

**МІНІСТЕРСТВО ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ  
УКРАЇНИ**

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

**XVIII МІЖНАРОДНА НАУКОВО-ПРАКТИЧНА КОНФЕРЕНЦІЯ**

**ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА:  
ПРОБЛЕМИ І ШЛЯХИ ВИРІШЕННЯ**

**ЗБІРНИК НАУКОВИХ СТАТЕЙ**

15-16 вересня 2022 р.  
м. Харків, Україна

Харків 2022

УДК 502.58:504.064.4

Електронний примірник.

Розміщено на офіційному сайті згідно рішення Вченої ради УКРНДІЕП

Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей  
XVIII Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків,  
15-16 вересня 2022 р.) / УКРНДІЕП., 2022. — 364 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), 2022

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

**Васенко О. Г.**, канд. біол. наук

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

## **ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ УКРАЇНИ В УМОВАХ ВІЙСЬКОВОЇ АГРЕСІЇ**

Розроблення першочергових заходів з ліквідації негативних наслідків екстремальних екологічних ситуацій через прямий та опосередкований вплив бойових дій на території України та заходів з відновлення екологічно безпечного стану у післявоєнних умовах є основним пріоритетом науково-дослідних робіт інституту. Сучасний екологічний стан в державі можна характеризувати як кризовий. Він, в першу чергу, визначається дією таких факторів:

- військовою агресією Російської Федерації;
- загрозами екологічного тероризму;
- виникненням нових факторів та джерел, що викликають загрози екологічній безпеці, зокрема, біологічної (інтродукція рослинних та тваринних неаборигенних видів, мікроорганізмів тощо) та кліматичної природи;
- іншими факторами, що пов'язані з військовими діями на території України та транскордонними впливами.

Екологічні проблеми формуються переважно на політичному, соціально-політичному, законодавчому, нормативно-правовому, інституціональному, галузевому, адміністративно-територіальному та локальному рівнях і вирішення цих проблем може бути ефективним за умови ліквідації причин їх утворення. В стані боротьби з військовою агресією такою умовою є перемога України та завершення військових дій. Військова агресія РФ проти України стала форс-мажорною обставиною, що вплинула на реалізацію всіх проектів та програм природоохоронного спрямування.

Існуюча система наукового забезпечення діяльності Міндовкілля дозволяє вирішувати екологічні проблеми, в тому числі і в сучасних умовах, і спрямована на наукове забезпечення вирішення екологічних проблем в Україні, в тому числі тих, що виникають внаслідок військових дій.

В розвиток діяльності Міністерства в цьому напрямі особливого значення набувають заплановані наукові дослідження установи на 2022-2024 роки, в тому числі:

- оцінювання з використанням біологічних та хімічних методів токсичного впливу наслідків бойових дій на наземні та водні екосистеми території України (ґрунти, вода, атмосферне повітря, рослинний і тваринний світ);

- підготовка матеріалів для розрахунків екологічних та економічних збитків внаслідок бойових дій;

- проведення екологічного моніторингу та розроблення заходів щодо попередження негативного впливу судноплавства на українську та румунську частини пониззя (дельти) Дунаю з урахуванням наслідків бойових дій;

- встановлення впливу стоку з урбанізованих територій, порушених бойовими діями, на екологічний стан водних об'єктів та наземних екосистем з використанням методів біологічної індикації та біотестування;

- розроблення комплексних водоохоронних заходів для відновлення та забезпечення задовільного стану водних об'єктів і водних масивів;

- встановлення критеріїв оцінювання екологічного стану наземних і водних екосистем;

- стратегічна екологічна оцінка планів та програм відповідних рівнів. Оновлення методичної бази СЕО відповідно до масштабів відбудови та особливостей післявоєнних умов;

- проведення післяпроектного моніторингу підприємств, що починатимуть або поновлюватимуть свою діяльність у післявоєнних умовах.

Актуальним на сьогодні є розроблення методики проведення дистанційного моніторингу стану компонентів довкілля тимчасово окупованих територій.

Розроблення методів проведення дистанційного моніторингу навколишнього природного середовища для визначення впливу на довкілля внаслідок дій незаконних збройних формувань, окупаційної адміністрації та/або органів влади Російської Федерації на тимчасово окупованих територіях України.

Потребує уваги розроблення методики проведення моніторингу впливу затоплення шахт та можливості виходу високо мінералізованих шахтних вод на поверхню, їх проникнення у підземні води та потрапляння до річки Сіверський Донець та Азовського моря.

Необхідним є розроблення методики та проведення моніторингу стану ґрунтів, які належать до малопродуктивних та деградованих та забруднених внаслідок

бойових дій.

Актуальним є дослідження стану впливу на довкілля (ґрунти, вода, атмосферне повітря, харчові продукти, які вирощують поблизу, здоров'я людей) захоронення відходів на полігонах і сміттєзвалищах. Отримана наукова інформація у подальшому буде застосована для формування державної політики щодо екологічно безпечного захоронення відходів та ліквідації негативних наслідків їх впливу на оточуюче природне середовище.

