відвалу шлаків ДМК (рис.1);

2) вертикальний вимушений дренаж біля р. Дніпро в межах ділянки розвантаження потоку забруднених підземних вод.

У зв'язку з вищевикладеним, для профілактики чи ліквідації забруднення або для відновлення якості води в р. Дніпро, рекомендується влаштування дренажу підземних вод за двома варіантами (рис.2 а, б).

1-й варіант (на рисунках 2а і 2б) - *позначений малиновим кольором* - передбачає проходку напівкільцевого ряду відкачуючих свердловин в межах зони впливу джерел забруднення (нормально до напрямку міграції) для перехоплення забрудненої підземної води та скидання її в існуючі штучні водойми.

У зв'язку з радіаційним забрудненням підземних вод, дренаж прийнятний при обмежених обсягах відкачуваних забруднених вод, який допускає їх зворотне скидання в наявні штучні водойми (обсяг яких може уточнюватися в процесі моніторингових досліджень поверхневих та підземних вод).

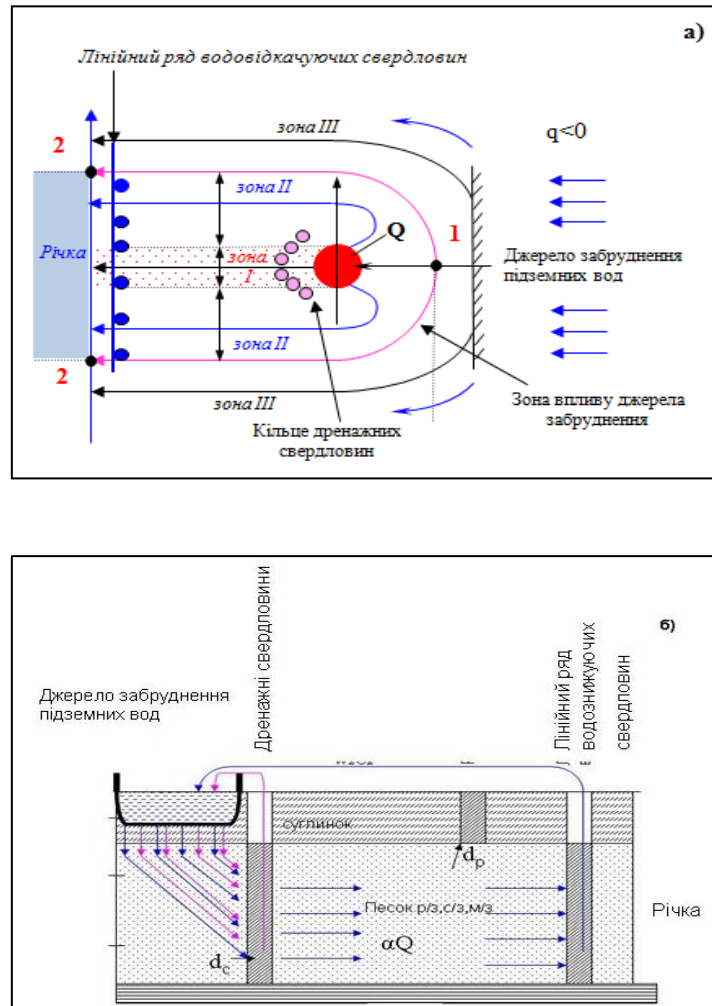


Рисунок 2 (а, б) – Принципова схема перехоплення забруднених підземних вод для захисту річки Дніпро: а) в плані, б) в розрізі;

де $q < 0$ питома витрата потоку ґрунтових вод за межами промайданчика «ПХЗ»;

d_c – дренажна свердловина кільцевого ряду, d_p – при необхідності внутрішній дренаж р. Коноплянка, αQ – водоносний горизонт в четвертинних алювіальних викладах, пісок – р/з, с/з, м/з – пісок різно-, середньо- та мілко-зернистий.

2-й варіант (на рисунках 2а і 2б - позначений синім кольором) - передбачає використання лінійного ряду водознижуючих вертикальних дренажних свердловин, облаштування яких передбачається в безпосередній близькості до річки. В цьому випадку зниження рівнів на лінії дренажу мінімізується по допустимому проскоку забруднень.

Розташування дренажних свердловин і в першому і в другому варіантах визначається положенням нейтральної лінії фронту забруднення (2-1-2) (на рисунку 2а позначена розовим кольором) з диференціацією потоків максимального забруднення (зона I, виділена крапом), води змішаної якості (зона II) і кондиційних підземних вод (зона III). Така диференціація необхідна для роздільного відкачування забруднених і кондиційних підземних вод різними дренажними контурами з метою подальшого використання незабруднених підземних вод в технічному або господарському водопостачанні.

Місце розташування вказаних протифільтраційних пристроїв і режим їх роботи повинні бути визначені і обґрунтовані спеціальними гідродинамічними розрахунками з урахуванням водознижувальних установок (дренажних свердловин) на основі даних моніторингу забруднення підземних вод.

При цьому моніторингові дослідження підземних вод є необхідними для розробки, та контролю надійного функціонування водоохоронних заходів щодо зниження рівня радіаційного та хімічного забруднення підземних вод в районі розташування хвостосховищ колишнього ВО «ПХЗ» та поверхневих водотоків – малої річки Коноплянка, затоки Дніпра та річки Дніпро.

Таким чином, використання рекомендованих варіантів в якості заходів по захисту підземних та взаємопов'язаних з ними річних вод дозволить одночасно вирішити спільні проблеми екологічного та технічного характеру і забезпечити охорону Дніпра від радіаційного та хімічного забруднення.

Література

1. Бугай Д.О., Заноз Б.Ю., Лаврова Т.В., Кориченський К.О., Кубко Ю.І., Авіла Р., Рець Ю.М Розвиток системи моніторингу підземних вод в зоні впливу спадкових об'єктів переробки уранових руд Придніпровського хімічного заводу. *Геологічний журнал*. 2021. № 4. С.56 – 70.
2. ДСанПіН 2.2.4-171-10 Гигиенические требования к воде питьевой, предназначенной для потребления человеком
3. Ткаченко К.Ю., Скальський О.С., Бугай Д.О., Лаврова Т.В., Процак В.П., Кубко Ю.І., Авіла Р., Заноз Б.Ю. Моніторинг техногенного забруднення підземних і поверхневих вод у зоні впливу уранових хвостосховищ Придніпровського хімічного заводу (м. Кам'янське). *Геол. журн.* 2020. № 3 (372). С. 17—35.

Старко М. В.

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

ПРО МОЖЛИВІСТЬ ВИКОРИСТАННЯ ДАНИХ ЗА ЗРОСТАННЯМ МАСОВИХ ВИДІВ РИБ В ОЦІНЦІ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ р. ЛОПАНЬ НА ТЕРИТОРІЇ м. ХАРКІВ

Вступ

В результаті аналізу різних підходів у галузі біоіндикації якості води та стану гідроекосистем було зазначено перспективність використання іхтіологічних показників, які доцільно використовувати як біоіндикаторні на популяційному та ценотичному рівнях [1]. Тому нині в Україні нині відмічається зацікавленість дослідників у вивченні різноманітних підходів до використання риб як індикаторів стану гідроекосистем [2-4]. У класичному розумінні ріст риб розглядається як частина фізіолого-біохімічних процесів, що відбуваються згідно із законом збереження енергії. При цьому розмірне різноманіття групувань риб зумовлене впливом на процес зростання як генетичних факторів, так і факторів середовища, тому морфометричні ознаки вважаються сумарним відображенням специфіки способу життя та індикатором стану популяції риб [5]. За однакового температурного режиму на ріст риб, і відповідно на отриману різницю в лінійних розмірах, може впливати як кормова база, так і екологічний стан водойм [6].

Разом з тим підкреслюється, що переважна більшість таких досліджень здійснена на великих річках і водосховищах, натомість малі річки в цьому аспекті досліджені слабо [1].

Формування структури та окремих показників іхтіофауни малих річок, особливо тих, які протікають урбанізованими територіями, залежить від безлічі різних факторів, таких як порушення гідрологічного режиму, надходження стічних вод та липневого стоку з міської поверхні та інших. Тому вважається, що розробка й оптимізація заходів, спрямованих на збереження і відновлення екологічного стану таких водних об'єктів, потребує дослідження еколого-фізіологічних характеристик рибного населення на ділянках малих річок урбанізованих територій з різним характером і ступенем антропогенного навантаження. У той же час, закономірності формування іхтіофауни у конкретних малих річках, що протікають урбанізованими територіями наразі висвітлені

в літературних джерелах лише фрагментарно, так само, як і її видовий склад. При цьому окрім прямого і опосередкованого впливу на якісний склад іхтіоценозів, антропогенне порушення умов середовища на малих річках може відобразитись і на життєдіяльності риб. Так відомо, що внаслідок порушення перебігу фізіолого-біохімічних процесів, спричиненого хронічною інтоксикацією, може спостерігатись пригнічення росту і розвитку риб, що виражається зокрема у відставанні за абсолютним і відносним приростом маси. Однак за умов інтенсивного накопичення донних відкладів та, відповідно, високої маси зообентосу можуть виникати сприятливі умови для нагулу і росту зообентофагів, що можуть значною мірою компенсувати негативний вплив токсичного забруднення [7].

Річка Лопань належить до басейну р. Сіверський Донець, що є найбільшою річкою в Харківській області, на долю якого припадає 95,9 % всієї забраної води (335,8млн.м3), 89,3 % використаної підземної води (41,79млн.м3), 83,4 % без повторного використання (159,7 млн.м3), та 74,2 % всіх забруднених зворотних вод (14,48 млн.м3) [8].

Проведений аналіз сучасного рівня забруднення річки Лопань в межах Харківської області показав, що найбільш забрудненою ділянкою є місто Харків, а показниками забруднення, які в гирлі річки в 1994-2018 роках найбільше перевищували рибогосподарські ГДК були азот амонійний (у 6,96 разів), мідь (у 6,80 разів), нітрити (у 5,09 разів), нафтопродукти (у 4,70 разів) і хром6+ (у 3,50 рази) [9].

Аналіз літератури показав, що дані по іхтіофауні річки Лопань вкрай скудні та уривчасті. При цьому часто вказується лише видовий склад риб річки. Даних щодо зростання риб немає взагалі. Департамент екології та природних ресурсів у Харківській області регулярно проводить дослідження гідробіологічного режиму річок, у тому числі Лопані. Зазвичай вивчаються фіто- та зоопланктон. Іноді зообентос. Вивчення іхтіофауні не проводиться ніколи, можливе через складність відбору проб та необхідність отримання дозвільних документів. Тому це повідомлення носить піонерний характер і присвячене зростанню в річці Лопань гірчака звичайного *Rhodeus sericeus amarus* та карася китайського *Carassius auratus*.

Методика досліджень

Відбір проб проводили влітку 2023 року на ділянці річки Лопань біля Роганського мосту (вище Центрального ринку м. Харкова). Рибу виловлювали вудкою (карась китайський) та іхтіологічним сачком з вічком 5 мм (гірчак).

Результати досліджень

Гірчак звичайний. Риба зустрічається в стоячих або слабо проточних водоймах, прибережжі водосховищ, завжди з наявністю двостулкових моллюсків (перловиць та беззубок). В Україні широко розповсюджений, численний вид. Не відмічається у верхів'ях річок із сильною або помірною течією (Інгулець, Базавлук, Оріль та ін.). Охорона виду у зв'язку з його високою чисельністю на території України не доцільна. Промислового значення не має [10]. Відмічається, що у зв'язку з тим, що гірчак характеризується малими розмірами (до 10 см) і не є об'єктом промислу, дослідження поширення гірчака звичайного у водоймах України в останні десятиліття фрагментарні [11]. В Україні гірчак не охороняється. В той же час, у багатьох європейських країнах звичайного гірчака вважають уразливим або таким, що перебуває під загрозою зникнення [12]. Можливо тому вид занесений до Додатка 3 Бернської конвенції про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі [13]. О. Я. Мошу та І. Д. Тромбицький зазначають, що в Україні в останні десятиріччя в багатьох антропогенно-деградованих водоймах його популяції показують швидке зростання і стають домінантними в іхтіофауні. Можливими причинами цього можуть бути особливості біології риби (короткоциклічність, всеїдність, еврибіонтність) та зростання біомаси двостулкових моллюсків, які необхідні йому для розмноження, а також дефіцит іхтіофагів. Тому на регіональному рівні, на їх думку, цей вид виявляє навіть інвазійний потенціал, що скоріше вимагає проведення оцінки його впливу на інших гідробіонтів, ніж захист [12].

Отримані нами дані з зростання гірчака в річці Лопань представлені у табл. 1. Там же представлені знайдені дані з зростання цієї риби в інших малих річках.

Таблиця 1 – Середня загальна довжина гірчака звичайного різного віку в малих річках, мм

Рік життя	Загальна довжина (мм)	Назва малої річки, місто	Джерело
1	37,4	Ріхіос (Греція)	14
1	26,2	Лопань	*н. д.
1+	25,9	Перевід (Україна)	15
1+	52,7	Лопань	н. д.
2	49,0	Ріхіос (Греція)	14
2	51,3	Лопань	н. д.
2+	33,6	Перевід (Україна)	15
2+	56,0	Лопань	н. д.
3	58,4	Ріхіос (Греція)	14
3	69,5	Лопань	н. д.
3+	39,2	Перевід (Україна)	15
3+	74,0	Лопань	н. д.

*) н. д. - наші дані

Дані табл. 1 показують, що найкраще гірчак росте у річці Лопань, хоча на ділянці, що розглядається, вона протікає урбанізованою територією (по м. Харкову). Слабке зростання гірчака у річці Перевід, хоча ділянка, де проводилися дослідження знаходиться у сільській місцевості, відзначають і виконавці робіт А.Є. Шух та А.В. Подобайло [16].

Карась китайський. По карасю китайському були знайдені відомості про його зростання у малих річках, що протікають урбанізованою територією - містом Києвом. Так, на річці Нивка дослідна ділянка протяжністю близько 3 км була в середній течії від вул. Миколи Трублаїні до вул. Соборної. На річці Горенка дослідна ділянка протяжністю близько 3 км включала верхню та частково середню течію: фрагмент природного русла, а також суміжний з ним фрагмент із водозливом поблизу вул. Селянської [7]. Дані з зростання карася китайського в малих річках, які протікають територією міст представлені у табл. 2.

Таблиця 2 – Середня довжина карася китайського різного віку в малих річках що протікають урбанізованою територією, см

Рік життя	Довжина	Назва малої річки	Джерело
1+	7,5	Нивка	7
	-	Горенка	7
	9,4	Лопань	*н. д.
2+	9,9	Нивка	7
	10,2	Горенка	7
	15,2	Лопань	н. д.
3	16,5	Лопань	н. д.
3+	14,7	Нивка	7
	13,3	Горенка	7
	17,1	Лопань	н. д.
4	17,3	Лопань	н. д.
4+	19,0		

*) н. д. - наші дані

Приведені у табл. 2 дані показали найгірше зростання карася китайського в річках що протікають по м. Києву. У той же час зростання карася китайського в річці Лопань на території м. Харків помітно менше такого в інших харківських річках (крім ділянки річки Уді вище за м. Золочева) – табл. 3.

Таблиця 3 – Зростання карася китайського у різних річках Харківської області, см

Річка	Ділянка річки	Роки життя	
		1	2
Уди	Верхня ділянка, вище м. Золочева	5,2	6,2
	Устьова ділянка, 1,5 км. Сів. Донця	8,5	13,2
Сів. Донець	У межах Чугуївського району	8,3	12,4
	Сел. Мелове, перед м. Балаклія	8,5	13,2
Лопань	На території міста Харків	5,6	9,6

Висновок

Таким чином, проведені роботи свідчать про можливість використання даних за зростанням масових видів риби в оцінці екологічного стану річки Лопань на території міста Харків. При цьому практична відсутність даних по зростанню риби у річці Лопань і окремі неясності (зокрема по зростанню горчака) вимагають як продовження таких робіт, так і розширення кола досліджуваних риби.

Література

1. Демченко, В. О. Теоретичні та практичні аспекти проблеми використання риби в якості індикаторів стану гідроекосистем (на прикладі Азовського моря). Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія: Біологія, 2 (47). – Тернопіль: 2011. – С. 26-31.
2. Антоновский А. Г., Демченко В. А., Демченко Н. А. и др. Перспективы использования характеристик особей, популяций и сообществ рыб в Системе биоиндикации качества воды и состояния гидроекосистем. - Вісник Запорізького національного університету. Біологічні науки. – № 1. - Запоріжжя: 2008.– С. 23–28 .
3. Гончаренко Н. І. Біоіндикація водного середовища на іхтіологічному матеріалі. Коефіцієнт варіації показників. - Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології. – Канів: 2008. – С. 43–45.
4. Ситник Ю. М. Риби-біоіндикатори поліметалічного забруднення континентальних водоемів України. - Мониторинг природных и техногенных сред. – Симферополь: ДИАЙПИ, 2008. – С. 207–211.
5. Клименко М. О., Пилипенко Ю. В., Бєдункова О. О. Огляд підходів до оцінювання «здоров'я» гідроекосистем за показниками гомеостазу риби - Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія. 24(1). – Дніпропетровськ: 2016. – С. 61–71.
6. Романенко В. Д. Основи гідроекології: підручник. Київ: Обереги, 2001. - 728 с.
7. 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.
8. Гриценко А.В., Васенко О. Г., Колісник А. В. та ін. Сучасний екологічний стан української частини річки Сіверський Донець (експедиційні дослідження). - Харків: ВПП «Контраст», 2011. – 264 с.
9. Рибалова О. В., Мельнік Л. В., Кусков О. Д. та ін. Визначення рівня забрудненості річки Лопань в Харківській області. - The VIII International Science Conference «Science

and practice, actual problems, innovations». - Amsterdam: Научно-издательский центр «Sci-conf.com.ua», 2021. – P. 128-134.

10. Рудик-Леуська Н. Я., Котовська Г. О, Христенко Д. С. Атлас аборигенної іхтіофауни басейну р. Дніпро: Монографія – Київ: Фітосоціоцентр, 2011. – 192 с. - С. 85-88.

11. Янович Л. М., Янович О. О. Біоценотичні зв'язки у системі "гірчак-перлівничеві" в умовах загальної деградації прісноводних малакоценозів України. – Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол., 2011, № 4 (49). - С. 88-94.

12. Мошу А. Я., Тромбицкий И. Д. Комменсальные и паразитические протисты европейского обыкновенного горчака *Rhodeus amarus* (Bloch, 1782) (Cyprinidae : *Acheilognathinae*) водоёмов Прут -Днестровского междуречья. Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології: матеріали VI II Міжнародної іхтіологічної науково - практичної конференції – Херсон: Грінь Д . С., 2015. – С. 125-131.

13. Конвенція про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі (Берн, 1979 рік). – Київ: Мінекобезпеки України, 1998. – 76с.

14. E. T. Koutrakis , A. K. Kokkinakis , A. C. Tsikliras & E. A. Eleftheriadis (2003) Characteristics of the European Bitterling *Rhodeus amarus* (Cyprinidae) in the Rihios River, Greece, Journal of Freshwater Ecology, 18:4, 615-624, DOI: 10.1080/02705060.2003.9664003.

15. Podobailo A., Shukh A., Kutsokon Yu. Age and growth of the european bitterling, *Rhodeus amarus* (Cyprinidae, Actinopterygii), in the Uday and Perevod rivers (Dnipro basin, Ukraine) - *Zoodiversity*, 55(5):361–368, 2021. - DOI 10.15407/zoo2021.05.361

16. Шух А.Є., Подобайло А.В. Популяційні особливості гірчака європейського (*Rhodeus amarus*) р. Удай та р. Перевод. – Матеріали науково-практичної конференції Всеукраїнського конкурсу студентських наукових робіт зі спеціальності «Екологія». – Полтава: 2021 - С. 55.

Степова О. В., д-р. техн. наук., проф.;

Тягній Л. М., аспірант

Національний університет «Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка» м. Полтава

ВПЛИВ ЕВТРОФІКОВАНИХ ВОД НА ПРОЦЕСИ САМООЧИЩЕННЯ РІЧКИ ВОРСКЛИ

В роботі виконано комплексну оцінку біоекологічної системи річки Ворскла на основі діагностики біоіндикаторів. Вода, як місце існування, дуже специфічне. Прекрасний розчинник, вона містить у собі різні мінеральні та органічні речовини, причому одні з них є необхідними для життя гідробіонтів, інші нейтральними, а треті – вельми небажаними та навіть шкідливими. Іноді кількість навіть корисних та необхідних для гідробіонтів речовин буває надмірним, що приводить в екосистемі водойми до критичної ситуації.

Постановка проблеми

Проблема з забрудненням поверхневих вод річок в Україні зараз особливо актуальна за останні роки. Пов'язано це в основному з розвитком промисловості і зростанням населення в містах та її областях. Обсяг стічних вод, що скидаються у водойми і водотоки, в даний час досить великий, тоді як хімічний контроль за скиданням токсичних компонентів недостатній. Останнє обумовлено постійним збільшенням числа забруднюючих речовин, що пов'язані з труднощами аналітичного визначення та нормуванням, принциповою неможливістю обліку сумарних ефектів, а також процесів очищення від забруднюючих речовин.

Надходження у водойми величезної кількості забруднюючих речовин призводить до деградації як окремих компонентів екосистеми, так і цілих груп водойм [1, 2, 3].

Актуальність дослідження

З середини ХХ століття в зв'язку з ростом антропогенного забруднення спостерігається стрімке наростання кількості евтрофікованих водойм.

Біогенні речовини (фосфор і азот) являють гарним прикладом параметрів, що мають значний негативний вплив на види водокористування. Біогенні речовини є ключовим фактором евтрофікації, яка веде до серйозного порушення водних екосистем і при цьому впливає на стан вод в зонах масового купання (наприклад, викликаючи зростання зелених водоростей). Крім того, результатом евтрофікації може

бути розвиток ціанобактерій, також відомих під назвою «синьо-зелені водорості», які виділяють небезпечні для тварин і людей ціанотоксини.

На евтрофікацію водойм впливає багато факторів. Зазвичай їх ділять на дві групи: абіотичні і біотичні. До абіотичних факторів відносяться: світло, прозорість, температура, динамічний режим вод, солоність і мінеральний склад води, кислотність, вміст біогенних речовин. Біотичні фактори включають в себе: фітогенні, зоогенні і антропогенні, що останнім часом набуло вирішального значення.

Функціональні особливості водних організмів можуть бути з'ясовані лише за допомогою експериментальних досліджень обміну речовин, росту, харчування і хімічного складу вод з водного об'єкта. З розвитком в цьому напрямку велике значення мали роботи дослідників, таких як Н.С. Гаєвської, В.С. Івлева, С. Скадовського [2].

При з'ясуванні причин надмірного розвитку фітопланктону («цвітіння води») необхідно брати до уваги, з одного боку, взаємодію різних видів водоростей і мікробів через виділення в воду специфічної метаболіти, з іншої - круговороту біогенних елементів (азот, фосфор і ін.), що залежить від властивостей водойми в цілому, а також від стоку з його водозбірної площі. Закономірна взаємозалежність всіх явищ у водоймі, що є цілісним природним об'єктом, було підкреслено в кінці XIX - початку XX ст. У класичних роботах швейцарського лімнолога Ф. Фореля [5]. У 20-х рр. XX ст. А. Тінеман (Німеччина), Е. Науман (Швеція) [6] показали можливість підрозділу озер, як і інших водойм, на біолімнологічному типі (оліготрофний, мезотрофний, евтотрофний, дистрофний та ін.).

З початку 70-х рр. в лексикон екологів увійшов і став широко застосовуватися термін «моніторинг», тому моніторингові дослідження стали пріоритетними. У зв'язку з дедалі більшим антропогенним впливом на біосферу особливого значення набуває моніторинг цього впливу, тобто система спостережень, що дозволяє виділити зміну стану біосфери під впливом людської діяльності. При біологічному моніторингу використовуються прийоми біотестування, біоіндикація та біоаккумуляція. Багато робіт дослідників присвячено методикам біоіндикації, які володіють значною перевагою в порівнянні з хімічними та фізичними методиками [2, 3].

Сучасні методичні підходи до стану водних об'єктів на вміст біогенних речовин

Якість води в більшості водних об'єктів в Україні не відповідають нормативним вимогам, в'язку з збільшенням скиду недостатньо очищених стоків від промислових, комунальних очисних стацій та сільськогосподарських господарств тому потребує розробці новітніх методик для екологічного моніторингу.

Світовий досвід моніторингу виробив цілий ряд вимог до біоіндикаторів. Знайти будь-якій організм або групу організмів, які відповідають всім цим вимогам, представляється не неможливим, тому для моніторингу використовують найрізноманітніші групи - від мікроорганізмів до риб і ссавців. При моніторингу прісноводних екосистем улюбленим об'єктом служать тварини макрозообентозу. Вони задовольняють багатьом вимогам до біоіндикаторів, серед яких: повсюдно зустрічаються, досить висока чисельність, відносно великі розміри, зручність збору і обробки, поєднання приуроченості до певного біотопу з певною рухливістю, досить тривалий термін життя, щоб акумулювати забруднюючі речовини за тривалий період.

Будь-яка оцінка впливу на навколишнє середовище зв'язується з турботою про збереження навколишнього середовища, що включає в себе всі компоненти природи і, в першу чергу, біологічні - як самі по собі, так і в їх відносинах з біологічними і соціальними потребами людини.

При визначенні якості води, як правило, користуються чотирма групами показників: органолептичний, до яких відносяться кольоровість, запах, смак і присмак, каламутність і пінність; до гідрохімічних, що включають такі показники як вміст іонів водню (рН), розчинені кисень, мінералізації (аніони - карбонати, гідрокарбонати, сульфати, хлориди, і катіони - кальцій, магній, натрій і калій), сухий залишок, загальна жорсткість, Біогенні елементи (нітрати, фосфати, амоній, нітрити), фториди, залізо загальне і ін.; аналіз на вміст хімічних токсикантів, таких як пестициди, які містять хлор органічний, феноли, формальдегіди, важкі метали, синтетичні поверхнево-активні речовини (СПАР), нафтопродукти і інші; мікробіологічні показники, що враховують загальний вміст (в 100 мл проби води) коліформних бактерій, загальне мікробне число (в 1 мл), кількість лямблій (в 50 л) і інші.

В даний час оцінка забруднення водного середовища проводиться головним чином на основі результатів хімічного аналізу. Однак, через значну кількість видів самих забруднюючих речовин, джерел і викидів, а також складність та високу вартість хімічних аналізів, що б організувати ефективний екологічний моніторинг засобами аналітичної хімії вельми скрутно. Це складно ще й тому, що хіміко-аналітичний контроль не враховує комбінований характер дії забруднювачів, коли вплив кожного з них може доповнювати, посилювати і пригнічувати один одного.

Працівниками Кримської академії природоохоронного і курортного будівництва був розроблений комплексний показник екологічного стану водних ресурсів, який зараз широко використовується на практиці [5]. Цей показник, хоч і досить формалізований, що враховує можливий характер комплексного впливу різних

речовин в залежності від ступеня їх токсичності. Так само був запропонований спосіб розрахунку ймовірності стійкого стану річки або екологічної надійності, де використовується комплексний показник екологічного стану. Технічно цей спосіб досить зручний, проте, якщо враховувати, екологічну надійність - «здатність екосистеми щодо повно самоочищення чи саморегулювання» [60, 61], то тут не враховується найважливіший компонент екосистеми - біотичний. Тому не можна говорити, що цей показник повністю адекватно відображає екологічний стан річки і його необхідно використовувати в комплексі з біологічними методами оцінки.

Новизна

В зв'язку з різким погіршенням екологічної стану екосистеми в річці Ворскла запропоновано запровадити в практику аналіз якості поверхневих вод та екологічний моніторинг методом «Біотестування в оперативних роботах водного об'єкту по оцінці якості поверхневих вод річок до концентрацій біогенних елементів», з метою визначення впливу токсичності води на гідробіонти [4,5,6].

Виклад основного матеріалу

Для аналізу негативних змін в водних об'єктах та вмісту біогенних речовин здійснюється екологічний моніторинг водних об'єктів - систему спостережень та контролю за змінами в складі і функціях різних екологічних систем. Екологічний моніторинг водних об'єктів в Україні здійснюється на різних рівнях як в глобальних, так і в національних, регіональних масштабах. Існує моніторинг фоновий та імпактний (рівень сильного локального забруднення).

Дані екологічного моніторингу водних об'єктів в Україні використовують для всебічного аналізу стану водних об'єктів та вироблення стратегії управління, для регулювання навантажень допустимих на природне середовище [5, 6].

Екологічний моніторинг річок України [1] на вміст біогенних речовин являє собою систему спостережень, оцінки, прогнозу змін стану водних об'єктів який здійснюється з метою:

- сучасного виявлення біогенних речовин, прогнозування розвитку негативних процесів, що впливають на якість води у водних об'єктах та їх стан;
- розробки, реалізації заходів щодо запобігання негативним наслідкам;
- інформаційного забезпечення управління в галузі використання, охорони водних об'єктів, в тому числі для державного контролю, нагляду за використанням та охороною водних об'єктів;
- дослідження впливу шкідливих речовин в складі стічних вод на процеси самоочищення в водному об'єкті, та оцінці стану гідробіонти.

Головну роль у процесах самоочищення грають мікроорганізми, і передусім бактерії. Всі бактерії водойми діляться на дві групи: автохтонні - властиві даній водойми, і алохтонні - що потрапили в неї ззовні. У разі сприятливих умов середовища алохтонні бактерії приживаються у водоймі, але найчастіше поступово відмирають, що також є сприятливим фактором, оскільки багато з них відносяться до патогенних [7].

В ході дослідження виділено три біологічні фактори самоочищення водойми річки Ворскла від патогенних мікроорганізмів: антибіотичний (антибіотичні речовини фітопланктону, макрофітів, зоогідробіонтів, мікробів-антагоністів); паразитичний (лізуюча дія бактеріофагів, тобто розчинення або руйнування мікробної клітини) та бактеріотрофний (бактеріотрофна активність - поїдання бактерій Protozoa та Metazoa).

Першим трофічним рівнем, що окислює органічні забруднення, є бактерії; другим - інфузорії, що поїдають бактерії; третім - зоопланктон, що харчується інфузоріями та бактеріями. Риби та інші гідробіонти поїдають зоопланктон, водорості та деякі вищі водні рослини.

За даними дослідження, на річці Ворскла без урахування дихання водоростей та мікрозообентосу за вегетаційний період сумарна мінералізація становить 1590 г/м² сухої органічної речовини. З цієї кількості 42% мінералізується бактеріопланктоном, 40% - бактеріобентосом, 10% - планктонними інфузоріями, 5% - молюсками, і менше 15% - іншими групами зоопланктону [5,6].

Водорості також здатні безпосередньо засвоювати прості органічні сполуки, а також сполуки азоту та фосфору, що інтенсифікує процес самоочищення водойми. Крім того, водорості сприяють насиченню води киснем. Однак, надмірний розвиток водоростей може призвести до вторинного забруднення водоймища після їх відмирання. Для водойм характерно розвиток діатомових водоростей, зелених одноклітинних (*Chlorella*, *Scenedesmus*, *Ankistrodesmus*).

При дослідженні впливу стічних вод на річку Ворскла встановлено, що органічні речовини, які забруднюють водний об'єкт піддаються розпаду, та можна умовно розділити по абсолютному значенню коефіцієнтів швидкості перетворень на біохімічно жорсткі сполуки (коефіцієнт менший 0,05 діб⁻¹), біохімічно м'які (коефіцієнт вище 0,30 діб⁻¹) також і на проміжну групу (коефіцієнт більше 0,05, але менше 0,30).

Також забруднення надходять у водойму з усіма іншими видами, а саме: з атмосферними опадами, у вигляді змиву з прилеглої території зливовими та паводковими водами сільськогосподарських відходів, добрив, отрутохімікатів; з інфільтраційними водами полігонів (поховання відходів) тощо. Склад забруднень дуже

різноманітний - це органічні сполуки, солі важких металів, нафтопродукти, феноли та ін. [5, 6].

Головні висновки

Основна роль у процесі самоочищення належить біологічному чиннику. Процес деструкції органічних забруднень здійснюється усією спільнотою гідробіонтів, що утворюють трофічний ланцюг.

Практично всі гідробіонти – від першого трофічного рівня (фітопланктон та вищі рослини) до риб – є важливими елементами та учасниками процесів самоочищення води.

Також велика роль фітопланктону та фітомікробентосу у формуванні якості води в річці подвійне. З одного боку, вони є активними агентами біологічного самоочищення, оскільки виділяють кисень та поглинають біогенні елементи, що безпосередньо надходять у водоймище або утворюють при розкладанні органічні речовин. З іншого боку, новостворена в процесі фотосинтезу органічна речовина при відмиранні потрапляє у воду і є джерелом вторинного забруднення (біологічного). Як правило, біомаса фітопланктону в не більше 1–4 мг/л не викликає погіршення якості води; при концентрації водоростей 5-10 мг/л воно суттєво погіршується, а при концентрації 10-50 мг/л і більше виникає загроза біологічного забруднення та появи токсикантів, що негативно впливає на життєдіяльність гідробіонти, та призводить до її загибелі.

Література

1. Методика визначення рівнів токсичності поверхневих і зворотних вод для контролю відповідності їх якості встановленим нормативним вимогам. – Київ: Мінекобезпеки України, 2000.
2. Дідух Я. П. Монографія. «Основи біоіндикації». Київ, Наукова думка., 2012., с. 344
3. Вайнерт Е., Вальтер Р., Ветцель Т.И, Биоиндикация загрязненных наземных экосистем: Пер.с нем./ Под.ред. Р. Шуберта. – М.: Мир, 1998. – 350с.
4. КНД 211.1.4.054-97 Методика визначення гострої токсичності води на ракоподібних *Daphnia magna* Straus // Біотестування у природоохоронній практиці. – Київ, 1997..
5. Вишневський В.І. Антропогенний вплив на річки України : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня доктора геогр. наук : 11.00.11. Київ, 2003. 33 с
6. Данильченко О. С. Гідролого-географічна структура водних ресурсів Сумської області. Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. 2010. Т. 18. С. 260–266.
Данильченко О. С. Гідрологічний режим р. Ворскла у межах Сумської області у 2014 році. Літопис природи. Гетьманський нац. природ. парк. 2015. Т. 4. С. 52–58.

Сурков С. В., канд. техн. наук;

Бутенко О. Г., канд. техн. наук;

Карамушко А. В., канд. техн. наук

Національний університет «Одеська політехніка», м. Одеса, Україна

ЧИСЛОВЕ МОДЕЛЮВАННЯ БАГАТОКАНАЛЬНОГО ПИЛОВЛОВЛЮВАЧА З МЕТОЮ ОЦІНКИ ЙОГО ЕФЕКТИВНОСТІ

Однією із складових задач підвищення рівня екологічної безпеки в Україні є покращення якості очищення промислових газових викидів від полідисперсного пилу.

Ефективність очищення газів визначається головним чином типом уловлювача, а саме – принципом його дії, конструктивними та режимними параметрами, так само властивостями пилу, що підлягає вловлюванню – густиною матеріалу пилових частинок та їх фракційним складом. Більшість поширених у промисловості пиловловлювачів забезпечують високий ступінь очищення повітря від великих фракцій пилу, а випускають з апарату переважно дрібні фракції. Найкращим прикладом такої залежності є інерційні уловлювачі (циклони). Їхній загальний коефіцієнт уловлювання рідко перевищує 80–85 %, що не відповідає сучасним вимогам екологічної безпеки. Тому проблема підвищення ефективності очищення газових викидів в інерційних апаратах залишається актуальною і сьогодні.

Огляд літератури

Відома велика кількість конструкцій пиловловлювачів інерційного типу. У роботах [1, 2] запропоновано нове конструктивне рішення – багатоканальний пиловловлюючий апарат (БКПВ). Дана конструкція включає кілька зміщених одне щодо одного напівоболонки, які мають форму половини циліндра (рис. 1). Ці напівоболонки утворюють кілька послідовно з'єднаних криволінійних каналів, у кожному з яких потік повертається на 180°.

Дані [1, 2] свідчать про перспективність такої конструкції та доцільність її практичного використання.

Однак, у попередніх дослідженнях таких апаратів не було повною мірою встановлено фізичний механізм уловлювання частинок у БКПВ. Не було виявлено конструктивних параметрів, що впливають на коефіцієнт уловлювання і не було виконано оптимізацію апарату. Як наслідок, відсутність загальних рекомендацій для проектування та розрахунку показників ефективності апарату. Це обумовило

необхідність подальших досліджень, зокрема [3, 4].

Мета роботи – визначити коефіцієнти вловлювання пилу та гідравлічного опору шляхом числового моделювання з наступною статистичною обробкою результатів.

Методика проведення досліджень.

Основну частину дослідження становило числове моделювання із використанням пакету SolidWorks (SW). Виконане раніше порівняння результатів розрахунків в SW показала їх добрий збіг з експериментальними даними різних авторів. Отже запропонований програмний продукт цілком адекватний поставленої задачі.

Числове моделювання течії повітря в БКПВ. Моделювання руху повітря виконувалося методом кінцевих об'ємів з використанням k - ϵ моделі турбулентності. У нашій серії числових експериментів в якості граничної умови у вхідному перерізі апарату задавалася середньовитратна швидкість 20 м/с, а у вихідному перерізі – статичний тиск 101325 Па. Через наявність тонкостінних елементів забезпечувалося згущення розрахункової сітки поблизу твердих стінок.

Хоча аналогічні розрахунки полів швидкостей та тиску повітря в апараті проводилися в інших роботах, наприклад в [1, 2], нам необхідно було повторити такі розрахунки як базу для подальшого моделювання руху частинок пилу.

Числове моделювання вловлювання частинок пилу в БКПВ.

Найважливішим завданням моделювання пиловловлюючого апарату є оцінка його ефективності, яка кількісно характеризується коефіцієнтом уловлювання ϕ , котрий дорівнює відношенню маси уловленого пилу до маси пилу, що увійшла в апарат.

Більшість авторів сходяться на тому, що результати моделювання різних пиловловлюючих пристроїв, виконаних при однакових припущеннях, дозволяють порівняти характеристики цих пристроїв між собою та вибрати оптимальну конструкцію.

При моделюванні вимушено робилось припущення, що тверді частинки мають сферичну форму. Їх обертання навколо власної осі не враховувалося. Також не враховувалися можливі зіткнення частинок між собою і пов'язані з цим подріблення або коагуляція. Вважалось, що при зіткненні частинок зі стінкою відбувається їх стовідсоткове прилипання.

Густина частинок приймалася 2200 кг/м^3 , що відповідає летючій золі більшості сортів вугілля. На рис. 1 в якості прикладу показані розрахункові траєкторії частинок діаметром 1 мкм у вертикальному (а) та горизонтальному (б) перерізах БКПВ. Колір траєкторій відображає швидкість частинок.

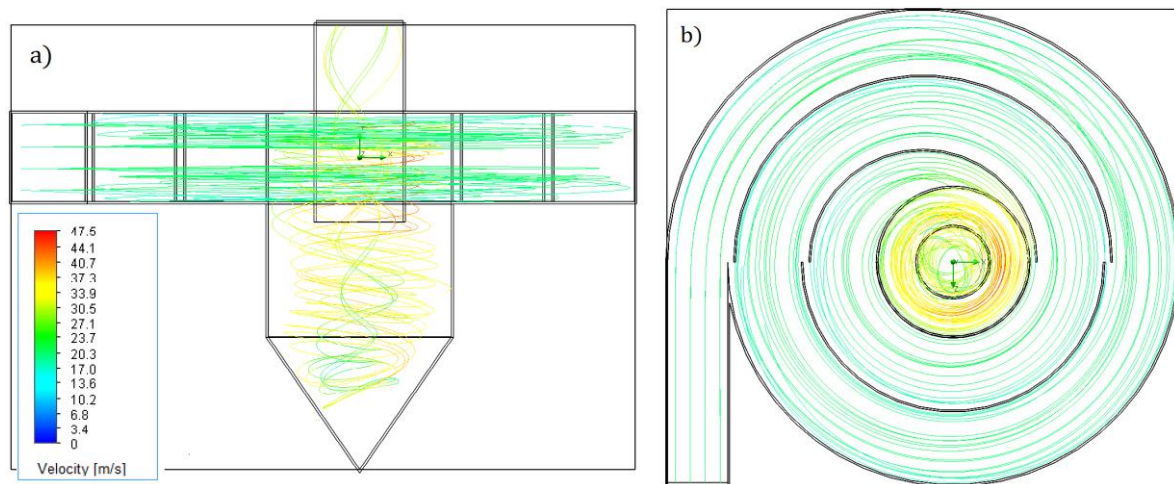


Рисунок 1 – Розрахункові траєкторії частинок діаметром 1 мкм в БКПВ

Аналіз результатів показує, що характер траєкторій частинок кардинально залежить від їхнього розміру. Частинки діаметром 1 мкм (рис. 1) на більшості ділянок траєкторії рухаються паралельно до стінок. Більшість зіткнень зі стінками, а отже і осідання на стінках, відбувається у центральній частині апарату. Деякі частинки уносяться з апарату через верхній патрубок, тобто не вловлюється апаратом.

Частинки великих розмірів (10 мкм і більше) зтикаються із стінками вже на перших обертах, і їх винесення практично відсутнє.

Оскільки при кожній серії числових експериментів вважалося, що вся маса пилу складається з однакових частинок, при статистичній обробці коефіцієнт пилувловлення можна розраховувати як відношення

$$\varphi = \frac{n_{\text{вл}}}{n_{\text{заг}}} \quad (1)$$

де $n_{\text{вл}}$ – кількість вловлених частинок, тобто тих частинок, що осіли на стінках;

$n_{\text{заг}}$ – загальна кількість частинок, які брали участь у числовому експерименті.

Загальна кількість частинок, які розглядаються у числовому експерименті $n_{\text{заг}}$, задається на розсуд дослідника. Для інженерного розрахунку БКПВ попередньо необхідно з'ясувати, яка кількість частинок є достатньою. Для цього досліджувалася залежність розрахункового коефіцієнта уловлювання φ від заданої кількості частинок при незмінній геометрії досліджуваного апарату, швидкості повітря і незмінних характеристиках пилових частинок. Для підрахунку $n_{\text{вл}}$ використовувалась здатність SW експортувати результати розрахунків в електронні таблиці Excel. Ця можливість раніше використовувалась в [3, 4].

На рис. 2 показана типова залежність коефіцієнта уловлювання апарата від заданої кількості частинок.

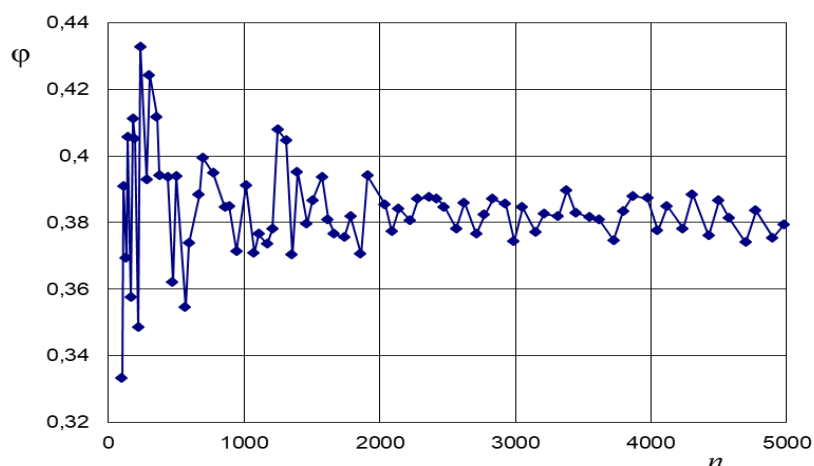


Рисунок 2 – Вплив кількості частинок, які беруть участь у числовому експерименті, на коефіцієнт уловлювання φ

Як видно з рисунку, при кількості частинок $n < 2000$ спостерігається великий випадковий розкид результатів, який можна пояснити тим, що програма автоматично задає початкові координати частинок по вузлах рівномірної прямокутної сітки. В результаті цілі рядки частинок можуть зіткнутися з якою-небудь твердою поверхнею, або, навпаки, потрапляють у зазор між поверхнями. А при $n > 2000$ настає автотельність за кількістю частинок, і розкид, пов'язаний з похибкою числового експерименту, залишається практично незмінним. Ця похибка, судячи з графіка, не перевищує 1%.

На цій підставі було прийнято рішення в подальших експериментах задавати два значення: $n = 3000$ і $n = 3050$, а при аналізі та побудові графіків використовувати середнє арифметичне з розрахованих коефіцієнтів уловлювання.

В [1, 2] в якості основної причини осадження частинок пилу розглядається відцентрова сила. Однак, як відомо, відцентрова сила визначається як

$$F_{\text{вц}} = \frac{mu^2}{r}$$

де u – окружна швидкість частинки, м/с;

m – маса частинки, кг;

r – радіус кривизни траєкторії, м.

Таким чином, відцентрова сила буде максимальною на внутрішніх ділянках апарату, де радіуси напівболонок мінімальні, а швидкості повітря максимальні. Саме там переважно відбуватиметься осадження частинок на стінках, тобто роль периферійних каналів мінімальна. Але якщо відкинути систему напівкільцевих каналів із великими радіусами, залишиться добре відомий циклон.

Щоб оцінити внесок напівоболонки великих радіусів в процес уловлювання частинок пилу, було вирішено порівняти характеристики БКПВ з циклоном, який отриманий з БКПВ шляхом відкидання всіх напівоболонок крім останньої, яка утворює тангенційний вхід газу циклон.

Моделювання отриманого таким чином циклону виконувалося при тих же налаштуваннях програми, що й моделювання вихідного БКПВ.

Для вихідного БКПВ і для циклону значення коефіцієнта уловлювання при різних діаметрах частинок розраховувалися по (1). Результати порівняння наведено на рис. 3.

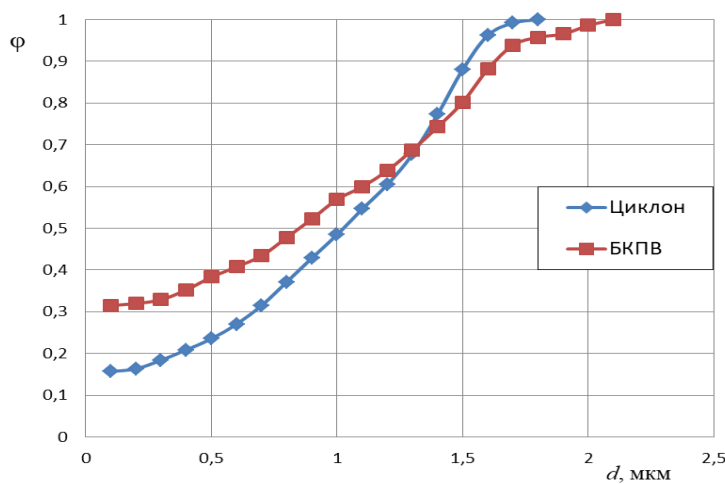


Рисунок 3 – Залежність коефіцієнтів уловлювання твердих частинок циклоном та БКПВ від діаметра частинок

З графіка видно, що коефіцієнт уловлювання в обох апаратах істотно залежить від діаметра частинок.

Також графіки показують, що для частинок з діаметрами близько 1,3 мкм значення φ двох апаратів практично збігаються. При $d < 1,3$ мкм розрахунковий коефіцієнт уловлювання БКПВ більше, ніж у циклону, а при $d > 1,3$ мкм – менше. При $d > 2$ мкм коефіцієнти φ обох апаратів наближуються до максимально можливого значення 1,0. У цілому характеристика БКПВ є більш пологою і, що особливо важливо, БКПВ забезпечує значно краще уловлення дрібнофракційного пилу.

Дослідження гідравлічного опору апарату

Коефіцієнти гідравлічних втрат розраховувалися як

$$\zeta = \frac{2\Delta p}{\rho v^2}$$

де Δp – втрати повного тиску в апараті, Па;

ρ – густина повітря, кг/м³;

v – середня швидкість повітря на виході з апарату, м/с.

Результати моделювання показують, що коефіцієнт гідравлічних втрат БКПВ зазвичай на 5-10% вищий, ніж у циклоні аналогічних розмірів. Таке підвищення коефіцієнта втрат є припустимим, зважаючи на кращу ефективність уловлення БКПВ.

Висновки

1. Числове моделювання за допомогою пакету SolidWorks дозволяє оцінювати та порівнювати між собою ефективність інерційних пиловловлюючих пристроїв. При цьому моделювання різних пристроїв повинно виконуватись при однакових налаштуваннях і припущеннях.

2. Щоб унеможливити вплив випадкових параметрів, кількість частинок пилу в числовому експерименті повинна становити не менше 2000. При цьому доцільно проводити статистичну обробку результатів за допомогою електронних таблиць Excel.

3. Моделювання БКПВ показало, що такі апарати мають більш високий ступінь уловлювання дрібнофракційного пилу в порівнянні зі звичайними циклонами і приблизно однакові показники уловлювання крупнофракційного пилу. Тому використання БКПВ є доцільним для очищення газових полідисперсних потоків з переважною масою дрібних фракцій.

4. Механізм уловлювання пилу у зовнішніх каналах зумовлений складним тривимірним рухом частинок. Він не до кінця зрозумілий, а тому потребує додаткових аеродинамічних досліджень.

5. До недоліків БКПВ слід віднести відносно високу металоємність конструкції та незадовільну ремонтпридатність.

Література

1. Лепихин А.П., Деревянченко И.В., Буров А.А., Серебрянский Д.А. Использование пылеуловителей новой конструкции вместо циклонов. // *Металлург.* – 2004. – № 5, с. 233-238.
2. Буров А.А., Буров А.И., Карамушко А.В. Воздушное течение в криволинейном канале. // *Труды Одесского политехн. ун-та.* – 2009 – № 2, с.174-177.
3. Surkov S., Ghanem H., Kravchenko V. (2019). Numerical modeling of a hydrocyclone in the technical water supply system in the UAE. *Refrigeration Engineering and Technology.* 55, 4, 235-240.
4. Surkov S., Butenko O., Smyk S., Karamushko A. (2023). Evaluation of the efficiency of a multi-channel dust collector using numerical simulation. *Odes`kyi Polytechnichniy Universytet, Pratsi,* 1 (67), 26–34.

Таргонський О. О., аспірант;

Пісня Л. А., канд. техн. наук;

Хабарова Г. В., канд. техн. наук;

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

АНАЛІЗ РОЗВ'ЯЗАННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ ЗАВДАНЬ НА ПРИКЛАДІ ПОВОДЖЕННЯ З ТВЕРДИМИ ПОБУТОВИМИ ВІДХОДАМИ В ЧАГОРСЬКІЙ ОБ'ЄДНАНІЙ ТЕРИТОРІАЛЬНІЙ ГРОМАДІ ЧЕРНІВЕЦЬКОЇ ОБЛАСТІ

Аналіз сучасного стану проведення адміністративно-територіальної реформи в Україні показує, що багато питань потребують подальшого дослідження. Особливо важливо окреслити ряд екологічних проблем України, невирішених в об'єднаних територіальних громадах (ОТГ) та територіальних громадах (ТГ), основними з яких є нераціональне поводження з твердими побутовими відходами (ТПВ), неконтрольовані викиди парникових газів в атмосферне повітря під час опалювального періоду приватних домогосподарств, тривала деградація ґрунтів аграрного сектору та неконтрольоване забруднення, виснаження та нераціональне використання водойм та рекреаційних зон тощо.

Оскільки кількість утворення відходів нормується життєвими потребами кількості осіб, що проживають на цих територіях. Тому, детальний аналіз системи поводження з побутовими відходами в густозаселених територіях є ключовим початковим етапом в покращення екологічного стану в досліджуваних громадах.

Важливо звернути увагу, що найбільш густозаселеними на 2015 рік є Чернівецька, Закарпатська та Івано-Франківська області, де щільність сільського населення перевищувала 55 осіб на км², а найменш заселеними залишались сільські території Луганської, Чернігівської, Запорізької, Кіровоградської та Харківської областей з густотою населення 11-17 осіб на км².

Метою цієї публікації є висвітлення та результатів аналізу системи поводження з ТПВ у Чернівецькій області на прикладі сел Чагор і Молодія Чагорської ОТГ з наданням науково обґрунтованих рекомендацій та апробація можливостей застосування механізмів СЕО й ОВД для покращення екологічного стану досліджуваної території.

Процес децентралізації, розпочатий в Україні протягом 2015-2020 років, став важливою реформою прогресивних змін до європейської інтеграції нашої держави.

Чагорська ОТГ утворена 10 січня 2019 року. До складу ОТГ входять населені пункти: Чагор, Молодія, Луковиця та Кут. Площа об'єднаної територіальної громади: 50,25 км. кв., загальна чисельність населення складає 11137 особи, з яких: село Чагор – 5291 осіб, село Молодія – 3995 особи, село Луковиця – 1851 осіб. Відстань до обласного центру м. Чернівці – 9 км., до районного центру смт. Глибока – 25 км. На території Чагорської ОТГ проживає 11137 особи, в тому числі 6312 осіб працездатного віку.

Використовуючи системний підхід описаний в [1, 2], нами проведено аналіз існуючого стану всіх етапів поводження з ТПВ на території ОТГ: утворення, збору, транспортування, переробки, утилізації та видалення, що дозволило ідентифікувати ключові питання, слабкі місця та визначити найбільш важливі екологічні завдання, що потребують нагального вирішення.

Незважаючи на оприлюднений на сайті ОТГ «Звіт про стратегічну екологічну оцінку Стратегії розвитку Чагорської громади до 2027 року» [3] де зазначено:

Завдання 1.1.3. Вдосконалення системи управління ТПВ. Ситуація із поводженням із ТПВ у Чагорській громаді була задовільною, проте неорганізоване вивезення в деяких частинах населених пунктів громади призводить до засмічення територій, засмічення берегів річок та водоймищ в селах, а також засмічення земель, від захоронення ТПВ на організованих сміттєзвалищах в селах. Така діяльність негативно впливає на навколишнє природне середовище, а саме забруднення землі, повітря, ґрунтових вод. Отже робота по вдосконаленню системи управління ТПВ направлена саме за такими методами роботи:

1. Еколого-просвітницька робота з мешканцями громади, особливо з молоддю, з метою виховання дбайливого ставлення до природи, формування екологічної культури населення;

2. Запобігання забруднення підземних та поверхневих вод (очищення стічних каналів);

3. Проводити роботи пов'язані з поліпшенням технічного стану та благоустрою водойм (особливо сільських потічків);

4. Проведення робіт по поліпшенню малопродуктивних земельних угідь;

5. Придбання обладнання (ящиків, баків) для вивозу сміття, облаштування місць, транспортування і складування побутових відходів (сміттєзвалищ);

6. Придбання спецтехніки (сміттєвоза) для збирання та перевезення ТПВ;

7. Оплата транспортних послуг по вивозу твердих побутових відходів;
8. Зменшення викидів забруднюючих речовин та покращення стану атмосферного повітря;
9. Охорона і раціональне використання земель;
10. Озеленення, благоустрій сіл (ліквідація аварійних дерев та сухостою, закупівля та висадка саджанців дерев і квітів, розбивка клумб, квітників, очистка чагарників, боротьба з борщівником).»

Важливо зауважити, що на території ОТГ, під час нашого дослідження в 2022 та 2023 року не було виявлено організованого роздільного збору ТПВ та наглядного інформування населення та осіб, які тимчасово приїхали на територію громади про раціональне поводження з ТПВ.

Виявлені в процесі дослідження ключові невирішені організаційні та технічні екологічні завдання у системі поводження з ТПВ. В першу чергу, це основні організаційні:

- відсутність в ОТГ активних фахівців-екологів здатних організувати та здійснювати належний контроль над управлінням поводження з ТПВ;
- відсутність чіткої системи координації між органами місцевого самоврядування та мешканцями ОТГ;
- недостатнє фінансування на впровадження сучасних технологій збору та переробки ТПВ.

По-друге, основні технічні:

- відсутність розробленої та проведеної «Схеми санітарного очищення населених пунктів на території ОТГ»;
- відсутність технічного забезпечення потреб громади для екологічно безпечної та економічно - обґрунтованої інфраструктури для збору, сортування, переробки та безпечного видалення ТПВ.

Варто наголосити, що суттєва роль у раціональному використанні та забезпеченні охорони природних ресурсів належить і територіальним громадам [4].

Зокрема, у Земельному кодексі України (далі – ЗКУ) окремі статті Глави 2 присвячені повноваженням органів місцевого самоврядування в галузі земельних відносин. Отже, ст. 8 ЗКУ до повноважень обласних рад, зокрема, відносить:

- 1) розпорядження землями, що знаходяться у спільній власності територіальних громад;
- 2) забезпечення реалізації державної політики в галузі використання та охорони земель;

3) погодження загальнодержавних програм використання та охорони земель, участь у їх реалізації на відповідній території;

4) затвердження та участь у реалізації регіональних програм використання земель, підвищення родючості ґрунтів, охорони земель [5].

До повноважень сільських, селищних, міських рад у галузі земельних відносин на території сіл, селищ, міст серед інших належить:

1) розпорядження землями територіальних громад;

2) здійснення контролю за використанням та охороною земель комунальної власності, дотриманням земельного та екологічного законодавства;

3) обмеження, тимчасова заборона (зупинення) використання земель громадянами і юридичними особами у разі порушення ними вимог земельного законодавства [5].

Лісовий кодекс України в ст. 33 визначає повноваження сільських, селищних, міських рад у сфері лісових відносин на відповідній території. Зокрема, вони:

1) передають у власність, надають у постійне користування земельні лісові ділянки, що перебувають у комунальній власності, в межах сіл, селищ, міст, і припиняють права користування ними;

2) беруть участь у здійсненні заходів щодо охорони і захисту лісів, ліквідації наслідків стихійних явищ, лісових пожеж, залучають у встановленому порядку до цих робіт населення, транспортні й інші технічні засоби та обладнання;

4) організовують благоустрій лісових ділянок і культурно-побутове обслуговування відпочиваючих у лісах, що використовуються для цих цілей;

5) встановлюють порядок використання коштів, що виділяються з місцевого на ведення лісового господарства [6].

Водний кодекс України у ст. 10 вказує, що до відання сільських, селищних, міських і районних у містах рад у галузі регулювання водних відносин на їх території належить:

1) здійснення заходів щодо раціонального використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів;

2) контроль за використанням і охороною вод та відтворенням водних ресурсів;

3) обмеження, тимчасова заборона (зупинення) діяльності підприємств та інших об'єктів в разі порушення ними вимог водного законодавства в межах своєї компетенції;

4) організація роботи, пов'язаної з ліквідацією наслідків аварій та стихійного лиха, погіршенням якості вод або їх шкідливою дією, залучення у встановленому порядку до цієї роботи підприємств, установ і організацій.

5) організація інформування населення про стан водних об'єктів, а також про надзвичайні екологічні ситуації, які можуть негативно вплинути на здоров'я людей, та про заходи, що вживаються для поліпшення стану вод [7].

Кодекс України про надра в ст. 10 визначає, що до відання сільських, селищних, міських та районних рад і рад об'єднаних територіальних громад на їх території належить:

1) погодження надання надр у користування з метою геологічного вивчення, розробки родовищ корисних копалин місцевого значення;

2) реалізація місцевих програм розвитку мінерально-сировинної бази, раціонального використання та охорони надр;

3) здійснення контролю за використанням та охороною надр.

Відповідно до ст. 16 Закону України «Про місцеве самоврядування» матеріальною і фінансовою основою місцевого самоврядування є рухоме і нерухоме майно, доходи місцевих бюджетів, інші кошти, земля, природні ресурси, що є у комунальній власності територіальних громад сіл, селищ, міст, районів у містах, а також об'єкти їхньої спільної власності, що перебувають в управлінні районних і обласних рад [4, 8].

Крім того, в цьому нормативно-правовому акті вказано, що виключно на пленарних засіданнях сільської, селищної, міської ради вирішуються такі питання:

1) затвердження ставок земельного податку відповідно до Податкового кодексу України;

2) вирішення відповідно до закону питань про надання дозволу на спеціальне використання природних ресурсів місцевого значення, а також про скасування такого дозволу;

3) прийняття рішень про організацію територій і об'єктів природно-заповідного фонду місцевого значення та інших територій, що підлягають особливій охороні;

4) внесення пропозицій до відповідних державних органів щодо оголошення природних та інших об'єктів, що мають екологічну, історичну, культурну або наукову цінність, пам'ятками природи, історії або культури, які охороняються законом.

До відання виконавчих органів сільських, селищних, міських рад у сфері регулювання земельних відносин та охорони навколишнього природного середовища належать:

а) власні (самоврядні) повноваження:

1) підготовка і внесення на розгляд ради пропозицій щодо встановлення ставки земельного податку, розмірів плати за користування природними ресурсами, вилучення (викупу), а також надання під забудову та для інших потреб земель, що перебувають у власності територіальних громад; визначення в установленому порядку розмірів відшкодувань підприємствами, установами та організаціями незалежно від форм власності за забруднення довкілля та інші екологічні збитки; встановлення платежів за користування комунальними та санітарними мережами відповідних населених пунктів;

2) підготовка і подання на затвердження ради проєктів місцевих програм охорони довкілля, участь у підготовці загальнодержавних і регіональних програм охорони довкілля;

3) оприлюднення у мережі Інтернет геопросторових даних і метаданих, що створені за рахунок коштів місцевого бюджету, коштів міжнародної технічної допомоги та передані органу місцевого самоврядування, згідно із Законом України «Про національну інфраструктуру геопросторових даних»;

б) делеговані повноваження:

1) здійснення контролю за дотриманням земельного та природоохоронного законодавства, використанням і охороною земель, природних ресурсів загальнодержавного та місцевого значення, відтворенням лісів;

2) координація діяльності місцевих органів земельних ресурсів;

3) погодження клопотань про надання дозволу на спеціальне використання природних ресурсів загальнодержавного значення;

4) вжиття необхідних заходів щодо ліквідації наслідків надзвичайних ситуацій відповідно до закону, інформування про них населення, залучення в установленому законом порядку до цих робіт підприємств, установ та організацій, а також населення;

5) здійснення контролю за діяльністю суб'єктів підприємницької діяльності у сфері поводження з відходами;

6) створення та забезпечення функціонування місцевих екологічних автоматизованих інформаційно-аналітичних систем, які є складовою мережі загальнодержавної екологічної автоматизованої інформаційно-аналітичної системи забезпечення доступу до екологічної інформації;

7) здійснення контролю за дотриманням юридичними та фізичними особами вимог у сфері поводження з побутовими та виробничими відходами та розгляд справ

про адміністративні правопорушення або передача їх матеріалів на розгляд інших державних органів у разі порушення законодавства;

8) здійснення контролю за забезпеченням безперешкодного і безоплатного доступу громадян до узбережжя водних об'єктів та островів для загального водокористування відповідно до закону [4, 8].

Слушно послатися на висновок опублікований в [4] де зазначено, що власне стандартизація та екологізація економічних і політико-правових інституційних основ функціонування українського суспільства та республіки України, як держави, має стати своєрідною парадигмою їх розвитку на найближчі роки. Але з власного досвіду авторів, це можливо за умови творчого наукового підходу до вирішення екологічних проблем з урахуванням менталітету та особливостей соціальної поведінки та активності місцевого населення.

Таким чином, найбільш дієвим покращенням екологічного стану в ОТГ України, можливе лише за участі громадськості у прийнятті рішень щодо планування розвитку території громади та планованої діяльності, що опирається на домінуюче свідоме покоління з місцевого населення, яке проявляє активну екологічну позицію та усвідомлює свій соціально-політичний статус закріплений в Конституції України.

Також, окремого наукового обґрунтування та методичний розробок потребує застосування в процедурах СЕО та ОВД персоналізованого залучення громадян, які постійно мешкають на територія де застосують такі засоби публічного управління.

Література

1. Honcharenko, I., Anishchenko, L., & Pisnia, L. (2020). Expert-analytical estimation of environmental safety of solid household waste handling processes. Eastern-European Journal of Enterprise Technologies, 1(10 (103), 63–76. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2020.197007>
2. Гончаренко І. О. Підвищення екологічної безпеки об'єктів поводження з твердими побутовими відходами / Дисертація на здоб. наук. ступеня канд. техн. наук за спец. 21.06.01 – екологічна безпека // http://www.niiep.kharkov.ua/sites/default/files/SpecRada/Dissertation_Goncharenko.pdf
3. Звіт про стратегічну екологічну оцінку «Стратегії розвитку Чагорської громади до 2027 року» https://rada.info/upload/users_files/04418498/f6bda05d202f6e67ee1884f94004870b.pdf

4. Данкевич В. Є., Данкевич Є. М., Бондарчук Н. В., Стрільчук В. А. Європейська Зелена угода: дорожня карта збалансованого природокористування в умовах децентралізації // Проблеми економіки № 1 (47), 2021, С. 185 – 191. DOI: <https://doi.org/10.32983/2222-0712-2021-1-185-191>

5. Земельний кодекс України від 25.10.2001 № 2768-iii. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2768-14#text>

6. Лісовий кодекс України 21.01.1994 № 3852-Xii. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/3852-12#text>

7. Водний кодекс України 06.06.1995 № 213/95-вр. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80/print>

8. Кодекс України про надра 27.07.1994 № 132/94-вр. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/132/94-%D0%B2%D1%80/print>

Ткаченко С. О., аспірант;

Юрченко В. О., д-р техн. наук, проф.,

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

КІЛЬКІСНЕ ВИЗНАЧЕННЯ МОРФОЛОГІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ПЛАСТІВЦІВ АКТИВНОГО МУЛУ – ФОРМИ, СТРУКТУРИ ТА МІЦНОСТІ, В ПРИРОДОЗАХИСНИХ БІОТЕХНОЛОГІЯХ

Діагностика стану активного мулу та виявлення причин, що несприятливо на нього впливають, — центральне завдання при експлуатації споруд біологічної очистки стічних вод. Активний мул — здатна до автофлокуляції біомаса бактерій, актиноміцетів, грибів, водоростей, найпростіших (джгутикових, саркодових, війчастих та сисних інфузорій) та багатоклітинних організмів, штучно вирощуваний біоценоз при аерації антропогенно забруднених вод, у яких домінують гелепродукуючі капсульні, грамнегативні, паличковидні, монотрихіальні бактерії. Активний мул трансформує забруднюючі речовини та очищає стічні води внаслідок біосорбції, біохімічного окислення, виїдання бактерій та найпростіших. Здатність активного мулу утворювати міцні, швидко осідаючі пластівці є, як свідчать [1, 2], однією з основних його властивостей, що використовується для організації процесу біологічної очистки стічних вод у системі аеротенк – вторинний відстійник.

Для седиментації мулу значущими факторами є морфологічні властивості його пластівців (розмір, структура, міцність, форма) [1, 3, 4] та стан популяції нитчастих мікроорганізмів. «Круглі» та компактні пластівці осаджуються краще, ніж пластівці з неправильною формою, або відкриті скупчення. Неміцні слабкі флоки легко пошкоджуються.

Молодий активний мул, у якому ще не сформувалися щільні, досить великі пластівці, має низьку седиментаційну здатність. У міру дозрівання мулу пластівці стають компактнішими, збільшуються в розмірі, накопичується біополімерний гель, що захищає клітини в пластівцях від впливу токсикантів і утримує клітини мікроорганізмів, такі пластівці легко відокремлюються від очищеної води у вторинних відстійниках [5, 6].

Раннє виявлення погіршень седиментаційних властивостей активного мулу, визначення експлуатаційних впливів, які керують цими властивостями мулу, та

спрямоване їх використання, що дозволить інтенсифікувати біологічну очистку, підвищити її ефективність та надійність – важливе наукове й практичне завдання.

Характеристики пластівців враховує запропонована Д. Ейкельбумом схема діагностування якості активного мулу (добра, середня та недостатня) (табл. 1) [1]. Проте в діагностиці активного мулу, запропонованій Д. Ейкельбумом, такі важливі показники його якості, як структура, міцність та форма, характеризуються не кількісно, а лише якісно, що надзвичайно ускладнює їх практичне використання на діючих очисних спорудах.

Таблиця 1 – Критерії для встановлення якості активного мулу (за Eikelboom D. [7])

Показники	Добра	Середня	Недостатня
Структура пластівців	компактна	відкрита	-
Міцність пластівців	щільна,кріпка	слабка	-
Форма пластівців	кругла	неправильна	-

Морфологічні показники (структура, міцність, форма) пластівців активного мулу використовуються при моніторингу його стану в технологічному контролі процесів очистки на діючих очисних спорудах в Україні. Проте визначення зазначених характеристик проводиться лише якісно, візуально, оцінки носять суб'єктивний характер і не підлягають статистичній обробці.

Мета роботи – кількісне визначення морфологічних показників пластівців активного мулу – структури, форми, міцності, з використанням програмного продукту ImadgeJ.

Об'єктом дослідження був активний мул з аеротенку міських біологічних очисних споруд. Для кількісного визначення технологічних характеристик активного мулу з допомогою комп'ютеризованої методики використали обробку мікрофотознімків мулу в програмному продукті ImadgeJ. Фотографування мікроскопічних зображень мулу виконували при збільшенні в 100–150 разів при мікроскопуванні проб збовтаної мулової рідини з використанням біологічного мікроскопу Ломо Мікмед-1. Для масштабування розміру пластівців для подальших досліджень паралельно виконували прямі вимірювання розміру деяких пластівців за допомогою окуляр-мікрометра. Для кожного варіанту дослідження обробляли не менше 10 мікрофотознімків. Теоретичні розрахунки і статистичну обробку експериментальних даних виконували із застосуванням комп'ютерної програми Microsoft Excel.

ImageJ підтримує стандартні функції обробки зображень, маніпуляції з контрастністю, підвищення різкості, згладжування, виявлення меж та медіанний фільтр.

Коефіцієнт округлості Circ (необхідний для кількісної характеристики форми пластівців) визначали за формулою:

$$\text{Circ} = \frac{4\pi S_{\Pi}}{p^2} \quad (1)$$

де S_{Π} площа проекції сферичної частки, мкм²; p – периметр, мкм.

Відомо, що чим ближче значення коефіцієнта округлості до нуля, тим менш округла форма пластівців.

Структуру пластівця (компактна, відкрита) визначали як a' – відношення довжини частинки до її проектованого діаметру. Для розрахування a' довжину частинки визначали як добуток (MinFeret)·AR. MinFeret – мінімальна відстань між двома паралельними дотиками до частинки. AR (коефіцієнт подовження) – відношення довжини пластівця до його ширини. Відомо, що AR кола або квадрата дорівнює 1, а для прямокутника – від 1 і більше.

a' розраховували за формулою:

$$a' = \frac{(\text{MinFeret})AR}{dn} \quad (2)$$

Чим ближче a' до 1, тим компактніша частинка.

Міцність пластівців визначали через визначення в програмі ImageJ контрастності між пластівцем та оточуючим водним середовищем. На мікрофотознімках визначали спочатку забарвленість на краю пластівця (точка 2) та забарвленість оточуючого пластівця водного середовища (точка 3). Потім визначали контрастність через перевищення забарвленості краю пластівця над забарвленістю водного середовища, вираженого у відсотках.

В якості еталонів для визначення структури, міцності й форми пластівців використали мікрофотознімки мулу з роботи Д.Ейкельбума, для яких автор оцінив візуально ці морфологічні показники. Результати проведених розрахунків і кількісного визначення морфологічних показників пластівців мулу в програмі ImageJ представлено в табл.2.

На підставі даних, наведених в табл. 2, розроблено шкали для кількісного визначення структури, міцності й форми пластівців активного мулу. Побудову шкали здійснювали в 3 етапи за наступним алгоритмом:

1. Встановлюємо різницю (a) в між максимальним (M) і мінімальним (m) значенням показника, округлюючи значення до десятих.

2. Встановлюємо крок шкали, для чого ділимо різницю a на 4, і розглядаємо діапазон від $(m-a/4)$ до $(M+ a/4)$.

3. Будуємо шкалу покроково з кроком $a/4$ і позначаємо якісне і кількісне визначення показника структури, міцності й форми для кожного кроку.

Таблиця 2 – Геометричні характеристики пластівців активного мулу, розраховані за фотознімками Д.Ейкельбума з визначеною якістю пластівців[1]

Мікрофотознімок	Структура a'		Міцність		Форма $Circ$	
	компактна	відкрита	міцна (сильна)	слабка	кругла	неправильна
15	1,50		32,68		0,51	
17	1,30		43,98		0,54	
18	1,40		20,75		0,60	
19	1,43		н/в		0,65	
14		1,95	н/в			0,08
16		1,70		13,03		0,05

Виходячи з цієї шкали при $a' < 1,51$ структура компактна, від 1,52 до 1,70 відносно компактна, від 1,71 до 1,93 – відкрита, $> 1,94$ – дуже відкрита; при міцності (контрастності) $< 8,0$ % пластівець дуже слабкий, від 8,1 до 18,0 % - слабкий, від 18,1 до 28,0 % - відносно міцний, від 28,1 до 38,0 % - міцний (сильний), $\geq 38,1$ дуже міцний, при $Circ < 0,205$ форма неправильна, від 0,206 до 0,455 – відносно кругла, від 0,456 до 0,705 кругла, більше 0,706 дуже кругла.

Розроблений метод кількісної оцінки технологічних характеристик пластівців активного мула дозволяє кількісно охарактеризувати показники структури, міцності й форми, які, раніше визначали лише якісно шляхом візуального спостереження. До того ж розроблена комп'ютеризована методика кількісного визначення морфологічних характеристик пластівців активного мула дозволяє значно деталізувати та уточнити результати візуальних оцінок.

Література

1. Eikelboom D.H. Process Control of Activated Sludge Plants by Microscopic Investigation. - London: IWA Publishing, 2000. – 163 p
2. Жмур Н.С. Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками / Н.С. Жмур. – М.: АКВАРОС, 2003. – 512 с.
3. Karczmarczyk A., Kowalik W. Combination of microscopic tests of the activated sludge and effluent quality for more efficient on-site treatment. *Water*. 2022. Vol. 14, no. 3. P. 489. URL: <https://doi.org/10.3390/w14030489> (date of access: 01.05.2023).

4. Mikkelsen L. H., Keiding K. The shear sensitivity of activated sludge: an evaluation of the possibility for a standardised floc strength test. *Water Research*. 2002. Vol. 36. P. 2931–2940. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00518-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00518-8).
5. Van Dierdonck J., den Broeck R., Vansant A., Van Impe J., Smets I. Microscopic image analysis versus sludge volume index to monitor activated sludge bioflocculation: a case study. *Separation Science and Technology*. 2013. Vol. 48. P. 1433–1441. <https://doi.org/10.1080/01496395.2013.767836>
6. Jenneé R., Banadda E., Smets I., Van Impe, J. Monitoring activated sludge settling properties using image analysis. *Water Science Technology*. 2004. 50(7). P.281–285. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0471>.

Уберман В. І., канд. техн. наук

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

ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ І ВІДПОВІДНІСТЬ ЗАКОНОДАВСТВУ «БАСЕЙНОВОГО» НОРМУВАННЯ СКИДАННЯ ЗАБРУДНЮВАЛЬНИХ РЕЧОВИН

У сучасній українській діяльності з охорони поверхневих вод від забруднення, спричиненого скидами (емісією) хімічних речовин (ЗР) з точкових джерел, головним екологічним інструментом вважається нормування скидання шляхом встановлення нормативів гранично допустимих скидів (ГДС). Найбільш досконалим методом такого нормування із широкою сферою застосування у документі [1, п. 17 р. IV] (МР) визначено т. зв. «басейновий принцип» (БП) розрахунку нормативів ГДС забруднювальних речовин (БПРГДСЗР). У даній роботі досліджуються термінологічні, базові екологічні та еколого-правові особливості БПРГДСЗР, виявляються принципові помилки й невідповідності законодавству, які свідчать про **необхідність відмови від подальшого використання зазначеного методу** регулювання скидання забруднювальних речовин (РСЗР).

Термін БПРГДСЗР, який існує з 80-х років минулого століття, містить поняттєві помилки, дезорієнтує водокористувачів та викривляє науковий зміст відповідних понять. Через деякий збіг слів БП може помилково сприйматися і розумітися як такий, що належать сучасному інтегрованому управлінню водними ресурсами за басейновим принципом (ІУВРБП). Термін ІУВРБП юридично визначено з 2016 р. у ст. 1 та у ст. 13-1 Водного кодексу України [2] (ВКУ), він застосовується у водному законодавстві України і ЄС з метою **здійснення водного менеджменту** як антитеза попередньому «управлінню водними ресурсами за адміністративним принципом». Крім того, за загальним географічним визначенням терміну «басейн» базою управління є територія. Насправді за функціональною ознакою БПРГДСЗР стосуються каскадного режиму скидання ЗР до гідрографічної мережі з різних випусків (скидів). Тому, виходячи з особливостей скидання ЗР у водний об'єкт, замість БПРГДСЗР слід було б використовувати більш коректну назву: **«розрахунок нормативів ГДС для каскадного скидання ЗР різними випусками зворотної води»** (КС). За сучасним розумінням МР прикметник «басейновий» стосовно РСЗР використовується як ознака

емісійних нормативів, отриманих шляхом, «який передбачає розрахункове визначення впливу всіх випусків зворотних вод до гідрографічної мережі на якість води в усіх контрольних створах, що знаходяться нижче за течією (для водотоків) або поблизу чи в цілому (для водойм), з урахуванням видів водокористування і відповідних їм норм вмісту і ГДК речовин у цих створах, та оптимальний розподіл асиміляційної спроможності водних об'єктів між випусками зворотних вод водокористувачів» [1, п. 17 р. IV].

БП або більш точно каскадне скидання (КС) ЗР наразі ґрунтується на використанні асиміляційної спроможності (АС) масиву води задля еколого-економічних цілей зменшення шкідливості ЗР, що скидаються у воду, до рівня гранично допустимих концентрацій (ГДК) у воді для різних цілей водокористування. Початкова мета застосування БПРГДСЗР чітко викладена у документі [3, п. 2.14], державну реєстрацію якого скасовано, і полягає у досягненні «оптимального розподілу між водокористувачами маси речовин, допустимої до скиду зі зворотними водами у водні об'єкти басейну або його ділянки, що забезпечує мінімізацію сумарних витрат на досягнення ГДС». За **БП явище АС має розглядатися як спільна корисна властивість водного об'єкта в межах каскаду скидів ЗР, яка підлягає розподілу між суб'єктами господарювання при спеціальному водокористуванні**. В екологічному та водному законодавстві України і ЄС поняття АС відсутнє, а вимоги до користування нею не встановлені. З 1982 р. таке «споживацьке» ставлення до АС як до безоплатного екологічного ресурсу не сприймається світовою екологічною політикою взагалі й, зокрема, європейським водним законодавством, що можна побачити із Водної рамкової директиви ЄС (ВРД) [4, преамб. (11)]. Гармонізація українського РСЗР з екологічним законодавством ЄС вимагає здійснення **переходу від застарілого принципу використання АС до принципів перестороги та «забруднювач платить»**. Попри невідкладну необхідність такої зміни за рекомендацією МР [1, п. 17 р. IV] використання АС дотепер залишається головним методологічним принципом українського РСЗР. Наразі для реалізації ІУВРБП і розроблення планів управління українськими річковими басейнами проблема відповідності БПРГДСЗР вимогам законодавства потребує особливої уваги.

У варіанті БПРГДСЗР із МР фактично зберігається поділ усіх нормативів ГДС на два зазначених різновиди: точкові та басейнові, а цільову спрямованість останніх на еколого-економічну оптимізацію народногосподарських витрат на досягнення ГДС змінено на довільність вибору критерію оптимальності «виходячи із специфіки задачі, що розв'язується» [1, Дод. 2, п. 1.4]. Більш того, пропонується «застосовувати критерій

відносного пропорційного використання асимілюючої спроможності водного об'єкта на одиницю витрати зворотних вод» [1, Дод. 2, п. 1.4]. Але конкретний вираз цього критерію та його точний зміст, які належать водогосподарській галузі, відсутні. Незмінним залишається ставлення до АС, як до **однієї (єдиної) величини для усієї розрахункової ділянки**. Найбільш важливим для розуміння принципового ставлення документа МР [1] до використання АС є його п. 4.5 Додатку 2, де стверджується про право «суб'єкта водокористування на «отримання квоти» АС водоприймача для здійснення водовідведення». У базових Законах України «Про охорону навколишнього природного середовища» [5] (ЗУПОНПС) та ВКУ будь-яка згадка про зазначене право відсутня.

Квотування АС і ставлення до неї як до корисної властивості («економічного ресурсу») усього водного об'єкта (водоприймача) в цілому, або, як запропоновано вище, до розрахункового КС, слід визнати помилковим, зокрема, через те, що АС є локальною характеристикою властивості певного місця на водному об'єкті, де розташовано даний скид ЗР. У попередніх роботах автора доведено, що насправді **АС має не басейнову, а локальну (точкову) належність, і тому не може бути поділеною**. Ця властивість характеризує не басейн в цілому або його фрагмент, а конкретну ділянку, безпосередньо прилеглу до даного скиду. Особливості АС як властивості ділянки водного об'єкта, зокрема, зони змішування (ЗЗ) досліджено автором. Слід зазначити, що оригінальне нормативно-термінологічне визначення АС у [6, термін 71] для потреби обґрунтування БП було викривлено у [3, п. 1.7], що слугувало виправданням помилкового напряму розвитку українського РСЗР.

Функціональна структура та головні характеристики щабля КС однієї ЗР з неізолюваних випусків схематично зображено на рис. 1. Найважливіше питання щодо КС, яке підлягає дослідженню, полягає у кількісній оцінці співвідношення величин С_ф/ГДК, значення яких наведено на осі абсцис. Наслідок регулювання скиду кількісно визначається через дослідження головної розрахункової формули з [1, п. 2.1 р. 2, Дод. 2] для допустимої концентрації С_{ГДС} при скиданні консервативної ЗР з окремого випуску як функції $z = (x - y)/(x - 1)$, рівняння (1):

$$C_{\text{ф}}/C_{\text{ГДК}} = n/(n-1) - C_{\text{ГДС}}/C_{\text{ГДК}}*(n-1), \quad (1)$$

де: С_ф – фонові концентрації ЗР у приймальній воді вище випуску (або поза зоною впливу випуску) зворотних вод; С_{ГДК} – гранично допустима концентрація ЗР у приймальній воді; $n > 1$ – кратність загального розбавлення зворотних вод у

контрольному створі. Наведена функція $z = f(x, y)$ може досліджуватися у фізично допустимій області значень: $D = \{1 < x \leq 10, 1 \leq y \leq 8, 0 \leq z \leq 1\}$. Результат дослідження визначає, що $z = C_{\text{ф}}/C_{\text{ГДК}} < 1$, і теоретично доводить твердження про ефект переходу до нового (зменшеного) значення $C^*_{\text{ГДК}}$ на попередньому щаблі КС та кількісно характеризує таке зменшення. Це можна побачити із графіку функції $z = C_{\text{ф}}/C_{\text{ГДК}}$, наведеного на рис. 2. Графік «зміни» ГДК легко перетворюється у відсоткове зменшення ГДК.

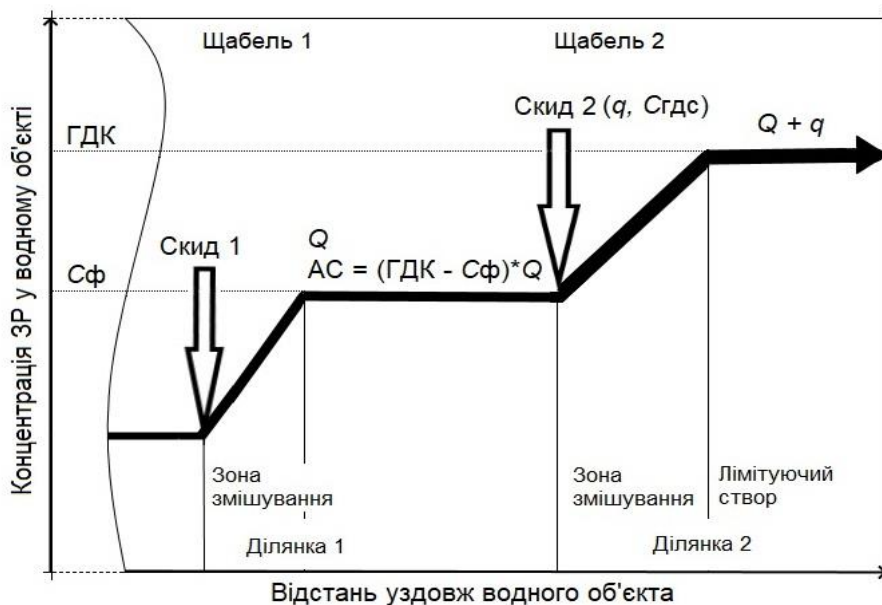


Рисунок – Характеристики щабля КС однієї консервативної ЗР з неізолюваних випусків при повному використанні АС

На рис. 1 використані такі аббревіатури та позначення: ГДК – гранично допустима концентрація певної ЗР у поверхневій воді; $C_{\text{ф}}$ – фоновіа концентрація певної ЗР у поверхневій воді; $C_{\text{гдс}}$ – концентрація певної ЗР у зворотній воді, яка відповідає визначеному ГДС з витратою q ; Q – витрата поверхневої води на фоновій Ділянці 1. Зона змішування – частини Ділянки 1 та Ділянки 2, де відбувається змішування поверхневої води зі зворотною водою. Лімітуючий пункт (створ) – місце на водному об'єкті, де має дотримуватися концентрація ГДК у поверхневій приймальній воді. Ділянка 1, Ділянка 2 – суміжні ділянки водного об'єкта, безпосередньо прилеглі до Скиду 1 та Скиду 2 відповідно. Щабель 1, Щабель 2 – суміжні щаблі розрахункового каскаду скидів певної ЗР на водному об'єкті.

Отже, отриманий результат щодо наслідку **повного використання АС (тобто досягнення і не перевищення ГДК ЗР) у каскадному режимі скидання ЗР**

на будь-якій сходинці КС викликає необхідність у зменшенні нормативу ГДК у вихідних даних для розрахунку нормативу ГДС на попередній сходинці. Таке зменшення, об'єктивно спричинене методом розрахунку, порушує **право всіх водокористувачів каскаду** на використання єдиних для всієї території України нормативів ГДК ЗР, надане ним ч. 4 ст. 33 Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища», еколого-політичної вимоги, а також суперечить обов'язку водокористувачів «не допускати порушення прав, наданих іншим водокористувачам», встановленому в абз. 5 ст. 44 Водного кодексу України, та вимогам «здійснювати господарську діяльність без порушення прав інших власників та користувачів природних ресурсів», визначеним в абз. 5 ч. 1 ст. 153 Господарського кодексу України.

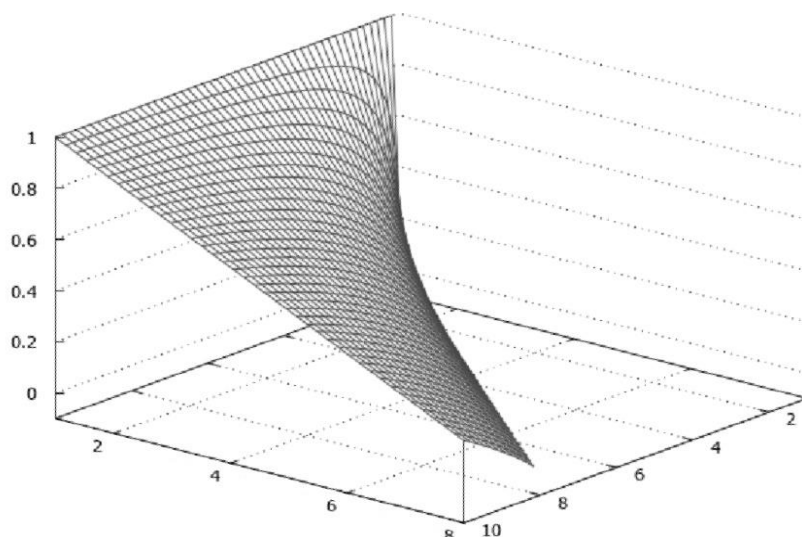


Рисунок 2 – Значення ступеня зменшення гранично допустимої концентрації на попередньому щаблі каскаду скидання однієї консервативної ЗР при повному використанні її АС на даному щаблі

Зазначене порушення підсилюється через відсутність у водокористувачів інформації про «точковий» або «басейновий» («каскадний») розрахунок ГДС у прикінцевих документах МР з розроблення ГДС (за [1, Дод. 1]). Через це від водокористувачів насправді приховуються факти застосування до ЗР в їх скидах зворотної води штучно зменшених нормативів ГДК ($C^*_{ГДК}$), фактичні значення яких залишаються відомими лише розробникам нормативів ГДС.

Управлінський зміст БПВНГДСЗР полягає у **координації діяльності певної групи водокористувачів при скиданні ними ЗР**. Здійснення БПВНГДСЗР вимагає змін у ВКУ для створення законодавчої можливості спільної діяльності

водокористувачів з метою досягнення і сталого існування (підтримання) між ними відповідного еколого-економічного компромісу протягом визначеного часу. Загальні правові підстави та законодавчі інструменти для реалізації такої можливості визначено у главі 77 Цивільного кодексу України [7], де визначаються договірні стосунки між сторонами (учасниками) спільної діяльності.

БПРГДСЗР виник та науково розроблявся УКРНДІЕП (колишнім ВНДІВО) у 1975 – 1978 роки, коли діяв Водний кодекс Української РСР [8]. У ст. 30 цього кодексу встановлювалися категорії «спільного» і «відособленого» водокористування: «Водні об'єкти можуть перебувати у спільному або відособленому користуванні. При спільному водокористуванні водний об'єкт або його частина перебувають у користуванні кількох водокористувачів». Тоді спільне водокористування «за замовчуванням» дозволялося у випадках, не передбачених для відособленого водокористування за окремими документами. У сучасному ВКУ [2] зазначені категорії водокористування не збереглися. Більш того, за ст. 49 ВКУ дозволи на спеціальне водокористування видаються кожному водокористувачу окремо, а до відповідної заяви – клопотання додаються «нормативи гранично допустимого скидання (ГДС) забруднювальних речовин у водні об'єкти зі зворотними водами (з розрахунком на кожний випуск (скид) окремо)». При цьому від водокористувачів не вимагається спільних дій стосовно РСЗР. Отже, до введення ВКУ у 1995 р. використання відповідало вимогам тогочасного законодавства.

Висновки

Визначено, що вимоги до найбільш дієвих інструментів РСЗР, якими є нормативи ГДС, **містять екологічні помилки та не відповідають базовим законам**. Використання головних термінів призводить до непорозумінь, плутанини й не дозволяє чітко відрізнити різні поняття: «інтегроване управління водними ресурсами за басейновим принципом», яке має коріння в європейському законодавстві й стосується водного менеджменту, та «басейновий розрахунок нормативів ГДС», який належить українському РСЗР. З метою гармонізації із законодавством ЄС **запропоновано більш адекватний термін «каскадне скидання ЗР»**. Виявлено, що корисна екологічна властивість АС, яка підлягає розподілу за БП, має не басейнову (подільну) еколого-правову природу, а локальну (точкову), яка не дозволяє розподіляти АС між окремими водокористувачами та скидами ЗР. Наразі поняття АС та її ресурсна цінність законодавчо не визначені, господарське користування нею – не врегульовано, а право квотування АС не існує. Реалізація БП вимагає координації (та спільної) діяльності водокористувачів, яка не

відповідає законодавчим вимогам до спеціального водокористування. Отже, БПРГДСЗР має наступні особливості: 1) є **науково хибним** з початку свого існування (1977 р.) через помилкове визначення сфери дії властивості АС водних об'єктів; 2) **не відповідає екологічному законодавству** (з 1992 р.) через порушення вимог до екологічних нормативів ГДК; 3) не відповідає українському водному законодавству (з 1995 р.) через відсутність у ВКУ режиму спільного спеціального водокористування в частині скидання ЗР. Усунення правових особливостей 2)–3) потребує істотних законодавчих змін, а подолання наукової помилки 1) наразі видається неможливим.

Література

1. Методичні рекомендації з розроблення нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти із зворотними водами. Наказ Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України № 173 від 05.03.2021. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0173926-21#Text> (дата звернення: 21.06.2023).
2. Водний кодекс України. ВВР України. 1995. № 24. Ст. 189. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80#Text> (дата звернення: 21.06.2023).
3. Інструкція про порядок розробки та затвердження гранично допустимих скидів (ГДС) речовин у водні об'єкти із зворотними водами. Наказ Міністерства охорони навколишнього природного середовища України від 15 грудня 1994 р. № 116. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0313-94#Text> (дата звернення: 21.06.2023).
4. 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: 21.06.2023).
5. Про охорону навколишнього природного середовища. Закон України від 25 червня 1991 р. № 1264-XII : станом на 10.07.2022. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1264-12#Text> (дата звернення: 21.06.2023).
6. ДСТУ 3041–95 Гідросфера. Використання і охорона води. К., Держстандарт України. 1985. 96 с.
7. Цивільний кодекс України. ВВР України. 2003. №№ 40–44, Ст. 356.
8. Водний кодекс Української РСР. ВВР УРСР. 1972. Додаток до № 24. Ст. 200.

Фалько Т. В., аспірантка;

Саввова О. В., д-р. техн. наук;

Воронов Г. К., канд. техн. наук;

Воскобойник М. В., магістрант

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

ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ЗАСТОСУВАННЯ ЗНЕЛУГОВУВАННЯ ПРИ МОДИФІКАЦІЇ ВНУТРІШНЬОЇ ПОВЕРХНІ ТАРНОГО СКЛА

Вступ

Скляна промисловість світу – один із секторів науки й техніки, що розвивається найбільш динамічно. Значною мірою цю динаміку визначає саме склотарний сегмент. Це зумовлено постійним збільшенням випуску та розширенням асортименту фасованих харчових продуктів, а також тим, що скло є конкурентоспроможним пакувальним матеріалом, що задовольняє сучасні вимоги до упаковки. Щорічно відбувається збільшення обсягів випуску склотари, незважаючи на зростаючу конкуренцію з боку металевої та пластикової тари, що також свідчить про високі експлуатаційні та споживчі характеристики скла як матеріалу для зберігання харчових та нехарчових продуктів. У 2021 році ринок виробництва скла оцінювався в 106,44 мільярда доларів США, й очікується, що він зросте при CAGR 5,2 % з 2022 по 2030 рік. Протягом прогнозованого періоду очікується, що ріст витрат на будівництво будинків й підприємств, а також збільшення використання вторинної сировини для пакування, сприятиме розширенню ринку [1].

Застосування та утилізація скла як пакувального екологічного матеріалу визначається його високими санітарно-гігієнічними властивостями та його виробництвом з природньої сировини. Найбільший негативний вплив при виробництві скла на навколишнє середовище спостерігається при забрудненні вода, експлуатації невідновлюваних природних ресурсів, включаючи пісок й мінерали, утворення твердих відходів та викид летких неорганічних та органічних сполук [2, 3]. Останнє пов'язано з тим, що в сучасній скляній промисловості для вирішення суттєвих недоліків властивостей, таких як недостатня механічна міцність та термостійкість, хімічна стійкість застосовуються методи вдосконалення складу та структури поверхневих шарів скла без суттєвих змін в технології виробництва скловиробів. Це дозволяє уникнути значних фінансових затрат при виробництві продукції з покращеними

властивостями. Однак, застосування деяких методів стикається з проблемами навантаження на навколишнє середовище, зокрема, при викиді галогенів та сульфатів, що вимагає створення екологічно безпечних технологій модифікації поверхні скляної тари [4].

Аналітичний огляд.

Широко відомий метод зміцнення поверхні скла шляхом знепелуговуванням заснований на використанні відмінностей між ТКЛР збагаченого кремнеземом поверхневого шару скла та ТКЛР решти складових скла. Комерційні тарні стекла, виготовлені з вапняно-натрієвого скла і, отже, мають значний відсоток іонів натрію у внутрішній структурі. Оскільки натрій є лужним елементом, його вибіркоче видалення з поверхні призводить до вилуговування та підвищення хімічної та корозійної стійкості. У силікатних стеклах знепелуговані поверхні є «багатими кремнеземом», оскільки можна вважати, що вибіркоче видалення іонів лужних металів залишає після себе поверхню, що складається в основному з кремнезему (SiO_2). Точніше, знепелуговування зазвичай передбачає не пряме видалення лугу зі скла, а скоріш його заміну протонами (H^+) або іон гідроксонію (H_3O^+) у структурі скла за допомогою процесу іонного обміну.

Знепелуговування поверхневого шару і, як наслідок, зниження його ТКЛР досягається обробкою скла при високих температурах в атмосфері кислих газів (SO_2 , SO_3), в розчинах мінеральних кислот, в розплавах сірковмісних солей ($\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_7$, NaHSO_4 , KHSO_4). З цією ж метою можуть бути використані газоподібний HC1 , розчини дисульфату натрію, фторвмісні реагенти, що легко розкладаються, плазмова обробка [5].

Наприклад, на скляних заводах України для покращення властивостей поверхні скляної тари використовується обробка внутрішньої поверхні тари таблетованим (твердим) сульфатом амонію та газоподібним 1,1-дифторетаном. Сутність обох методів полягає в вилуговуванні поверхні скла кислими газами, в результаті чого модифікований поверхневий шар має підвищену в десятки разів хімічну стійкість, також суттєво зростає механічна міцність, термостійкість й мікротвердість скла.

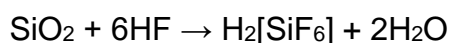
Слід зазначити, що при використанні вищезгаданих речовин значно відрізняється технологічний супровід процесу модифікації. У випадку використання сульфату амонію, речовина потрапляє у внутрішній об'єм тари на конвеєрі при транспортуванні перед піччю відпалу (лером). Процес термохімічної обробки проходить паралельно з процесом відпалу скловиробів. Після обробки тара має на внутрішній поверхні білий наліт сульфату натрію, який потребує додаткового змивання при подальшій експлуатації виробів. Також при використанні цього методу обробки

слід враховувати, що процесом модифікації важко керувати: продукти розкладу сульфату амонію знаходяться в атмосфері лера тривалий час та в невизначеній кількості. Це в свою чергу призводить до подальших змін в скловиробах (білий наліт), які вже мають виготовлятися без термохімічної обробки. Зазначене явище часто є неприйнятним для деяких споживачів і призводить до зниження кількості якісної продукції. Також суттєвим недоліком цієї технології є швидка корозія печі відпалу та конвеєрної сітки.

У випадку використання газоподібних продуктів, в саме 1,1-дифторетану, багатьох недоліків можна уникнути. Процес обробки проходить відразу після формування скловиробів й його тривалість складає декілька секунд. Всі продукти термохімічної реакції примусово евакуюються в нейтралізатор, який є складовою частиною установки для подачі газу. Це в свою чергу дозволяє уникнути потрапляння агресивних речовин в промислове середовище. Білий наліт на внутрішній поверхні не утворюється, що дозволяє, після закінчення обробки, виробляти тару для будь-яких сфер використання. В даному випадку для отримання заданих властивостей скла, є можливість коригувати умови процесу: температуру процесу та газоподібної речовини, тривалість обробки й кількість реагенту на один виріб.

Експериментальна частина

Для забезпечення високої хімічної стійкості тарного скла модифікацію поверхні проводять сумішшю 1,1-дифторетану (фреон 152a) з повітрям з рекомендованою концентрацією газу 5-17 %. Для модифікації використовується саме продукт горіння – HF. Реакція взаємодії оксиду кремнію (IV) та фтороводню з утворенням гексафторосилікату (IV) водню та води. Фтороводень – концентрований розчин. Реакція протікає за температури нижче 35°C.



Залежно від призначення готової продукції обирають необхідну концентрацію газу. Залежно від застосовуваної концентрації отримують різні значення хімічної та гідролітичної стійкості внутрішньої поверхні виробів із модифікованим внутрішнім шаром. Для лікєро-горілчаної промисловості достатньо – 5 % газу, для тари медичного призначення необхідні більш високі концентрації – 17–25 %. За час нанесення напилення газом 152 А утворюються наступні речовини: двоокис вуглецю, фтористий водень, карбоніл фторид, які є небезпечними для навколишнього середовища [6, 7]. Ці сполуки нейтралізуються 8 % гідроксидом кальцію в нейтралізаторі. Нейтралізатор складається з пластикової ємності 250 л, системи контролю рідини та нейтралізатора. Фторид кальцію, який слабо розчинний у воді

через деякий час випадає в осад. Встановлено, що найвищими показниками внутрішньої поверхні флакона характеризується тарне скло з гідролітичною стійкістю – 0,07, зміна рН 0,9 % розчину NaCl – 0,58, зміна рН води – 0,70) та може бути рекомендована як основа для розробки стекел медичного застосування за ресурсозберігаючою технологією.

Висновки

Застосування при модифікації внутрішньої поверхні тарного скла сумішею повітря та 25 % дифторетану дозволяє підвищити хімічну стійкість скла та рекомендувати технологію знезугування для подальших досліджень при розробці зміцнених тарних стекел медичного призначення. Застосування нейтралізатору для знешкодження небезпечних компонентів при модифікації поверхні скла 1,1-дифторетаном дозволяє вирішити важливі проблеми екологічного захисту навколишнього середовища та отримати якісну продукцію для медичної тари без суттєвого підвищення її вартості.

Література

1. Glass Manufacturing Market Size, Share, Trends Report, 2030. Glass Manufacturing Market Size, Share, Trends Report, 2030, <https://www.grandviewresearch.com/industry-analysis/glassmanufacturingmarket#:~:text=Report%20Overview,5.2%25%20from%202022%20to%202030.> (Accessed: October 20, 2022)
2. Environmental Impact. AGC Glass Europe, <https://www.agc-glass.eu/en/sustainability/environmental-achievements/environmental-impact>. (Accessed: October 20, 2022)
3. Environmental Impacts of Glass Manufacturing Industry Lashen Fernando, Deepamal Manuranga // J. Res. Technol. Eng., 2023. – № 4 (1). – P.35– 42.
4. Energy and environmental analysis of glass container production and recycling Michela Vellini, Michela Savioli // Energy , 2009. – Vol.34, Issue 12. – P.2137– 2143
5. Effects of surface fluoride-functionalizing of glass fiber on the properties of PTFE/glass fiber microwave composites Zhenhua Li, Jingsong Liu, Ying Yuan, Enzhu Li, Fu Wang // RSC Adv 2017. – № 7. – P.22810– 22817.
6. Hazardous Gases. Chapter 13 - Fluorine: Risk assessment, environmental, and health hazard // Risk Assessment on the Environment and Human Health, 2021. – P.153–167
7. Impact of Multiple Hydrogen Bonds with Fluoride on Catalysis: Insight from NMR Spectroscopy / Francesco Ibbá, Gabriele Pupo, Amber L. Thompson // J. Am. Chem. Soc., 2020. – № 142, 46. – P. 19731
8. Шляхи підвищення хімічної стійкості знебарвленої скляної тари / Жеплинський Т. Б., Ілючок І. О., Вахула Я. І. Chemistry // Technology and Application of Substances Vol. 3, No. 2, 2020 P.28– 32.

Фесенко О. І., канд. техн. наук;

Ісіченко А. В., аспірант

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

РЕСУРСО- ТА ЕНЕРГОЗБЕРЕЖЕННЯ В ТЕХНОЛОГІЇ СИЛІКАТНИХ АРХІТЕКТУРНО-БУДІВЕЛЬНИХ МАТЕРІАЛІВ В АСПЕКТІ ЗБЕРЕЖЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

На сьогоднішній день у більшості країн світу за інтенсивністю впливу на довкілля промисловий комплекс посідає одне із провідних місць. До головних причин, які потенційно можуть становити загрозу для навколишнього середовища у промисловому комплексі України відносять [1]:

- застарілі технології виробництва та обладнання;
- висока енерго- та матеріаломісткість;
- високий рівень концентрації промислових об'єктів;
- несприятлива структура промислового виробництва з високою концентрацією екологічно небезпечних виробництв;
- відсутність належних природоохоронних систем (очисних споруд, оборотних систем водозабезпечення тощо), низький рівень експлуатації існуючих природоохоронних об'єктів;
- відсутність надійного правового та економічного механізмів, які стимулювали б розвиток екологічно безпечних технологій та природоохоронних систем;
- відсутність належного контролю за охороною довкілля.

Перші два фактори залежать від рівня реалізації технологічного процесу видобування сировинних матеріалів та виробництва матеріалів і виробів, а всі інші – від організаційних аспектів ведення промислової діяльності на рівні підприємства та держави.

Критерієм ефективності використання енергії є рівень енергоємності первинної енергії – співвідношення витраченої енергії до валового внутрішнього продукту. Більш низьке значення вказує на те, що для виробництва однієї одиниці продукції використовується менше енергії. Прийняті ще у 70-х роках минулого сторіччя заходи спрямовані на структурну перебудову економіки зі скороченням енергоємних

промислових виробництв та збільшенням частки сфери послуг й досі забезпечують позитивну стійку тенденцію до зменшення енергоємності країн (рис. 1) при збільшенні валового внутрішнього продукту (ВВП).

Станом на 2015 рік, Україна займає 11-те місце, серед 189 країн та великих промислових центрів світу та демонструє стійку тенденцію до зменшення цього показнику (рис. 2). Проте, незважаючи на таку позитивну динаміку Україна потребує впровадження інновацій в області вдосконалення технологічних процесів виробництва матеріалів, включаючи впровадження нового більш досконалого обладнання та нових технологій видобування сировини і виготовлення речовин і матеріалів заснованих на принципах енерго- та ресурсозбереження.

Переважна більшість сучасних технологій не дозволяє повністю переробляти природну мінеральну сировину. Її більша частина повертається у навколишнє середовище у вигляді відходів. За даними деяких учених [1], у певних технологіях готова продукція становить лише 1-2 % від добутої сировини, а решта є потенційними забруднювачами біосфери.

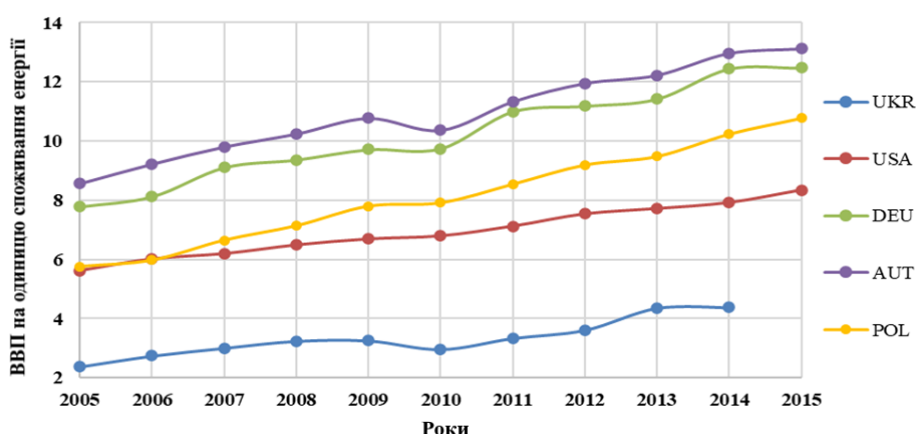


Рисунок 1 – ВВП (\$) на кг нафтового еквівалента [2]

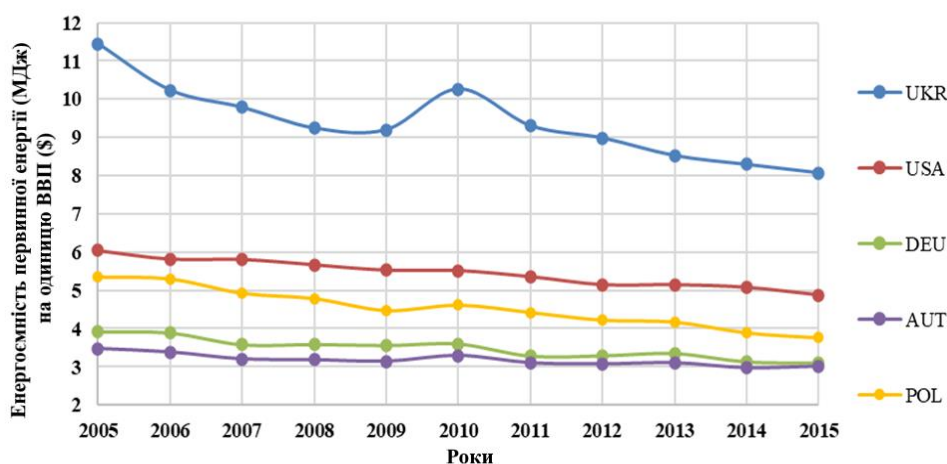


Рисунок 2 – Енергоємність первинної енергії на одиницю ВВП [2]

За мірою і характером впливу (обсягами промислових відходів) вирізняють паливно-енергетичний, металургійний, хімічний та будівельний комплекси. Усі вони окрім значних викидів газоподібних продуктів технології характеризуються значними витратами енергії та потребою у величезній кількості природної сировини.

Однією із складових хімічної промисловості є силікатна галузь, провідне місце у структурі якої займають технології виготовлення виробів архітектурно-будівельного призначення. Характерними ознаками цих технологій є використання величезної кількості природних сировинних матеріалів, багатостадійність технології обробки і виготовлення та високі температури синтезу матеріалів. Саме вони, в більшості, обумовлюють негативний вплив силікатної галузі на навколишнє середовище.

Природна сировина, яку використовують у силікатній промисловості (табл. 1), залягає у надрах земної кори у вигляді мінералів чи гірських порід [3]. Переважна більшість методів видобування цих матеріалів відбувається відкритим методом, що передбачає «знімання» верхнього родючого шару землі, який би міг бути використаний для потреб сільського господарства. Окрім цього, при видобуванні цільової сировини накоплюється значна кількість побічних продуктів – супутніх порід чи відходів збагачення, які накопичуються у вигляді териконів. Також екологічну загрозу несе можливість вимивання із відкритої породи чи териконів важких металів та інших токсичних елементів із подальшим їх потрапляння через підземні води до найближчих водойм.

Більшість технологій виготовлення силікатних матеріалів передбачають термічну обробку сировини чи напівфабрикату при температурах вище 600 °С) в процесі якої відбувається розкладання карбонатної, сульфатної чи нітратної складової компонентів суміші, що супроводжується викидом у атмосферу відповідних газів.

Таблиця 1 – Найбільш поширена у силікатній галузі сировина [3]

Тип сировини	Представники
<i>Природна сировина</i>	
Кремнеземиста	Пісок кварцовий, кварцит, діатоміт, опока, трепел
Алюмосилікатна	Перліт, глинистий сланець, каоліни, польовий шпат, суглинки, глини, пемза, пегматити
Карбонатна	Магнезит, доломіт, крейда, вапняк
Глиноземиста	Нефелін
Сульфатна	Тенардит, ангідрит, гіпс
<i>Техногенна сировина</i>	
Чорної металургії	Зола, доменні шлаки
Кольорової металургії	Паливні, фосфорні та металургійні шлаки, нефеліновий шлам
Хімічної промисловості	Паливні шлаки

Кількість газів, що виділяється залежить від шихтового та хімічного складів матеріалів. Наприклад, при одержанні 1 т листового скла, що містить, у мас. %: SiO₂ – 72,8, Al₂O₃ – 1,8, CaO – 8,2, MgO – 3,7, Na₂O – 13,4, Fe₂O₃ – 0,1, буде виділятися близько 28,2 м³ CO₂. У виробництві керамічних матеріалів вміст карбонатних сполук менший, проте враховуючи об'єми виробництва можна стверджувати про мільйони кубічних метрів викидів CO₂ силікатною промисловістю України.

Враховуючи вищенаведені фактори, можна сформулювати наступні основні напрямки розвитку та вдосконалення силікатних технологій в аспекті збереження навколишнього середовища:

- підвищення енергоефективності промислового обладнання (зменшення теплових втрат у навколишнє середовище, більш ефективне використання паливної сировини, впровадження систем альтернативної енергетики);
- зменшення температурно-часових параметрів синтезу виробів (оптимізація складів та параметрів обробки виробів);
- більш повне використання природної сировини (використання щадних методів видобування, збагачення сировини, максимально повне використання вже розвіданих родовищ, вдосконалення технології виготовлення матеріалів тощо)
- зменшення вмісту карбонатної сировини у складі шихти;
- використання техногенної сировини (табл.1) та відходів інших виробництв.

Література

1. Екологія : підручник / С. І. Дорогунцов, К. Ф. Коценко, М. А. Хвесик [та ін.] ; Київ. нац. екон. ун-т. – 2-ге вид., без змін. – Київ : КНЕУ, 2006. – 371 с.
2. World Development Indicators. DataBank. URL: <https://databank.worldbank.org/source/world-development-indicators>
3. Основи технології силікатних матеріалів. Загальні відомості виробництва кераміки, скла та ситалів : навч. посіб. / КПІ ім. Ігоря Сікорського; уклад.: І. С. Суббота, Л. М. Спасьонова, Т. І Булка. – Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2019. – 103 с.

Хлєстова О. А., канд. техн. наук., доц.

Бурко В. А., канд. техн. наук., доц.

*Державний вищий навчальний заклад «Приазовський державний технічний університет»,
м. Маріуполь, Україна*

ВПЛИВ КЛІМАТИЧНИХ ПОКАЗНИКІВ НА ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ ПРОДУКТІВ МЕТАНОГЕНЕЗУ В ЯКОСТІ ДОБРИВ

Дослідження українських вчених підтвердили велику продуктивність Азовського моря з утворення органіки, що значно перебільшує здатність морської екосистеми щодо спроможності використати в своєму кругообігу. Це призводить до накопичення залишків органічного походження в морі у вигляді донних відкладень, мулу тощо. Частина органіки викидається під час сильних хвилювань моря, штормів на узбережжя, де накопичується з утворенням іноді великих матів з водоростей різного типу. Прибережна водоростева смуга є джерелом великої кількості цінних сполук та речовин, що можуть бути використані в якості сировини в багатьох галузях промисловості, зокрема енергетики та сільського господарства.

Метою цього дослідження є визначення залежності ресурсоемності штормових викидів Азовського узбережжя від кліматичних параметрів регіону щодо подальшого використання в якості сировини для виробництва біопалива та добрив.

Географічне розташування досліджуваного узбережжя створює особливі умови для ефективного продукування органічної біомаси. Спостереження за утворенням штормових викидів проводилися в районі Азовської науково-дослідної станції (АНДС) Приазовського державного технічного університету, розташованій на північній стороні Білосарайської затоки Азовського моря (рис. 1). [2,3].



Рисунок 1 – Північна частина Азовського узбережжя, місце проведення досліджень штормових викидів.

Скупчення органічної біомаси на узбережжі створюють берегові вали різної протяжності та обсягу, залежно від багатьох факторів, насамперед кліматичних. Крім того значна частка викидів деякий час залишається плавати у воді біля смуги прибою. Дослідження проводилося з обох видів скупчень, проводилася фотофіксація, аналіз якісного та кількісного складу.

Фізико-хімічний та органічний склад водоростей певною мірою залежить від кліматичних особливостей узбережжя Азовського моря, які склалися завдяки оточуючим його степовим просторам з доволі сухим кліматом. Коливання середніх температур в червні становить від +22 до +24°. У липні середньомісячна температура по всьому морю становить 23-25°, а максимальна - понад 30°, а в січні змінюється від 0 до +6°, при цьому клімат загалом м'який взимку та спекотний влітку (рис.2.а,б). Навесні і влітку переважає тепла ясна погода з легкими вітрами. Влітку температура на поверхні води рівномірна по всьому морю - 24-25°. Максимальні значення температура води має в липні - серпні у відкритому морі до 28°, а біля берегів можуть перевищувати 30°.

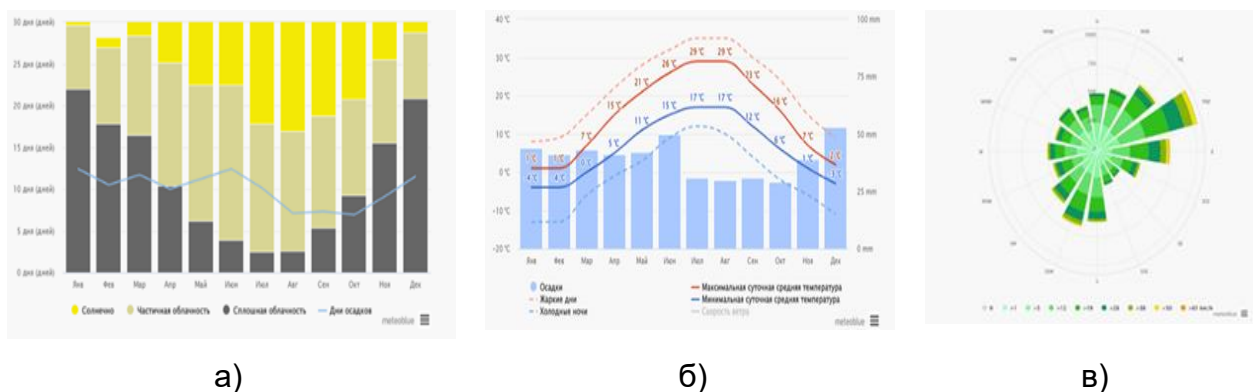


Рисунок 2 – Кліматичні показники Азовського узбережжя:
 а) сонячно, хмарно, дні опадів; б) середня температура та опади; в) роза вітрів

На утворення, якісний та кількісний склад штормових скупчень значним чином впливають сила та напрям вітрів. В Азовському морі переважають вітри північно-східного та східного напрямків або менше- південно-західного та західного. (рис.2.в) Навесні над морем часто проходять середземноморські циклони, що супроводжуються західними і південно-західними вітрами зі швидкістю 4-6 м / с, а іноді і шквалами. Прості плоскі берегові обриси сприяють утворенню наливних піщаних кіс. (рис.1) Саме так свого часу й утворилася Білосарайська коса, яка з північної сторони має затоку у вигляді кишені, де й проводилося вивчення утворення штормових викидів. Мілководдя моря в цьому місті сприяє конвективному перемішуванню води по глибині, що призводить до вирівнювання вертикального розподілу температур: її

різниця в більшості випадків не перевищує 1 °. Однак влітку при затишші утворюється шар температурного стрибка, що обмежує обмін з придонними шарами. Все це сприяє створенню умов для розмноження й швидкого зростання й водної зеленої маси, що з висоти виглядає як темнозелене забарвлення води (рис.3)

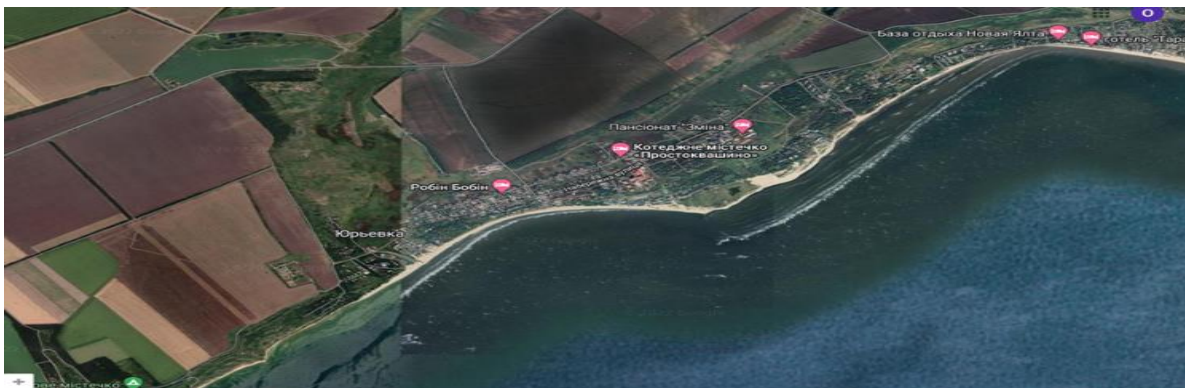


Рисунок 3 – Скупчення водоростевих «плантацій» в Білосарайській затоці Азовського моря.

Дослідження якісного та кількісного складу штормових викидів на описаній ділянці проводилося на підставі збирання проб, у яких визначали співвідношення сирої та сухої мас (табл. 1), а також вміст органічних та мінеральних речовин (табл. 2). Було отримано залежність сезонної динаміки якісних та кількісних показників викидів залежно від температури, сили та напрямку штормових вітрів, що формують прибережні течії, а також визначено зв'язок між кліматичними показниками та вмістом сухої речовини (мінеральної та органічної) у викидах: суха органічна речовина викидів коливалася від 55,7% до 79,59% і залежала від типового складу рослин та наявності в ньому твердого берегового матеріалу (піску, стулок, гравію тощо). Біомаса сухої органічної речовини викидів коливалася від 55,7 до 79,59% і залежала від якісного та кількісного складу рослин і наявності в ньому твердого берегового матеріалу (піску, стулок, гравію і т д). [1].

Зібрані та висушені проби було застосовано в якості сировини для метаногенезу та отримання біогазу (метану) [2,3]. Оскільки штормові викиди є сумішшю морських трав і макрофітів у різних пропорціях, тому для отримання біогазу в результаті бродильного процесу, значення має наявність в них сухої органічної речовини. При метаногенезі відбувається цілий ланцюжок енергетичних перетворень. Спочатку фізична енергія рослини і хімічна енергія сировини (водоростей і органічних добавок) передаються в біохімічну енергію мікро- і макроорганізмів, а потім у внутрішню і хімічну енергію продуктів метаногенезу. Продукти метаногенезу водоростей мають великий потенціал для використання в різних сферах застосування,

включаючи харчову промисловість, медицину, енергетику, використання в якості добрив для сільського господарства. Одними з основних параметрів, що визначають ефективність анаеробного процесу метаногенезу та забезпечують належну життєдіяльність мікроорганізмів є співвідношення C:N. Це співвідношення впливає на розпадання органічної субстанції і є індикатором родючості ґрунту. Для харчування мікроорганізмів необхідні вуглець та азот в певному співвідношенні. Співвідношення C:N визначає успіх удобрення: насичені вуглецем важко розчинний матеріал необхідно перемішувати з легкорозчинним й залежно від типу гумусу це співвідношення знаходиться в межах от 8 до 30 й також є важливим для визначення якості добрив. Залежно від органічного та мінерального складу штормових викидів в експериментальних дослідженнях було отримано різні значення співвідношення C:N в продуктах метаногенезу, що дозволило виявити залежність сезонного впливу на якість отриманої маси для добрив. Дослідження проводились науковцями Приазовського державного технічного університету (Україна) у співпраці з науковцями Вільнюського технічного університету імені Гедімінаса (Литва). Дослідження проводилися в рамках міжнародного наукового проекту «Дослідження метаногенезу біомаси водних рослин з метою отримання альтернативного джерела енергетично-паливного біогазу в триступінчастому біореакторі». Проект фінансується Науковою радою Литви, угода про фінансування проекту №. С-ЛУ-22-2 та МОН України. Проект виконується відповідно до Програми співпраці між Міністерством освіти і науки Литовської Республіки та Міністерством освіти і науки України у сфері науки і технологій на 2022-2023 роки.

Висновки

1. Чим вища температура, тим більше продукується фітопланктону та водоростей. Масовому розмноженню фітопланктону також сприяє відсутність перемішування води, тобто безвітряна погода. Ще одним сприятливим фактором є наявність поживних речовин, наприклад, азоту та фосфору, які можуть переходити в продукти метаногенезу й використовуватися в якості добрив.

2. Проведені дослідження показали, що отриманні співвідношення C:N в відходах процесу метаногенезу є оптимальними для їх використання в якості добрив. А проведені дослідження щодо впливу кліматичних показників на хімічний склад штормових викидів та на подальше співвідношення в продуктах метаногенезу виявили, що найбільш якісними та ефективними щодо використання як сировини для отримання біогазу з подальшою утилізацією відходів метаногенезу є водорості та

штормові викиди, зібрані в червні-листопаді, як такі, що відповідають вимогам використання їх в якості добрив.

Література

- 1 Монін В. Л., Хлестова О. А., Альвідас Загорскис. Сезонна характеристика рослинної біомаси штормових викидів Білосарайської затоки Азовського моря./ В. Л. Монін, О. А. Хлестова, Альвідас Загорскис.,- Екологічна безпека : проблеми та шляхи вирішення : XVIII Міжнар. науково-практ. конф. (Харків, 15–16 вересня 2022 р.) : зб. наук. статей. – Харків, 2022. – С. 226-233. – Режим доступу: <http://www.niiep.kharkov.ua/sites/default/files/konfer2022.pdf>
2. Рязанцев Г.Б., Монин В.Л., Шипилова Л.М., Мысливец В.И., Мнацаканян В.Г., Хасков М.А., Волошин В.С. Морской биогаз – перспективный источник возобновляемой энергии // Система «Планета Земля»: XXV лет семинару «Система "Планета Земля"» (1994–2019). М.: ЛЕНАНД, 2019. С. 223–232.
3. Блинова Е.И. Водоросли-макрофиты и травы морей европейской части России (флора, распределение, запасы, марикультура). М.: Изд-во ВНИРО, 2007. 114 с.

Христич О. В., канд. техн. наук, доц.;

Національний університет цивільного захисту України, м. Харків, Україна

Корогодська А. М., д-р. техн. наук

Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут», м. Харків, Україна

ЕКОЛОГІЧНІ СКЛАДОВІ ТЕХНОЛОГІЙ ВИРОБНИЦТВА СПЕЦІАЛЬНИХ ЦЕМЕНТІВ

Відсутність основного сировинного матеріалу – глинозему, суттєво обмежує можливість промислового виробництва глиноземистого цементу в Україні. Останніми роками особлива увага приділяється розробкам в'язучих на основі некондиційної сировини та відходів хімічних виробництв, що дозволить здешевити кінцевий продукт та розширити сировинну базу України, а також частково вирішити екологічні питання промислових регіонів країни. Для створення композиції глиноземистих цементів зазвичай прагнуть забезпечити підвищені технічні властивості отримуваних матеріалів: міцність, вогнетривкість, довговічність, можливість експлуатації у високотемпературних режимах та умовах змінних температур [1].

Світові виробники поступово продовжують збільшення частки неформованих вогнетривких матеріалів у загальному обсязі вогнетривів, що використовуються паралельно зі зменшенням виробництва формованих вогнетривів. При цьому виключається значна за часом та енерговитратами операція випалювання штучних виробів, а також спрощується операція створення футеровочного шару. Герметичність та відсутність швів у монолітному футеруванні підвищує стійкість її при високій температурі та стійкість до структурного руйнування. Крім того, нижча теплопровідність неформованих вогнетривів приблизно на 20 – 30 % дозволяє зменшити товщину футерування [2].

Найбільш активним напрямком у галузі створення неформованих вогнетривів, є використання матеріалів на основі шпінельних сполук оскільки їх присутність значно підвищує шлако- та металостійкість неформованого вогнетривкого матеріалу. Нові області застосування шпінельних неформованих матеріалів та інтенсифікація технологічних процесів у металургії визначають пошук технологічних рішень, що дозволяють отримувати вогнетривкі бетони, набивні та торкрет-маси для експлуатації

в умовах одночасного впливу високих температур, металевих та шлакових розплавів, підвищених механічних навантажень.

Основною складовою частиною неформованих вогнетривів є в'язучий матеріал, який забезпечує міцність після затвердіння та формує зносостійку структуру. Найчастіше у вогнетривких неформованих матеріалах як зв'язку використовують глиноземисті цементи, що мають нижчу вартість та підвищені технологічні властивості порівняно з органічними або іншими неорганічними в'язучими матеріалами. Варіації фазового складу в'язучого матеріалу в визначеному діапазоні дозволяє досягти матричного спорідненості із заповнювачем, надає готовому матеріалу підвищеної міцності, низької пористості, вогнетривкості, зниженого розміцнення при високих температурах, термостійкості, стійкості до дії агресивних середовищ.

З аналізу сучасної наукової та патентної літератури щодо одержання нових видів та складів вогнетривких цементів, представляє інтерес та дозволяє вирішити екологічні проблеми дослідження ресурсозберігаючої технології глиноземистих цементів та бетонів на основі композицій, які містять гідралічно активні алюмінати кальцію у поєднанні з тугоплавкими шпінельними сполуками нікелю та кобальту, які базуються на переважному вигідному співіснуванні заданої комбінації фаз у будові чотирикомпонентної системи $\text{CaO} - \text{Al}_2\text{O}_3 - \text{CoO} - \text{NiO}$.

Дослідження розглядає напрямок створення нових видів вогнетривких в'язучих матеріалів при часткової або повної заміні оксидних складових, наприклад, заміна оксиду кальцію на інші оксиди двовалентних елементів з більш високою температурою плавлення, що сприяє додатковому утворенню шпінельних сполук. Обов'язково, при дослідженні сучасних ресурсозберігаючих технологій, з використанням відходів в якості вихідної сировини звернути увагу на питання, що стосуються стабільності показників відходу за хімічним і речовинним складом. Тому необхідно контролювати хімічний і речовинний складом та кількість використаних відходів, а також враховувати, що кожен вид комплексної сировини має свою певну економічну і технічну сферу застосування [3].

Для отримання глиноземистих цементів можливо провести заміну алюмінійвмісного компоненту на аналогічні за своїм складом відходи носіїв каталізаторів, що використовуються на підприємствах хімічної галузі промисловості для очищення викидних газів і різних вуглеводнів та містять понад 70 мас. % Al_2O_3 , такі відходи містять у своєму складі оксиди кобальту та нікелю. Ймовірність утворення сполук кобальту та нікелю при термічній обробці таких відходів з метою отримання глиноземистих цементів, а також співіснування або взаємодія таких сполук з

алюмінатами кальцію зумовлюють необхідність розгляду чотирикомпонентної оксидної системи $\text{CaO} - \text{Al}_2\text{O}_3 - \text{CoO} - \text{NiO}$. За допомогою комплексу фізико-хімічних методів аналізу проведено дослідження відпрацьованих носіїв каталізаторів та відходів водоочищення та встановлено, що вони можуть використовуватися для синтезу глиноземистого цементу, як вихідні алюмінійвмісні компоненти, за рахунок вмісту Al_2O_3 (87 мас. %).

Таким чином, за результатами проведених досліджень встановлено можливість, на основі глиноземистого цементу, отриманого з шламу водоочищення і відбракованого каталізатору, виробляти бетони на основі різних наповнювачів з високими експлуатаційними характеристиками, для виготовлення вогнетривких виробів високотемпературних агрегатів різноманітних галузей промисловості, що також вирішує екологічно важливі завдання по масштабної утилізації широкого асортименту відходів.

Література

1. Шабанова Г.Н. Барийсодержащие тугоплавкие материалы специального назначения: монография. / Г.Н. Шабанова, С.М. Логвинков, А.Н. Корогодская, и др. – Харьков, 2018. – 292 с.
2. Logvinkov, S.M., Shabanova, G.N., Korohodska, A.N. and Khrystych E.V. Modified alumina cemen twith high service properties / China'sRefractories., (2016), 25 (4): 1-5.
3. Основи екології: Підручник /Г.О. Білявський, Р.С. Фурдуй, І.Ю. Костіков. – К.:Либідь, 2005.-408 с.

Цапко Ю. Л., д-р біол. наук;

Калініченко В. М., ст. наук. співр.

*Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені
О.Н. Соколовського», м. Харків, Україна*

Цапко Н. С., канд. техн. наук, доц.

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

ВІДНОВЛЕННЯ ОСУШЕНИХ ЗАПЛАВНИХ ҐРУНТІВ ВИВІЛЬНЕНИХ ВІД ЗАТОПЛЕННЯ ЧЕРЕЗ КАТАСТРОФІЧНУ РУЙНАЦІЮ ГРЕБЛІ КАХОВСЬКОЇ ГЕС

Найбільша в історії техногенна катастрофа в Європі зумовленою підривом росіянами греблі Каховської ГЕС 06 червня 2023 року призвела до обміління Каховського водосховища та ріки Дніпро, у якому рівень води впав на 5-6 м. У Дніпропетровський та Запорізький областях екологічне лихо супроводжувалося відтоком величезної кількості води з Каховського водосховища площа водної поверхні якого сягала станом на 5 червня 2023 р. 2155 км², а об'єм води був майже 18,2 км³, для порівняння найбільше озеро в Європі Балатон (Угорщина) має площу водної поверхні 592 км² з об'ємом води біля 1,9 км³. З відходом вод оголилися острови та ґрунти Дніпровських заплав, Нікопольських плавнів насамперед Великого Лугу, та малих річок і потічків Каховського водосховища, спонтанно було осушено сотні тис га заплавних ґрунтів, серед яких до затоплення в 1956 році були й Дніпровські плавні з унікальними за родючістю ґрунтами, біля 257 тис. га.

За сутністю утворилися мезо- та мікро- ландшафти з нестійким зволоженням де через відсутність дренажних споруд з водовідведення (траншей, каналів та потічків, шлюзів і т. ін.) утворилися екологічно вразливі нестійкі осушені заплавні ґрунти, на яких ведення традиційної сільськогосподарської, лісової, рекреаційно-туристичної, природоохоронної діяльності доволі ускладнено. Проблеми використання земель які оголилися після відтоку вод додаються й через величезну кількість нерозірваних вибухонебезпечних предметів (авіабомб, мін, ракет, снарядів тощо) які опинилися як на земній поверхні назовні так і під поверхнею ґрунту, останнє є особливо небезпечним. Оголення цвинтарів та розмив поховань яким понад 65-70 років, худобо могильників, поховань біля церков та храмів несе певну екологічну загрозу з погляду на поширення інфекційних захворювань як для людей так і для тварин, птиці, водної фауни тощо.

На сайті Національної академії наук (НАН) України від 20-го липня 2023 року опубліковано матеріали фахівців Українського гідрометеорологічного Інституту Держслужби з надзвичайних ситуацій та НАН України про те, що Каховського водосховища більше не існує. Зараз із загальної площі дзеркала поверхні цієї найбільшої в Європі водойми залишилося лише 261,1 км², це становить 12,7% від його початкової площі. Крім того, відновлене русло Дніпра займає площу 120,9 км². Також зауважено, що 24 червня можна вважати датою переходу від осушення до початку відновлення природного стану території Каховського водосховища. Втім наголошено, імовірність того, що територія може повністю відновитися, дуже мала. Це зумовлюється такими факторами впливу, як сучасні зміни клімату, повне знищення ґрунтового покриву та зменшення стоку (як наслідок підриву греблі Каховської ГЕС), невеликих потічків, каналів та ставків.

Залуження ґрунтів, які зазнали осушення внаслідок підриву греблі Каховської ГЕС, на територіях де не ведуться активні бойові дії, доцільно здійснювати шляхом впровадження ландшафтно-адаптованої організації території (контурно-фітомеліоративне луківництво, луко-пасовищне господарювання, овочівництво та у фітоенергетичному напрямку).

Запорукою ефективного залуження заплавних ґрунтів є найбільш важливі принципи, які забезпечують функціонування заплавних земель як екологічно-стійких та високопродуктивних об'єктів:

- проведення комплексного агроекологічного моніторингу за станом заплавних земель;
- обов'язкове дотримання диференційованого підходу до використання заплавних ґрунтів, в залежності від умов їх залягання, природних властивостей, біосферних функцій та соціальних потреб;
- впровадження культурного сінокісного та обмежено-регульованого пасовищного напрямків використання заплав;
- запровадження системи контурно-фітомеліоративного луківництва, яка полягає у підборі сумішок лучних трав, найбільш адаптованих до конкретних ґрунтово-гідрологічних умов окремих заплавних ділянок;
- включення фітоенергетичного напрямку «зеленої енергетики» в заплавному землекористуванні;
- раціональне поєднання природоохоронного напрямку використання заплавних земель із створенням заповідників, зон рекреаційного та туристичного призначення із луківництвом та пасовищним господарством;

- ренатуралізація деградованих, малопродуктивних гідроморфних заплавних ґрунтів зі створенням болотних та лісо-чагарникових угідь.

Вищезазначені напрямки використання заплавних земель відповідають особливостям ґенези заплавних ґрунтів та гармонійно поєднуються із їх функціями у ландшафті річкових долин.

Проведення заходів з поверхневого та докорінного поліпшення заплавних луків дозволить створити надійний «зелений конвеєр» відгодівлі тварин та сінозаготівлі. Саме для невеликих господарств з тваринницьким спрямуванням (свинарство, козівництво, вівчарство, відгодівля телят) та стимулювання птахівництва доцільно використовувати сіяні лучні травостої на підвищених елементах рельєфу з недопущенням вимокання сіяних трав від паводкових вод та підтоплення.

Реанімацію та рекультивацію мілітарно деградованих заплавних ґрунтів проводять після детального обстеження території на наявність мін та нерозірваних боєзарядів. Розмінування є найскладнішим і найтривалішим заходом, який на деяких вщент зруйнованих ґрунтах може затягнутися на довгі роки. Аналізуючи цю складну ситуацію стає зрозумілим, що на грубо рекультивованих заплавних ґрунтах терміново необхідно застосовувати заходи з активізації процесу ґрунтоутворення, його біологічного фактору, покращення вуглець-секвестральної здатності, які сприяють розвитку ґрунтових процесів самовідтворення їх родючості, а відтак і забезпеченню поступового відновлення родючості мілітарно деградованих заплавних ґрунтів.

Кабінет міністрів України погодив експериментальний проект відбудови Каховського гідровузла, після руйнування греблі Каховської ГЕС, рішення уряду від 18 липня 2023 року. Погоджено пропозицію «Укргідроенерго» щодо реалізації експериментального проекту з відновлення, який розраховано на два роки.

Відновлення передбачає здійснення проектувальних робіт та будівництво окремих споруд, необхідних для стабільної роботи Дніпровської ГЕС під час подальших відновлювальних робіт на Каховський ГЕС. Експериментальний проект передбачає, зокрема, на першому етапі: - проектування тимчасових гребель верхнього та нижнього б'єфів Каховського гідровузла. Б'єф - ділянка шлюзованого водного шляху, яка розташована між двома греблями. Б'єф верхній розташований біля верхнього урізку води з відповідною греблею. Б'єф нижній ділянка шлюзу біля нижнього урізку води, з нижньою греблею. Терміново передбачається здійснення будівництва та підсилення окремих споруд пропуску нижнього б'єфу Дніпровської ГЕС.

Другий етап передбачає проектування та роботи вже після деокупації території Каховської ГЕС, заплановано здійснити:

- обстеження, демонтаж зруйнованих споруд та конструкцій Каховського гідровузла;
- розробка проекту будівництва Каховської ГЕС;
- будівництво тимчасових гребель верхнього та нижнього б'єфів Каховського гідровузла.

Фінансування заплановано здійснити за рахунок коштів ПрАТ «Укргідроенерго», кредитних коштів та коштів не заборонених законодавством.

Чумаченко С. М., д-р техн. наук, ст. наук. співвр.;

Мошенський А. О., канд. техн. наук;

Карпенко М. І., аспірант

Національний університет харчових технологій, м. Київ, Україна

ПІДХОДИ ДО ВИБОРУ ОПТИМАЛЬНОЇ БАЗИ ДАНИХ ДЛЯ СТВОРЕННЯ ПРОГРАМНО-АПАРАТНОГО КОМПЛЕКСУ ВИЯВЛЕННЯ НЕБЕЗПЕЧНИХ ХІМІЧНИХ РЕЧОВИН

Вступ

Організація мережі екологічного моніторингу в умовах військової агресії РФ потребує проведення цілого ряду досліджень, серед яких окремо слід виділити вибір бази даних, що буде використовуватися для збору результатів моніторингу небезпечних хімічних речовин в зоні ведення бойових дій .

За час проведення дослідження різних варіантів датчиків, сенсорної бази, процесорів, окремо постала необхідність у виборі бази даних (БД) для найкращого поєднання з радіо модулем безпроводної сенсорної мережі (БСМ) (див. рис. 1). В цій роботі представлені результати аналізу можливого використання існуючих БД та їх підключення до радіо модулів ESP8266.

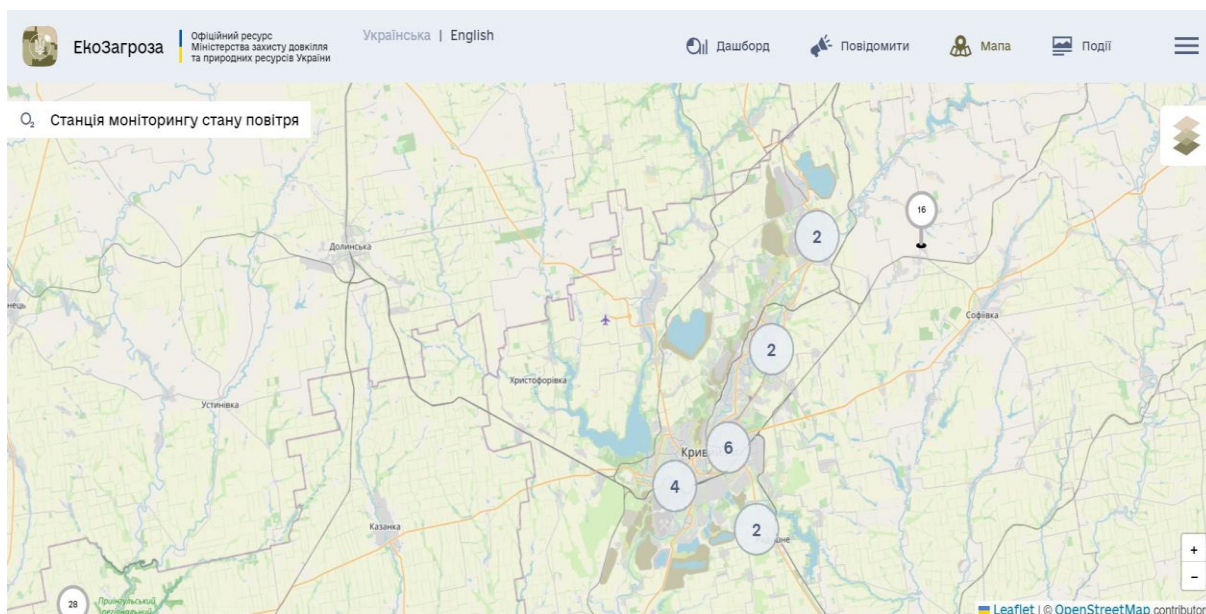


Рисунок 1 – Розташування БСМ моніторингу повітря в м. Кривий Піж

Матеріали і методи. При проведенні досліджень використовувалися такі методи:

1) методи аналізу та елементарного теоретичного синтезу; 2) методи групування; 3) системного аналізу. Був проведений огляд та порівняльний аналіз інформації з наукових статей, досліджень та технічної документації, які були знайдені, зокрема, у відкритих інтернет джерелах.

Результати. Сучасні БД у порівнянні з іншими відомими рішеннями (Google Sheets, сховища даних, пряме зберігання на IoT пристроях) мають ряд переваг:

- структуроване зберігання даних моніторингу;
- пошук і фільтрація екологічної інформації;
- безпека дозволів доступу до інформації;
- масштабованість та цілісність даних екологічного моніторингу.

Складність вибору БД для поєднання з радіо модулем полягає у наступних критеріях: 1) сумісності, 2) швидкодії, 3) безпеки, 4) вартості. Нижче дамо характеристику цих критеріїв:

Сумісність полягає у використанні API інтерфейсу для з'єднання модуля через мережу Internet, даний спосіб вирішує проблему безпеки (пряме з'єднання складніше зробити безпечним).

Швидкодія полягає у можливості обробляти велику кількість даних та в працездатності БД на сервері.

Критерій вартості полягає у різноманітності планів та тарифів, які пропонуються різними БД. Часто безкоштовні тарифні плани призначені лише для ознайомлення з сервісами і не надають навіть мінімальних потужностей або обмежені в інструментарії.

В ході дослідження було проаналізовано найбільш ефективні в підключенні до радіо модулів БД з відкритим кодом: 1) MySQL; 2) PostgreSQL; 3) MongoDB; 4) Redis; 5) InfluxDB.

Було встановлено, що кожна з перелічених БД є розумним вибором для реалізації проекту, особливо Influx, яка спеціалізується на часових рядах. Для кожної БД зручно налаштовувати інтерфейс для відображення діаграм та графіків. Основна різниця між ними полягає в їх ліцензіях, планах підтримки та деяких інших особливостях.

У результаті було виявлено, що ефективність швидкодії MySQL не сильно поступається іншим БД в обробці екологічних даних та її можливість працювати навіть на малопотужному сервері є великим бонусом до фінансової складової проекту, іншим бонусом є безкоштовність та поширеність даної СУБД (на більшості серверах базовою БД є MySQL).

Для проведення дослідження було використано безкоштовну багатоплатформену збірку вебсервера з відкритим кодом XAMPP, безкоштовних хостинг 000Webhost.com, базу даних MariaDB (відгалуження MySQL з відкритою ліцензією) та модуль Node MCU ESP8266.

Висновки

За результатами проведених досліджень, на сьогоднішній день для створення БСМ екологічного моніторингу якості повітря в зоні збройного конфлікту оптимальним вибором є використання бази даних MySQL+API.

Література

1. Чумаченко С.М., Яковлев Є.О., Пиріков О.В., Парталіян А.С. Особливості реалізації мережі екологічного моніторингу бойових дій для Збройних Сил України / Журнал Екологічна безпека та природокористування. Том 42. Випуск 2. С. 23-34.
2. Eyada, M. M., Saber, W., El Genidy, M. M., & Amer, F. (2020). Performance evaluation of IoT data management using MongoDB versus MySQL databases in different cloud environments. IEEE access, 8, 110656-110668.
2. Bell, C., & Bell, C. (2020). MySQL and Arduino: United at Last!. Beginning Sensor Networks with XBee, Raspberry Pi, and Arduino: Sensing the World with Python and MicroPython, 475-555.
3. Abdulkadhim, E. G. (2021, February). Design and develop an attendance system based on fingerprint and arduino board. In Journal of Physics: Conference Series (Vol. 1804, No. 1, p. 012011). IOP Publishing.
4. Elumalai, G., & Ramakrishnan, R. (2020). A novel approach to monitor and maintain database about physiological parameters of (Javelin) athletes using Internet of Things (IoT). Wireless Personal Communications, 111(1), 343-355.
5. Asabere, P., Sekyere, F., & Ofosu, W. K. (2020). Wireless biometric fingerprint attendance system using Arduino and MySQL database. International Journal of Computer Science, Engineering and Applications (IJCSEA) Vol, 9.

Шакірманова Ж. Р., д-р геогр. наук, проф.;

Шевченко О. П., магістр

Одеський державний екологічний університет, м. Одеса, Україна

ВИЗНАЧЕННЯ ХАРАКТЕРИСТИК МАКСИМАЛЬНОГО СТОКУ ВЕСНЯНОГО ВОДОПІЛЛЯ РІЧОК БАСЕЙНУ ДЕСНИ ТА ЛІВОБЕРЕЖЖЯ СЕРЕДНЬОГО ДНІПРА

Актуальність. У гідрологічному режимі більшості рівнинних річок України й зокрема басейну р. Десна і лівих приток Середнього Дніпра, весняне водопілля відноситься до характерної багатоводної фази. Весняне водопілля супроводжується підйомом рівня води та виходом її у заплаву.

В умовах змін клімату й водного режиму весняного водопілля річок для раціонального використання водних ресурсів важливою є задача прогностичної оцінки характеристик максимального стоку за сучасними прогностичними методами, зокрема методикою територіальних довгострокових прогнозів максимальних витрат води весняного водопілля, яка реалізована у програмних комплексах [1].

Реалізація методики територіальних довгострокових прогнозів максимальних витрат води весняного водопілля [1] ускладнюється необхідністю розрахунку величини середньобагаторічної величини максимального модуля весняного водопілля. За відсутності даних спостережень за стоком води річок середньобагаторічні величини максимального модуля весняного водопілля можуть бути визначені за методикою, яка спирається на модель типового редуційного гідрографа водопілля.

Об'єкт дослідження. Максимальний стік весняного водопілля річок басейну Десни та лівобережжя Середнього Дніпра.

В роботі використані матеріали багаторічних гідрометеорологічних спостережень на станціях і постах системи Державної гідрометеорологічної служби України: характеристиками весняних водопіль і морфометричними характеристиками водозборів

Мета роботи - визначення характеристик максимального стоку весняного водопілля річок басейну Десни та лівобережжя Середнього Дніпра.

Результати дослідження. Визначення середньобагаторічних характеристик максимального стоку весняного водопілля річок басейну Десни та лівобережжя Середнього Дніпра здійснюється в методі територіальних довгострокових прогнозів

характеристик весняного водопілля рівнинних річок, що базується на передчасному визначенні типу водності весни за комплексом гідрометеорологічних факторів та встановленні регіональних залежностей максимальних витрат води і шарів стоку весняного водопілля (для опорних водозборів) від сумарного надходження талодощових вод [1]. При цьому в роботі на основі методики, яка спирається на модель типового редуційного гідрографа водопілля Є.Д. Гопченка і В.А. Овчарук [2] здійснено визначення середньобогаторічних величин максимальних модулів весняного водопілля річок басейну Десни та лівобережжя Середнього Дніпра, як:

- за наявності часових рядів стокових спостережень за статистичними середньобогаторічними величинами максимальних витрат води водопілля;
- за відсутності часових рядів стокових спостережень за моделлю типового редуційного гідрографу весняного водопілля за рівнянням Є.Д.Гопченка і В.А.Овчарук [2]

$$q_0 = q'_0 \psi(t_p/T_0) \varepsilon_F * r, \quad (1)$$

де q_0 – середньобогаторічний модуль максимального стоку, $\text{м}^3/(\text{с}\cdot\text{км}^2)$;

q'_0 – середньобогаторічний модуль максимальної витрати води схилового припливу, $\text{м}^3/(\text{с}\cdot\text{км}^2)$;

$\psi(t_p/T_0)$ – трансформаційна функція розпластування повеневих хвиль під впливом руслового добігання;

ε_F – коефіцієнт русло-заплавного регулювання;

r – коефіцієнт трансформації водопіль під впливом озер і водосховищ руслового типу.

Середньобогаторічний модуль максимальної витрати води схилового припливу q'_0 в (1), визначається в рамках редуційних гідрографів за рекомендаціями [1].

Для розрахунку трансформаційної функції розпластування повеневих хвиль під впливом руслового добігання $\psi(t_p/T_0)$ в (1) необхідно обрати формулу для розрахунку $\psi(t_p/T_0)$ річок басейну Десни та лівобережжя Середнього Дніпра при встановленому співвідношенні t_p/T_0 .

З цією метою в роботі розрахована тривалість руслового добігання t_p , год за формулою:

$$t_p = L/V_{\partial}, \quad (2)$$

де гідрографічна довжина водотоку L , км (відстань від найдальшої точки водозбору) змінюється від мінімальних 2 до максимальних 702 км. За відсутності даних про гідрографічну довжину водотоку вона визначається по залежностях від площ водозборів річок F . Вигляд залежності $L = f(F)$ показаний на рис. 1.

Швидкість добігання V_{∂} , км/год в (2) визначена за формулою

$$V_{\partial} = a_2 * F^{\alpha_2} * I^{0,33}, \quad (3)$$

де a_2 – швидкісний параметр становить для річок басейну Десни (Полісся) 1,27 та для річок лівобережжя Середнього Дніпра (Лісостепова географічна зона) – 1,38 (за табл. 1 [1]);

α_2 - параметр становить для річок басейну Десни (Полісся) 0,12 та для річок лівобережжя Середнього Дніпра (Лісостепова географічна зона) – 0,14 (за табл. 1 [1]).

Таблиця 1 – Значення параметрів a_2 і α_2

Географічна зона	a_2	α_2
Полісся	1,37	0,12
Лісостепова	1,51	0,17

Середньозважений ухил річки I , ‰ в (3) змінюється для річок території від 0,1 ‰ до 23,0 ‰. За відсутності даних про середньозважені ухили річок можна визначити в залежності від площ водозборів $I = f(F)$. Вигляд залежності $I = f(F)$ показаний на рис. 2.

Таким чином, одержані значення швидкості добігання V_{∂} , км/год за формулою (3) змінюється від 1,93 км/год до 5,11 км/год.

В свою чергу розрахована тривалість руслового добігання t_p , год за формулою (2) змінюється від 0,52 год до 320 год, а в середньому становить 47,8 год.

Визначення тривалості силового припливу T_0 доволі складне і виконано авторами роботи [1]. Її значення змінюються для річок розглядуваної території від 248 год до 1429 год, а в середньому становить 580 год. Таким чином, для річок

басейну Десни та лівобережжя Середнього Дніпра визначене співвідношення t_p/T_0 , яке дорівнює 0,086, тобто величина t_p знаходиться в межах $0 < t_p < T_0$.

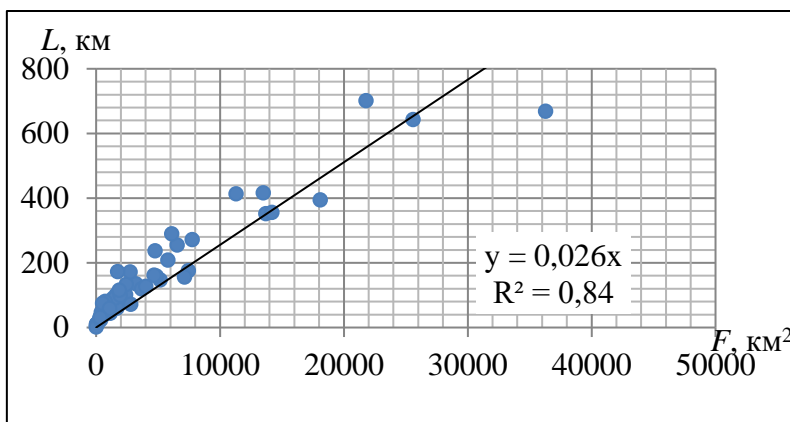


Рисунок 1 – Залежність $L = f(F)$ для річок басейну Десни та лівобережжя Середнього Дніпра

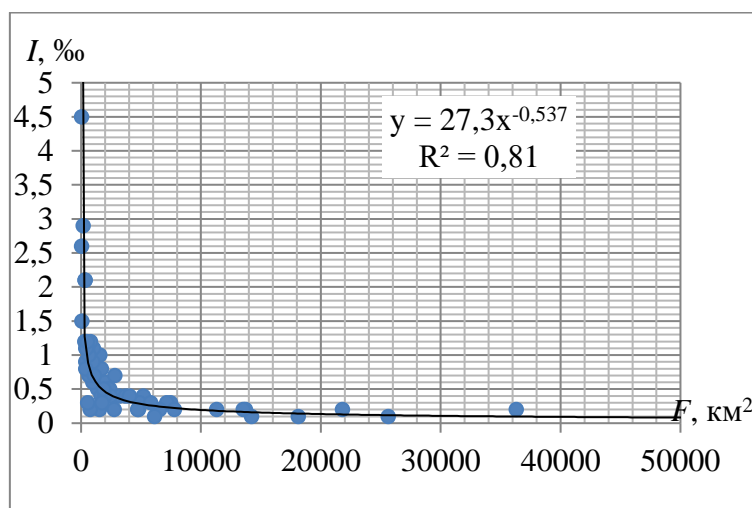


Рисунок 2 - Залежність $I = f(F)$ для річок басейну Десни та лівобережжя Середнього Дніпра

В такому разі розрахункова формула для визначення трансформаційної функції розпластування повеневих хвиль під впливом руслового добігання $\psi(t_p/T_0)$ в (1) встановлюється за рівнянням:

- при $0 < t_p < T_0$

$$\psi(t_p/T_0) = 1 - \frac{m+1}{(n+1)(m+n+1)} \left(\frac{t_p}{T_0} \right)^n, \quad (4)$$

де t_p – тривалість руслового добігання, год;

m – показник степені у рівнянні кривої ізохрони ($m=1,0$);

n – показник степені у рівнянні кривої припливу поверхневих вод ($n=0,14$).

Коефіцієнт русло-заплавного регулювання ε_F в (1) визначений за формулою в залежності від розмірів водозборів F , км²

$$\varepsilon_F = e^{-0,18 \cdot \lg(F+1)}. \quad (5)$$

Його величини змінюються для річок басейну Десни та лівобережжя Середнього Дніпра від 0,44 до 1,00.

Коефіцієнт трансформації максимального стоку весняного водопілля під впливом озер і водосховищ руслового типу r в (1) визначений за формулою

$$r = 1/(1 + Cf'_{оз}), \quad (6)$$

де $f'_{оз}$ – середньозважена озерність;

C – емпіричний коефіцієнт, який визначений за величиною Y_0 за табл.2 для кожного водозбору річки [1].

Таблиця 2 – Значення коефіцієнта C

Y_0 , мм	>100	99-50	49-20	<20
C	0,2	0,25	0,35	0,40

Визначені за моделлю типового редуційного гідрографа водопілля в (1) середньобаторічні величини максимального модуля весняного водопілля $q_{0\text{розр.}}$, м³/(с·км²) для річок басейну Десни та лівобережжя Середнього Дніпра змінюються від 0,012 м³/(с·км²) до 0,255 м³/(с·км²).

Графік збіжності розрахункових середньобаторічних величин максимального модуля весняного водопілля q_0 , м³/(с·км²) для річок басейну Десни та лівобережжя Середнього Дніпра, визначений за моделлю (1) та їх статистичних величини, залучених з даних Державного водного кадастру представлений на рис. 3.

Збіжність максимальних модулів стоку весняного водопілля річок басейну Десни та лівобережжя Середнього Дніпра показала, що розрахункові величини максимальних модулів нижчі за статистичні середньобаторічні їх величини на 10%.

Застосування методики для розрахунку середньобагаторічних величин максимальних модулів весняного водопілля річок виконано авторами при реалізації методу територіальних довгострокових прогнозів максимальних витрат води в басейні р. Десна та лівобережжя Середнього Дніпра [3].

При цьому основою для довгострокового прогнозування характеристик максимального тало-дощового стоку рівнинних річок є регіональні залежності модульних коефіцієнтів шарів стоку чи максимальних витрат води від сумарних запасів води в сніговому покриві та весняних опадів. Такі характеристики виражені відносно їх середніх значень за багаторічний період. Попередня оцінка водності максимального тало-дощового стоку здійснюється при використанні методу дискримінантного аналізу за сполученням гідрометеорологічних чинників. Величини шарів стоку чи максимальних витрат води прогнозуються за регіональними залежностями при визначенні середніх багаторічних величин максимальних витрат (модулів) води за запропонованою в роботі моделлю типового редуційного гідрографа водопілля.

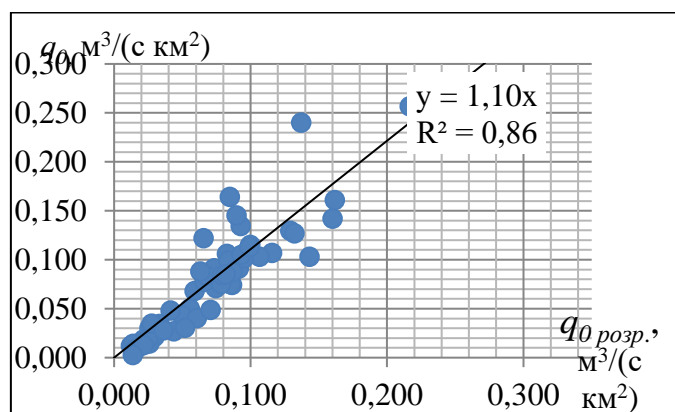


Рисунок 3 – Збіжність розрахункових максимальних модулів стоку весняного водопілля та їх статистичних величин річок басейну Десни та лівобережжя Середнього Дніпра

Висновок

Враховуючи, що точність визначення максимальних витрат води весняного водопілля та дощових паводків за даними СНІП 2.01.14-83 становить 20 %, можна зробити висновок, що методика, яка спирається на модель типового редуційного гідрографа водопілля (при точності 10%) може бути використана для розрахунку середньобагаторічних величин максимальних модулів весняного водопілля річок басейну Десни та лівобережжя Середнього Дніпра. Запропонована методика реалізована в методі територіальних довгострокових прогнозів максимальних витрат води річок за відсутності даних спостережень за стоком води на них.

Література

1. Zhannetta Shakirzanova, Anhelina Dokus, Territorial long-term forecasting of hydrological characteristics of spring floods of lowland rivers. Editor(s): Sughosh Madhav, Shyam Kanhaiya, Arun Srivastav, Virendra Singh, Pardeep Singh, Ecological Significance of River Ecosystems, Elsevier, 2022, Chapter 17. Pages 325-350. ISBN 9780323850452
<https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85045-2.00020-0>
2. Гопченко Е.Д., Овчарук В.А. Формирование максимального стока весеннего половодья в условиях юга Украины. ТЭС, Одесса, 2002, 110 с.
3. Шакірманова Ж. Р., Перевозчиков І. М., Шевченко О. П. Застосування методу територіальних довгострокових прогнозів для визначення максимальних витрат води в умовах формування весняного водопілля 2022-2023 року в басейні р. Десна. *Український гідрометеорологічний журнал*, 2023, № 31. С. 5-21.
<https://doi.org/10.31481/uhmj.31.2023>

Шестопал А. С.;

Радомська М. М., канд. техн. наук, доц.

Національний авіаційний університет, м. Київ, Україна

ПОРІВНЯЛЬНИЙ АНАЛІЗ СУЧАСНИХ МЕТОДІВ УТИЛІЗАЦІЇ МЕТАНУ ЯК ПАРНИКОВОГО ГАЗУ

Проблема парникових газів, перш за все вуглекислого газу (CO_2) та метану (CH_4), є одним з найважливіших екологічних викликів, що стоїть перед сучасним світом. Ефективне управління кліматичною ситуацією можливе не лише за умови скорочення викидів цих газів, а й за обов'язкового зменшення вмісту парникових газів, що вже присутні в атмосфері.

Пошук методів уловлення та утилізації парникових газів починається вже в середині 20-го століття, коли з'явилися перші наукові підтвердження впливу діоксиду карбону та метану на клімат. Проте, на той час технології та процеси, які допомогли б істотно знизити викиди парникових газів чи їх вміст у атмосфері ще тільки починали з'являться. Лише у 1990-х роках були створені перші демонстраційні проекти вловлювання і зберігання CO_2 , а в 2000-х роках розпочались більш масштабні ініціативи, які серед іншого пропонували методи конверсії.

Хоча, сучасні методи уловлення та утилізації парникових газів є досить ефективними, вони все ще потребують подальшого розвитку та вдосконалення. Проблемою є економічна ефективність, високі витрати на впровадження нових технологій, що підвищує необхідність підтримки відповідних регуляторних механізмів та політичної волі. Однак, методи та підходи до знешкодження та ефективного використання парникових газів продовжують розвиватися, а глобальний інтерес у боротьбі зі зміною клімату стає все більшою мотивацією для впровадження екологічно чистих технологій та підходів.

Найбільш перспективними та впровадженими методами поводження з парниковими газами є уловлювання на певному етапі їх генерації виробничими потужностями, біологічна фіксація з подальшою утилізацією та конверсія у комерційно цінні сполуки. Важливою перевагою даних підходів є можливість їх впровадження на підприємствах різних галузей (електростанціях, промислових підприємствах та у сільському господарстві), що вже було продемонстровано у США та країнах Європейського Союзу. У відповідності до принципів сталого розвитку, саме ці методи

покращують якість навколишнього середовища на довгий термін та сприяють збереженню природних ресурсів. У табл. 1 наведено порівняння даних методів за технологічними та економічними показниками.

Порівняння представлених методів демонструє їх принципову відмінність та спрямованість: методи першої групи є на даний момент найбільш впровадженими через їх придатність до адаптації під великі промислові підприємства і дає результат в частині зменшення наступних викидів за рахунок інвестицій підприємств-джерел парникових газів. Біоконверсія є надійним природним процесом, який охоплює ті обсяги, які вже надійшли у атмосферу і працює над зменшенням існуючих проблем. Проте цей комплекс методів є повільнішим, ніж темпи поповнення збільшення вмісту парникових газів у довкіллі. Методи хімічної конверсії газів мають переваги обох попередніх підходів, тобто є придатними до впровадження на підприємствах-генераторах викидів і можуть забезпечити зменшення вже наявних у атмосфері метану і діоксиду карбону.

Таблиця 1 – Порівняння основних підходів до поводження з парниковими газами

Основні показники	Уловлення техногенного діоксиду вуглецю	Біологічне спалення CO ₂	Хімічна конверсія парникових газів
Суть технології	При уловлюванні CO₂ до спалення палива , CO ₂ перетворюється в паливо та використовується в подальшому для виробництва добрив та водню. При вловлюванні CO₂ після спалення палива здійснюється відокремлення CO ₂ , очищення з використанням аміаку та подальше використання як чистого продукту у інших галузях (аміак відновлюються та повторно використовуються).	Культивування біомаси, яка фіксує CO ₂ з атмосфери, продовжується її використанням для виробництва палива або захороненням.	Перетворення CH ₄ та CO ₂ на речовини, які мають комерційну цінність або можуть використовуватись у хімічному синтезі. Перетворення здійснюється за допомогою спеціально підібраних каталізаторів в умовах, що підвищують реакційну здатність сполук.
Обладнання	Абсорбер, де виконується очистка амінів та діоксиду вуглецю. Контактори,	Живі організми або біологічні системи та площі для	Реакційні установки, трубчасті печі, для подачі тепла або джерела

	колони для змішування газу з рідким розчинником. Колони та фільтри для подальшої обробки, відокремлення продуктів та зберігання.	виращування або культивування. Обладнання для переробки біомаси, наприклад, виробництва біодизелю або піролізу.	випромінювання, системи зберігання.
Матеріали та реагенти	Для уловлення CO₂ до спалення: окиснювач (кисень), абсорбенти. Для уловлення CO₂ після спалення: розчинники (аміни, аміак, тощо).	Рослини, водорості, мікроорганізми та ґрунт.	У ролі окиснювача використовується кисень. Абсорбенти CO ₂ , реактор абсорбції та регенерації, де відбувається весь процес. Під час процесу регенерації відновлюються абсорбенти.
Час	Для процесу після спалення - від декількох годин до декількох днів, що є відносно коротким терміном. Для процесу до спалення: технологія складніша і займає період, що вимірюється тижнями.	Цей процес залежить від того, як швидко відбудеться органічна реакція, тобто швидкість приросту біомаси.	Тривалість визначається технологією, тобто кількістю процесу, а також рушійними силами процесу - підведенням тепла, випромінюванням або каталізаційною системою. Загалом тривалість вимірюється годинами.
Вартість переробки	Процес як і реагенти є витратними. У середньому, від сотні доларів за тонну переробленого CO ₂ .	Оскільки фіксація CO ₂ ударному випадку відбувається за рахунок природних процесів, то вартість переробки буде визначатись суттю наступних етапів - захоронення, виробництво біодизеля або піролізу, останній очевидно є більш вартісним.	Використані каталізатори, такі як нікелеві або платинові матеріали, можуть бути дорогими та піддаються деградації з часом. Підтримання і заміна каталізаторів впливають на загальну вартість процесу, але потреба у цьому виникає нечасто.
Обмеження для застосування	Ураховуючи те, що процес може займати кілька днів, для великих підприємств це становить	Природні процеси перетворення CO ₂ на біомасу характеризуються відносно повільним	Продуктивність процесу значною мірою залежить від вдалого підбору каталізатора, тривалості обробки та інших фізичних

	проблему, адже потрібно постійно обробляти та зберігати CO ₂ , для цього потрібна безперервна робота та установки. Ці методи можуть уловлювати до 85-95% CO ₂ .	протіканням, особливо у випадку деревини. Крім цього, постає питання виділення площ під такі насадження. Вирощування водоростей для виробництва біодизелю потребує менших площ, але піднімає питання утилізації залишкової біомаси.	параметрів процесу. Передчасне старіння та забруднення каталізатора знижує його активність та ефективність конверсії.
Продукти реакції	Основний продукт - чистий вуглекислий газ, який може застосовуватись у харчовій та інші галузях, або направлятись на зберігання у геологічні формації.	Деревина, біовугілля, біодизель або синтез-газ.	водень, метанол та інші оксигенати, які мають комерційну цінність

На жаль, на даний момент універсальних методів конверсії, які утилізували б одночасно кілька парникових газів, перш за все CO₂ та CH₄, не розроблено. А серед основних газів саме метан має потенціал для утворення більшої кількості цінних хімічних сполук.

Наступним етапом даного дослідження було порівняння методів конверсії саме цієї сполуки: метод сухого риформінгу метану в синтез-газ, каталітична конверсія метану з водяною парою та парова конверсія метану. Ці методи вже зараз застосовуються у реальних виробничих умовах і вирішують крім питання контролю парникових викидів ще й проблему безпечності виробничого середовища.

У процесі сухого реформінгу метану в синтез-газ. CH₄ реагує з вуглекислим газом за підвищеної температури у присутності каталізатора. Утворений синтез-газ можна використовувати в хімічній промисловості як прекурсор для інших сполук або як паливо.

Для порівняння ефективності зазначених методів була проведена бальна оцінка за шкалою від 1 до 5 балів, де 1 бал відповідає найменш сприятливому для впровадження значенню параметра (табл. 2). За сумою отриманих балів найбільш

перспективною є метод парової конверсії, серед основних переваг якої є відносно низька вартість та швидкість проведення технологічних операцій.

Таблиця 2 – Порівняльна таблиця методу сухого риформінгу метану в синтез-газ, каталітична конверсія метану з водяною парою та парова конверсія метану.

Оцінка / Методи	Сухий риформінг в синтез-газ	Каталітична конверсія метану з водяною парою	Парова конверсія метану
Матеріали та реагенти	2	2	4
Обладнання	3	1	3
Продукти реакції	5	5	2
Час переробки	4	4	4
Вартість	2	2	5
Обмеження у застосуванні	3	2	4
Сумарна оцінка	19	16	22

Для реалізації потенціалу методу парової конверсії метану необхідно провести дослідження практичних аспектів переведення даної технології на виробничий рівень, зокрема важливою задачею є підбір каталізаторів та параметрів реакційного середовища, що уможливають розміщення установок конверсії на підприємствах-генераторах викидів метану.

Література

1. Вязовик В.М., Починок В.В., Шинкаренко Д.Ю. Класифікація технологій утилізації діоксиду вуглецю в умовах економіки замкнутого циклу // Вісник Черкаського державного технологічного університету. – 2021. – №2. – С. 82-102.
2. Karogov A, Shtyka O, Ciesielski R, Kedziora A, Maniukiewicz W, Szykowska-Jozwik M, Madeniyet Y, Maniecki T. (2023). Effect of CaO, Al₂O₃, and MgO supports of Ni Catalysts on the formation of graphite-like carbon species during the boudouard reaction and methane cracking. *Materials*, 16(8), 3180.
3. Melo Bravo, P., Debecker, D. P. (2019). Combining CO₂ capture and catalytic conversion to methane. *Waste Disposal & Sustainable Energy*, 1, 53-65.
4. Meng, X., Cui, X., Rajan, N. P., Yu, L., Deng, D., & Bao, X. (2019). Direct methane conversion under mild condition by thermo-, electro-, or photocatalysis. *Chem*, 5(9), 2296-2325.
5. Rasul, M. (2016). *Clean energy for sustainable development: comparisons and contrasts of new approaches*. Academic Press.
6. Rezaei, S., Liu, A., & Hovington, P. (2023). emerging technologies in post-combustion carbon dioxide capture & removal. *Catalysis Today*, 114286.
7. Wang, B., Albarracín-Suazo, S., Pagán-Torres, Y., & Nikolla, E. (2017). Advances in methane conversion processes. *Catalysis Today*, 285, 147-158.

Юрченко А. І., зав. лаб.

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

ЩОДО ВПЛИВУ СТОКУ З СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ УГІДЬ НА ЯКІСТЬ ВОДИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

Територія сучасної України інтенсивно використовується для землеробства. Тому значна частина водозбірної площі водотоків і водойм зайнята сільгоспугіддями. Застосування інтенсивних технологій вирощування сільськогосподарських культур передбачає широку хімізацію і меліорацію земель. Поряд з досягненням позитивного результату – приросту продукції, інтенсифікація сільськогосподарських технологій викликає зміни в агроландшафтах, які негативно впливають на біохімічні цикли обміну речовин і рівновагу природних екологічних систем, зокрема гідросфери. Оскільки навіть незначний змив залишків пестицидів і добрив з полів стоком талих та дощових вод, а також винос агрохімікатів у водні об'єкти, погіршують їхній стан.

Одним із завдань охорони вод при сучасному землеробстві є регулювання якості поверхневого стоку, яке передбачає направлену дію на механізм виносу агрохімікатів з сільгоспугідь до водних об'єктів. При цьому планування водоохоронних заходів повинно базуватися на прогнозних оцінках величини виносу агрохімікатів з сільгоспугідь. Слід провести оцінку екологічної ситуації, що може скластися у водоймі або водотоці під впливом намічених заходів.

Сучасне використання земельних ресурсів не відповідає вимогам раціонального природокористування. Порушено екологічно допустиме співвідношення площ ріллі, природних кормових угідь, лісових насаджень, що негативно впливає на стійкість агроландшафту [1].

Сільське господарство має більший вплив на природне середовище, ніж будь-яка інша галузь народного господарства. Причина цього в тому, що сільське господарство вимагає величезних площ, унаслідок чого зазнають змін ландшафти цілих континентів [2].

Площа сільськогосподарських земель в Україні змінюється у часі [3–6] від 70,8 % (2015р.) до 68,5 % (2020 р.). Тобто, за останні п'ять років площі земель сільськогосподарського призначення дещо зменшилися (на 2,3 %). При цьому, середня питома вага ріллі складає 78,4–79,3 % протягом 2015–2020 рр. [7].

Максимальний відсоток сільськогосподарських земель за регіонами спостерігаються в Кіровоградській (84,6 %) – Черкаській (71,1 %) областях. В решті областей питома вага сільськогосподарських земель зменшується з 66,6 % до 36,8 %.

Відповідно до цього розподілу буде формуватись і поверхневий стік з сільгоспугідь, який надходитиме до поверхневих водних об'єктів. Тому, дані щодо розподілу і використання земель мають важливе значення для оцінки забруднення поверхневих водних об'єктів стоком з сільгоспугідь.

Шкідливий вплив мінеральних добрив виникає при їх застосуванні у екологічно необґрунтованих нормах, унаслідок чого вони потрапляють у водні об'єкти, спричиняючи їх цвітіння та призводячи до загибелі водної фауни, накопичуються у рослинах, викликають фітотоксичну дію і порушують природний кругообіг елементів. Причиною такого негативного впливу може бути недотримання технічних умов транспортування і зберігання добрив, порушення технології використання, низький рівень очищення від шкідливих домішок, недосконалість форм добрив, що використовуються, і недостатнє вивчення закономірностей впливу на біосферу.

Ступінь негативного впливу мінеральних добрив на довкілля буде пропорційна обсягам їх застосування.

Аналіз даних [3–6] свідчить про те, що з 2010 по 2021 р. відбувається збільшення внесення мінеральних і органічних добрив під урожай сільгоспкультур. Так, в 2010 р. внесено мінеральних добрив 1064,2 тис. т, а в 2021р. – внесено вже 2584,1 тис. т. Одночасно, збільшується навантаження, застосованих добрив на 1 га посівів сільгоспкультур. Якщо в 2010 р. застосовувалось 58 кг/га, то в 2021 р. – 142 кг/га. Крім того, збільшувалась площа застосування мінеральних добрив від 70 % в 2010 р. до 92 % – в 2021 р. Аналогічна тенденція спостерігалась і з застосуванням органічних добрив.

Таким чином, показники внесення мінеральних і органічних добрив в ґрунт дають можливість оцінити тиск на навколишнє середовище. Збільшення обсягів застосування мінеральних та органічних добрив, збільшення площі посівів, на які вносяться ці добрива, призводить до зростання загрози погіршення якості води поверхневих водних об'єктів.

Застосування пестицидів може спричиняти до таких негативних наслідків як зменшення біологічної продуктивності, порушення функціонування ґрунтових мікробіоценозів, накопичення залишків пестицидів і їх похідних у поверхневих водних джерелах та ґрунтових водах. Інтенсивність шкідливого впливу залежить від технології застосування пестицидів, способів обробітку ґрунту. В ґрунті відбувається низка

процесів, що зменшують вміст у ньому агрохімікатів. Це біохімічне руйнування препаратів, перехід у рослину, випаровування в атмосферу, винос поверхневим і внутрішньоґрунтовим стоком, фотохімічне руйнування, поглинання і трансформація ґрунтовими організмами. Сукупність цих процесів визначає стабільність агрохімікатів у ґрунті. Пестициди адсорбуються частинками ґрунту та гумусу, накопичуються в ґрунтових організмах, руйнуються хімічним чи біологічним шляхом, просочуються до рівня ґрунтових вод.

Асортимент засобів захисту рослин, які використовуються в Україні, достатньо широкий і представлений понад 1500 зареєстрованих препаратів [8].

Використання пестицидів протягом 2000–2014 рр. та 2018–2021 рр. для захисту посівів сільськогосподарських культур та продукції рослинництва наведено в [8–12].

Аналіз використання пестицидів за 2011–2014 рр. показує збільшення на 19–25 % їх об'ємів у порівнянні з 1990–2000 рр. Варто зазначити, що пестицидне навантаження на 1 га ріллі в Україні в 2014 р. складало в середньому 1,3 л (кг) препарату.

У 2018–2019 рр. середня кількість застосування засобів захисту рослин зросла до 1,3–1,4 кг/га (у діючій речовині). В 2019 р. застосовувалось пестицидів 23918,0 т, а в 2021р. – 26517,4 т. При цьому площа оброблення посівів пестицидами збільшується з 16092,4 тис. га в 2019 р. до 16600,1 тис. га в 2021р., тобто площа збільшується на 53 %. До того ж, збільшується площа посівів, які обробляються пестицидами від 89,6 % до 91,5 %. Зростає також середній показник навантаження пестицидів на 1 га площі посівів від 1,5 кг до 1,6 кг.

Застосування пестицидів за регіонами теж нерівномірне. Наприклад, в 2021 р. максимальні площі посівів, оброблені пестицидами у Львівській та Волинській областях, становлять відповідно 95,9 % та 95,3 %. Перевищують середній показник по Україні (95,1 %) в Закарпатській, Запорізькій, Івано-Франківській, Сумській, Тернопільській, Чернігівській областях: 94,9–93,1 %. За показником навантаження пестицидів на 1 га посівів, на першому місці Закарпатська обл. (2,5 кг/га), далі слідує Волинська та Івано-Франківська обл. (2,3 кг/га). На цьому ж рівні в 2021 р. навантаження пестицидів на 1 га площі посівів біло в Рівненській, Тернопільській, Львівській та Чернігівській обл. (2,2 кг/га). При цьому середній показник по Україні складав 1,6 кг/га.

Таким чином, аналіз наведених даних свідчить про те, що в останні роки в Україні збільшується обсяг використаних пестицидів, площа оброблення посівів та навантаження пестицидів на 1 га площі. Все це сприятиме збільшенню ризику

забруднення поверхневих водних об'єктів пестицидами, які надходитимуть зі стоком з сільгоспугідь.

Особливо пестицидне навантаження проявляється під час запровадження інтенсивних технологій. Інтенсивне застосування пестицидів і мінеральних добрив у сільському господарстві обумовлює можливість виносу їх залишків зі стоком з сільськогосподарських угідь і створює реальну загрозу їх надходження до водних об'єктів.

У зв'язку з великою кількістю різних джерел забруднення водних об'єктів біогенними речовинами доволі важко виявити роль сільськогосподарського виробництва в загальному об'ємі біогенів, які надходять до природних вод. Але, виконані за останні роки спостереження і розрахунки надходження біогенних речовин до водних об'єктів, свідчать про те, що стічні води сільськогосподарського виробництва виносять значну кількість біогенів.

На формування складу поверхневих вод басейну водного об'єкту чинять вплив антропогенні фактори, тобто фактори, що обумовлені господарською діяльністю людини та супроводжуються надходженням до водних об'єктів хімічних речовин з промисловими, сільськогосподарськими та комунальними стічними водами, а також з атмосферними опадами та пиловими випадіннями, що забруднені промисловими та іншими викидами. Доля сільськогосподарського виробництва в забрудненні водних об'єктів може складати до 30 % [13]. А в період весняної повені і в період літніх дощових повеней основним постачальником біогенних речовин є сільськогосподарські угіддя. Їх вклад в біогенне забруднення водотоків може сягати 70 % [14].

Високий ступінь розораності сільгоспугідь басейну усіх річок, порівняно короткий період сніготанення, зливовий характер літніх опадів і розчленованість території яружно-балочними системами викликають значний розвиток водної ерозії, яка чинить негативний, а часто згубний вплив на ґрунти. Змив ґрунту часто перевищує ґрунтоутворення і у всіх випадках викликає зниження врожаю вирощуваних культур.

Результати багаторічних експериментальних досліджень [13, 15–18], виконаних лабораторією природоохоронних заходів в агропромисловому та паливно-енергетичному комплексах на різних водозборах експериментального полігону та більшість літературних даних щодо вивчення режиму виносу біогенних речовин поверхневим стоком з незрошуваних сільгоспугідь, розташованих у різних фізико-географічних зонах показали, що:

- біогенні речовини виносяться до водних об'єктів водним та твердим стоком;

– азот вимивається водами поверхневого стоку переважно у вигляді нітратів. Винос азоту на протязі року нерівномірний і обумовлений внутрішньорічним розподілом стоку;

– фосфор водами поверхневого стоку вимивається в невеликій кількості, а його надходження до водних об'єктів пов'язане переважно з ерозією ґрунтів;

– вміст біогенних речовин у поверхневому стоці, а відповідно, і їх винос до водних об'єктів, зумовлений запасом поживних речовин у ґрунтах водозбору та застосуванням мінеральних добрив;

– із багатьох факторів, які обумовлюють винос біогенних речовин до водних об'єктів, домінуючими можна вважати: дози та терміни внесення добрив, розчинність у воді, здатність поглинатися ґрунтом та мігрувати його профілем, величина та внутрішньорічний розподіл стоку і опадів, інтенсивність ерозійних процесів, тип ґрунту.

Висновок

Таким чином, проведений аналіз літературних джерел та результатів власних досліджень показав, що:

– стік з сільськогосподарських угідь розглядається як один з основних джерел забруднення вод пестицидами і біогенними речовинами;

– винос хімічних препаратів з сільськогосподарських угідь є багатофакторним процесом;

– основними механізмами перенесення хімічних препаратів від сільськогосподарської ділянки до водного об'єкту є поверхневий стік і ерозія ґрунтів;

– наявні методи прогнозування, направлені на більш точне і повне врахування впливу різноманітних факторів, які визначають надходження хімічних препаратів до водних об'єктів, практично не дозволяють розрахувати величину впливу стоку з сільгоспугідь на якість води поверхневих водних об'єктів за неповної інформації, а тому є необхідність подальших досліджень та доопрацювання.

Література

1. Юрченко А. І. і інші. Проблеми оцінки надходження біогенних елементів та пестицидів з дифузних джерел сільськогосподарського призначення до водних об'єктів / А. І. Юрченко, В. О. Полозенцева, Г.М. Величко, В. І. Асін // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: Зб. наук. ст. XVII міжнародної наук.-практ. конференції. Харків, 2021. – С. 232– 235.
2. Палана Н. В., Гончар С. М. Екологічні ризики, пов'язані із сільськогосподарською діяльністю людини. – Агроєкологічний журнал. 2022. – № 1. – С. 68– 80.

3. Статистичний щорічник України за 2018 рік. – Житомир. Тов. «Бук-Друк»: Державна служба статистики України. – 2019. – 482 с.
4. Статистичний щорічник України за 2019 рік. – К.: Державна служба статистики України. – 2020. – 464 с.
5. Статистичний щорічник України за 2020 рік. – К.: Державна служба статистики України. – 2021. – 454 с.
6. Статистичний щорічник України за 2021 рік. – К.: Державна служба статистики України. – 2022. – 445 с.
7. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2019 році. – К.: Міністерство екології та природних ресурсів України. – 2021. – 559 с.
8. Державна служба України з питань безпечності харчових продуктів та захисту споживачів [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://www.dpss.gov.ua/>.
9. Державний реєстр пестицидів і агрохімікатів, дозволених до використання в Україні [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://www.mepr.gov.ua/content>.
10. Довкілля України 2019 // Статистичний збірник. – К.: Державна служба статистики України. – 2020. – 200 с.
11. Довкілля України 2020 // Статистичний збірник. – К.: Державна служба статистики України. – 2021. – 188 с.
12. Довкілля України 2021 // Статистичний збірник. – К.: Державна служба статистики України. – 2022. – 148 с.
13. Воронкин А. С. Охрана вод от загрязнения стоком с сельскохозяйственных угодий / Проблемы охраны окружающей природной среды: Сб. научн. трудов / УкрНЦОВ. – Харьков, 1996. – С. 196–207.
14. Ступин В. И. Проблема биогенного загрязнения водных объектов диффузным стоком с водосборов рек Воронежской области. – Вестник Воронежского государственного университета. Серия геология. 2003. – № 1.
15. А. І. Юрченко, В. О. Полозенцева, В. І. Асін і інші. Оцінка забруднення пестицидами водних об'єктів в басейні р. Сіверський Донець в межах Харківської області// Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: Зб. наук. ст. X міжнародної наук.-практ. конференції. – Харків, 2014. – С. 219–223.
16. А. І. Юрченко, В. О. Полозенцева, В. І. Асін і інші. Моніторинг дифузних джерел забруднення водних об'єктів в басейні р. Сіверський Донець в межах Харківської області// Матеріали міжнародної науково-практичної конференції: «Досягнення та перспективи розвитку водогосподарської галузі: до 100-річчя від дня народження

Гаркуші М. А. – першого міністра меліорації і водного господарства України», 11–12 вересня 2014 року. – Київ, ДІУЕВР. – 2014. – С. 56–59.

17. Юрченко А. І. Вплив дифузних джерел забруднення на якість води поверхневих водних об'єктів / Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: Зб. наук. ст. XII Міжнародної наук.-практ. конференції/ УКРНДІЕП. – Х.: Райдер, 2016. – С. 231–235.

18. А. І. Бреславець, А. С. Воронкін, А. І. Юрченко і інші. Винос агрохімікатів з сільгоспугідь басейну Сіверського Дінця і рекомендації щодо його зниження // Проблеми охорони навколишнього природного середовища та техногенної безпеки: Зб. наук. пр./ УкрНДІЕП. – Харків, 2000. – С. 185–191.

¹Юрченко В. О., д-р. техн. наук, проф.;

²Банніков Л. П., канд. техн. наук;

¹Нестеренко С. В., канд. техн. наук, доц.;

¹Мельнікова О. Г., канд. техн. наук, доц.

¹Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова, м. Харків, Україна

²Державне підприємство «Український державний науково-дослідний вуглехімічний інститут (УХІН)», м. Харків, Україна

БІОХІМІЧНЕ ТЕСТУВАННЯ ФЕНОЛДЕСТРУКТИВНОЇ ЗДАТНОСТІ АКТИВНОГО МУЛУ В БІОТЕХНОЛОГІЯХ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД КОКСОХІМІЧНИХ ВИРОБНИЦТВ

Фенол та його похідні становлять значну частину поллютантів, що надходять у навколишнє середовище зі стоками та відходами коксохімічних підприємств. На цих підприємствах, що є одними з найбільш екологічно небезпечних забруднювачів оточуючого середовища, утворюються мільйони кубічних метрів на рік виробничих (так званих «фенольних») стічних вод. Це є наслідком специфіки коксохімічного виробництва, пов'язаної з термічною деструкцією кам'яного вугілля при отриманні коксу. В зв'язку з цим виділяється вода, що забруднена хімічними продуктами коксування: розчинними і нерозчинними ароматичними вуглеводнями (похідними бензолу, нафталіну, антрацену); одно- і багатоатомними фенолами, аміаком та солями амонію; ціанід-, роданід- і сульфід-іонами [1-3].

Вміст органічних речовин в виробничих стічних водах коксохімічних підприємств становить 0,8–3 г/л (фенольні води хімічних цехів). Концентрація конкретних забруднень в стічних водах коксохімічних виробництв становить: феноли (0,4–1,8 г/л), завислі речовини (0,3–0,5 г/л), смоли і мастила (0,3–0,5 г/л), аміак (0,2–3 г/л і більше), ціаніди і роданіди (0,1–0,4 г/л). Загалом при виробництві коксу утворюються стічні води об'ємом 0,4 - 0,6 м³/т коксу. Ці стічні води піддаються фізико-хімічним, механічним та біологічним методам очищення [1, 2].

Для очистки стічних вод коксохімічного виробництва від фенолів, роданідів та деяких інших забруднюючих сполук, що мають значно нижчі концентрації, широко застосовують біохімічний метод [2, 3]. Активний мікробіоценоз – специфічний активний мул, який здійснює окиснення фенолів та роданідів, має особливий видовий склад мікрофлори та мікрофауни, морфологічні та технологічні особливості флоків. Серед

бактеріальної флори домінують хемоорганогетеротрофні фенолоокиснюючі бактерії та хемолітоавтотрофні роданідоокиснюючі бактерії. Контроль стану такого мулу потребує спеціальних методів, оскільки типовий гідробіологічний аналіз, що застосовується для технологічного контролю роботи міських очисних споруд, в даному випадку не характеризує окиснюючу здатність цього мікробіоценозу по відношенню до основних забруднювачів – фенолу та роданідів. Концентрацію фенолоокиснюючих бактерій можна оцінити мікробіологічним методом при посіві на елективні щільні живильні середовища. Проте цей метод дуже трудоміський, не експресний, потребує спеціального обладнання, устаткування, реагентних матеріалів, кваліфікованих фахівців мікробіологів. Ферментом, який здійснює окиснення фенолів є поліфенолоксидаза (ПФОА). Цей фермент широко розповсюджений серед рослинних організмів і притаманний певним бактеріальним культурам [4].

Метою роботи була оцінка придатності біохімічного методу тестування для визначення фенолоокиснюючої здатності активного мулу різних біологічних очисних споруд.

Об'єкт досліджень – активні мули установок біохімічної очистки (БХО) різних коксохімічних підприємств України: ПРАТ «ЮЖКОКС», ПРАТ «ДНІПРОКОКС», ПРАТ «ЗАПОРІЖКОКС», ПРАТ «КАМЕТ-СТАЛЬ», міських біологічних очисних споруд м. Харкова, лабораторних очисних установок.

Таблиця 1 – Біохімічні та технологічні показники очистки стічних вод

Очисні споруди	Конц. фенола, мг/л	Ефект очистки, %	ПФОА, ум.од/г _{сух} хв	Доза мулу, г/л	Концентрація бактерій, кл/мл*, кл/г _{сух реч} **
БХУ ПРАТ «ЮЖКОКС»: аеротенк № 2 глибина 2 м дно аеротенка аеротенк № 3	450 600	97-99 96-99	1,23-1,55 0,11 2,0	2,48 11,62	10 ⁶ -10 ⁷ *, 10 ⁸ -10 ⁹ **
БХУ ПРАТ «ЗАПОРІЖКОКС»		0-10	0,012	41,63	*н/в
БХУ ПРАТ «КАМЕТ-СТАЛЬ»		50 %	1,26	1,37	н/в
БХУ ПРАТ «ДНІПРОКОКС»	570	90	0,53	н/в	н/в
Лабораторна установка	200	95-98	0,11	н/в	н/в
Міські очисні споруди м. Харкова	≤2,0	98-100	0,016	1,8	н/в

*) н/в – не визначали

В якості методики визначення ПФОА обрали методику, розроблену для визначення ПФОА рослинної біомаси [5]. Загальну кількість бактерій в муловій рідині визначали методом прямого рахунку при мікроскопуванні проб при збільшенні в 600 разів. Результати проведених досліджень представлені в табл. 1.

На підставі дослідження зразків активних мулів, а також аналізу даних інших авторів в аналогічних дослідженнях, можна зробити висновок, що біохімічний показник активного мулу - поліфенолоксидазна активність (ПФОА), відбиває концентрацію фенолів у стічних водах, стабільно корелює з ефективністю видалення цим мулом мономерних фенольних сполук з реальних та модельних стічних вод. Визначення ПФОА є простим, оперативним та не потребує висококваліфікованих виконавців. Отже показник ПФОА може слугувати зручним кількісним критерієм фенолоксилюючої здатності активного мікробіоценозу в очисних спорудах.

Література

1. Тищук В.Ю. Кривенко Т.А., Кривенко Т.А., Розвиток основ біохімічного очищення стічних вод коксохімічних виробництв Гірничий вісник, вип. 103, 2018, С. 203-208.
2. Клименко І.В. Розробка ефективної технології очистки фенольних стічних вод/ І.В. Клименко, Д. О. Єлатонцев, А.В.Іванченко та ін. - Восточно-Европейский журнал передовых технологий 3/10 (81) 2016. С.50-57.
3. Иванченко А.В., Дупенко О.О., Жарова О.В. Усовершенствование технологии биологической очистки сточных вод коксохимического предприятия с использованием химических добавок. Збірник наукових праць Дніпродзержинського державного технічного університету. Технічні науки 2. 2015. С. 178-182.
4. Писаренко П.В., Самойлік М.С., Диченко О.Ю., Цьова Ю.А. Вплив пробіотичних препаратів на мікробіологічну та ферментативну активність ґрунту. Таврійський науковий вісник № 127. С.384-391. DOI <https://doi.org/10.32851/2226-0099.2022.127.49>.
5. Ермаков А.И., Арасимович В.В., Ярош Н.П., Перуанский Ю.В., Луковникова Г.А., Иконникова М.И. Методы биохимического исследования растений.-Л.: Агропромиздат, 1987. С.45-47.

Юрченко В. О., д-р. техн. наук, проф.;

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

Смирнов О. В., канд. техн. наук

ЛМКП "Львівводоканал", м. Львів, Україна

ЗАГРОЗА ЕКОЛОГІЧНІЙ БЕЗПЕЦІ ТА ЕКСПЛУАТАЦІЙНІЙ НАДІЙНОСТІ СПОРУД ВОДОВІДВЕДЕННЯ Й ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД, ЩО СПРИЧИНЯЄТЬСЯ УТВОРЕННЯМ СІРКОВОДНЮ В КАНАЛІЗАЦІЙНИХ МЕРЕЖАХ

Мережі водовідведення як масштабні промислові об'єкти є фактором техногенного екологічного ризику. Одним з найбільш значущих факторів ризику при експлуатації споруд водовідведення є утворення та накопичення в експлуатаційних середовищах каналізаційних трубопроводів (стічній воді, підсклепиневому просторі, конденсатній волозі на склепінні) сірководню, його похідних та продуктів окислення. Сірководень в трубопроводах водовідведення, як і в біосфері, має мікробіологічне походження, а саме – мікробіологічне відновлення сульфатів – сульфатредукцію. Техногенна екосистема самопливного каналізаційного колектора включає три фази: рідку (стічні води, що транспортуються), газоподібну (атмосферу колектора) і тверду (бетон склепіння) та їх мікробіоценози. Головним рушієм трансформацій сполук, окислення-відновлення елементів, їх міграції з рідкої фази в газоподібну, потім у тверду і з неї (частково) - вихідну рідку, є мікроорганізми.

У стічних водах (водній фазі екосистеми), що транспортуються, переважають гетеротрофні факультативно і облігатно анаеробні мікробіологічні процеси, що здійснюються вільноплаваючими та іммобілізованими мікроорганізмами. Серед них один із переважних процесів - мікробіологічна сульфатредукція, яка призводить до утворення газоподібного H_2S .

Накопичення цієї сполуки в стічних водах, що транспортуються, створює проблеми для екологічної безпеки відведення стічних вод, експлуатаційної довговічності бетонних трубопроводів водовідведення. Викиди сірководню з каналізаційних мереж створюють екологічну напруженість у прилеглих міських регіонах, оскільки концентрація в них сірководню перевищує ГДК для населених місць. Крім того, сірководень, що накопичується в атмосфері самопливного колектора,

розчиняється в конденсатній волозі на склепінні колектора і за присутності в середовищі кисню окислюється автотрофними та міксотрофними тіоновими бактеріями до сірчаної кислоти. Таким чином, у газоповітряному середовищі підсклепіневого простору, що містить сірководень, безпосереднім агресивним агентом по відношенню до бетону є сірчана кислота (корозія II виду за класифікацією В.М.Москвіна). Така корозія є причиною 70-75% аварій на залізобетонних трубопроводах водовідведення міських каналізаційних мереж, знижуючи їхню довговічність із планованих 50 до 10-15 років. А частота аварій на залізобетонних трубопроводах водовідведення (довжина яких становить 25 % протяжності всієї мережі) 1,8-4,6 км/рік у 2-4 рази вища, ніж на керамічних та у 20-40 разів вища, ніж на цегляних. Оскільки бетон і залізобетон застосовуються при будівництві великомасштабних споруд водовідведення, то відмови в їх роботі, а тим більше аварії, спричиняють не тільки значні економічні збитки та порушення у діяльності підприємств, але й інтенсивне забруднення всіх середовищ біосфери з довгостроковими екологічними наслідками та загрозою безпечної життєдіяльності мешканців міст.

Наявність сірководню в стічних водах створює надзвичайні ризики для проведення біологічної очистки стічних вод в аеротенках. Наявність сірководню через його надзвичайно низький окисно-відновний потенціал (рис.1) затрудняє створення в муловій рідині аеробних умов, необхідних для ефективної очистки стічних вод від органічних забруднень та активної нітрифікації для глибокої очистки стічних вод від сполук азоту. До того ж сірководень ініціює інтенсивний розвиток в активному мулі сірчаних нитчастих бактерій: (різних видів *Thiotrix*, в тому числі *Type 021*), які спричиняють так зване спухання активного мулу. Воно кардинально порушує процес відділення активного мулу від очищеної стічної води у вторинних відстійниках. Розвиток такого активного мулу суттєво зменшує ефект видалення сполук азоту з стічних вод, призводить до зменшення об'єму надмулової води, погіршення щільності та водовіддачі мулу, підвищення вмісту завислих речовин в очищеній воді, виносу часток мулу разом із очищеною водою і зниження концентрації активного мулу в рециркуляційному потоці аж до повного виносу з системи.

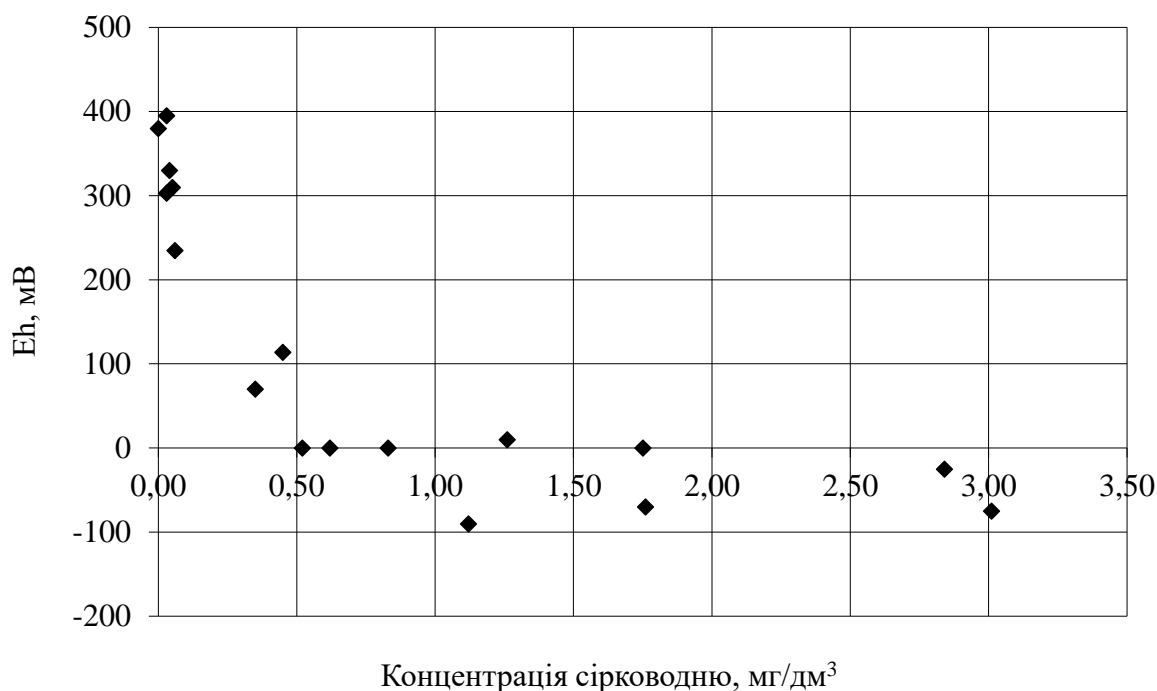


Рисунок 1 – Вплив концентрації сірководню в стічній воді, що подається на очистку, на Eh водного середовища

Результати визначення концентрації сірководню в різних фазах каналізаційних колекторів в м. Харкові та в стічних водах, що оброблюються на міських очисних спорудах, представлено в табл. 1.

Таблиця 1 – Концентрація H_2S та бактерій, що перетворюють сірковмісні сполуки, в різних середовищах на ділянках каналізаційної мережі і очисних споруд

Середовище	Ділянка колектора	Концентрація сполук сірки	Концентрація бактерій, що перетворюють сполуки сірки
Стічні води, що транспортуються	1	15,3-25,5 мг H_2S /дм ³	10^5 кл/см ³
	2	4,8-5,7 мг H_2S /дм ³	10^3 кл/см ³ сульфатредукуючих бактерій
Атмосфера підсклепіневого простору	1	100 -150 мг H_2S /м ³	
	2	1-12 мг H_2S /м ³	
Бетон надводної частини колектора	1	2,95-4,42 % S	$2,9 \cdot 10^8$ кл/г бетону
	2	1,28-1,50 % S	10^4 кл/г бетону тіонових бактерій
Швидкість корозії бетону, мм/рік	1	6,0 мм/рік	
	2	0,1 мм/рік	
Стічні води, що надходять на очисні споруди		1,5 -2,5 мг/дм ³ H_2S	0,1-0,5 г/дм ³ нитчастих бактерій Туре 021N

Як видно з даних рисунку та таблиці, на певних ділянках каналізаційної мережі концентрація сірководню як в стічних водах, так і в атмосфері підсклепіневого простору, може досягати значень надзвичайно небезпечних для атмосферного повітря міського середовища. Ініційована сірководнем біогенна сірчаноокислотна корозія бетонних трубопроводів на певних ділянках зменшує експлуатаційну довговічність цих споруд (величина граничної корозії яких 0,7) майже вдвічі через 10-15 років експлуатації. В стічних водах, що надходять на біологічні очисні споруди, концентрація сірководню також перевищує допустимі концентрації 1 мг/дм³.

Для подолання негативних наслідків накопичення сірководню в стічних водах в каналізаційних мережах розроблено цілий ряд заходів, які стосуються придушення сульфатредукції, зменшення емісії сірководню з стічних вод в підсклепіневий простір, захисту бетону надводної частини споруд водовідведення. Проте практично впровадженими (до того ж на незначній кількості об'єктів в основному за межами України) є лише метод придушення сульфатредукції з допомогою додавання до стічних вод нітратів або інших реагентів для підвищення ОВП, метод зв'язування утвореного сірководню в нерозчинні сполуки з допомогою солей феруму та використання захисних покриттів бетонних поверхонь з допомогою листового поліетилену.

Наразі в якості засобу для зменшення негативних наслідків утворення сірководню в каналізаційних мережах стає доступним метод охолодження стічних вод, який комплексно пригнічує сульфатредукцію, емісію сірководню з водного середовища та активність викиду газоподібних сполук з мереж. Раніше масштабне охолодження стічних вод в мережах було технічно неможливо і економічно недоцільно реалізувати, а наразі вже промислово випускаються труби і спеціальні конструкції для відведення тепла від каналізаційних стічних вод, що успішно впроваджені в Швейцарії, Швеції, Великобританії, Фінляндії, Канаді. Позитивний вплив використання теплового насосу на продукцію сірководню в стічних водах доведено також при експлуатації каналізаційних мереж в м. Харкові.

Таким чином, технологія, спрямована на відбір теплової енергії зі стічних вод, надає не тільки альтернативне джерело тепlopостачання міста, але й підвищує експлуатаційну довговічність та екологічну безпеку систем водовідведення через зменшення утворення та викиду сірководню і усунення загрози корозії бетонних конструкцій; підвищення надійності очистки стічних вод на міських очисних спорудах через зменшення загрози нитчастого спухання активного мулу.

Література

1. Дрозд Г.Я., Зотов Н.И., Маслак В.Н. Канализационные трубопроводы: надежность, диагностика, санация. – Донецк: ИЭП НАН Украины, 2003. – 260 с.
2. Valentina Iurchenko, Elena Lebedeva, Elena Brigada. [Environmental Safety of the Sewage Disposal by the Sewerage Pipelines](#)//Transbaltica-2015. Procedia Engineering. - 2016.- Volume 134. –P. 181-186. www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877705816000618.
3. Юрченко В.А., Бригада Е.В. Кинетические характеристики микробиологической коррозии бетона в сетях водоотведения//Вода и экология. Проблемы и решения. – 2014. -№ 1. – С.51-61.
4. Teslenko, A., Chernukha, A., Bezuglov, O., Bogatov, O., Kunitsa, E., Kalyna, V., Katunin, A., Kobzin, V., Minka, S. (). Construction of an algorithm for building regions of questionable decisions for devices containing gases in a linear multidimensional space of hazardous factors. Eastern-European Journal of Enterprise Technologies, 2019. 5 (10 (101)), 42–49. DOI: [10.15587/1729-4061.2019.181668](https://doi.org/10.15587/1729-4061.2019.181668).
5. Усык А.А. Исследование процесса массопереноса сероводорода в системе «газ-жидкость» / Усык А.А., Деркач И.Л., Шишкин Э.А. // Коммунальное хозяйство городов, 2010. - № 93. – С. 414-421.
6. Cecconet, D., Raček, J., Callegari, A., & Hlavinek, P. Energy Recovery from Wastewater: A Study on Heating and Cooling of a Multipurpose Building with Sewage-Reclaimed Heat Energy. January 2020. [Sustainability](#) 12(1): DOI:[10.3390/su12010116](https://doi.org/10.3390/su12010116)