Актуальність роботи полягає також у нагальній необхідності оцінювання можливих ризиків та наслідків захоронення відходів на полігонах і сміттєзвалищах, які не облаштовані системами екологічної безпеки.

Актуальність роботи зумовлена неможливістю застосування будь-яких інших методів моніторингу стану довкілля на тимчасово окупованих територіях, крім дистанційних методів. Існуючі методи тематичного аналізу матеріалів космічних зйомок та інших матеріалів дистанційного моніторингу потребують корегування через необхідність врахування особливостей території досліджень.

Розроблення наукового обґрунтування розмірів компенсації за незаконне добування, знищення або пошкодження видів тваринного і рослинного світу, занесених до Червоної книги України, а також за знищення чи погіршення середовища їх перебування (зростання) для розрахунків збитків внаслідок військових дій країни-агресора.

Проведення оцінки стану та динаміки змін навколишнього природного середовища територій України в зоні можливих транскордонних впливів, зокрема розроблення Хотиславського кар'єру, гідротехнічного будівництва на території Румунії та впливів діяльності інших країн.

Актуальним у післявоєнний період є оновлення методологічних підходів до регулювання граничнодопустимого скидання забруднюючих речовин зі зворотними водами промислових і сільськогосподарських підприємств та населених пунктів.

Оцінка, попередження та запобігання шкідливому фізичному та біологічному впливу на поверхневі водні об'єкти з метою зниження екологічних ризиків та мінімізація впливу на екосистеми, соціально-економічний розвиток та здоров'я населення. Розроблення методологічних передумов з оцінки й мінімізації фізичного та біологічного впливу на поверхневі води, особливо в умовах сучасних кліматичних змін та бойових дій.

Потребує уваги розроблення і впровадження для загальноосвітніх навчальних закладів (шкіл, гімназій, ліцеїв) прикладів завдань і вправ за темою збереження

біорізноманіття. Актуальність роботи пов'язана з необхідністю актуалізації у післявоєнний час стану екологічної освіти у загальноосвітніх навчальних закладах (шкіл, гімназій, ліцеїв), зокрема прикладів завдань і вправ за темою збереження біорізноманіття. Формування якісно нових взаємин у системі «Людина – природа» шляхом удосконалення методичних засад збереження біологічного різноманіття є необхідним для реформування системи екологічної освіти.

Вивчення стану популяцій та середовища існування птахів водно-болотного комплексу, дослідження сучасного стану видів тваринного світу, зокрема тих, що виконують функції запилювачів рослин, розроблення заходів їх збереження.

Збереження видів запилювачів на території України.

Розроблення плану дій щодо збереження, відновлення популяцій мігруючих видів птахів суходолу відповідно до Конвенції про збереження мігруючих видів диких тварин і міжнародних договорів, укладених в її рамках, з метою забезпечення виконання міжнародних договорів, стороною яких є Україна.

Підготовка пропозицій щодо забезпечення процесу інтеграції питань збереження біорізноманіття, цінності біорізноманіття та екосистемних послуг у національні та місцеві стратегії розвитку, процеси планування і системи національного обліку та звітності.

Українське законодавство передбачає імплементацію концепції екосистемних послуг, яка отримала визнання у національних екологічних політиках та законодавстві багатьох країн і потребує як подальшого наукового обґрунтування, так і впровадження заходів на організаційному, економічному, екологічному рівнях з метою забезпечення стійкості екосистем, покращення якості їх послуг, збереження біорізноманіття.

Підготовка консолідованого переліку видів тварин, що підлягають особливій охороні. Перелік, зокрема, може бути використаний при розрахунках збитків від військової агресії.

Удосконалення та інтеграція до основних положень матеріалів ЄС системи регулювання викидів CO<sub>2</sub> в атмосферне повітря.

Таким чином, у сучасних умовах першочергової уваги потребує розробка оперативних заходів, пов'язаних з впливом бойових дій на екологічну ситуацію в Україні, і заходів, спрямованих на вирішення природоохоронних задач у післявоєнний період.

Адамова Г. В.,

Пісня Л. А., канд. техн. наук

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

## **ЗАСТОСУВАННЯ КОМПЛЕКСНОЇ ЕКОЛОГО-АНАЛІТИЧНОЇ ОЦІНКИ ВПЛИВУ СИСТЕМИ «АВТОМОБІЛЬ-ДОРОГА-СЕРЕДОВИЩЕ» ДЛЯ ВИКОНАННЯ ЗАВДАНЬ ВІДБУДОВИ У ПІСЛЯВОЄННИЙ ЧАС**

Однією з підсистем транспортної системи України є мережа автомобільних доріг, яка разом з дорожнім транспортом утворює економічно єдину підгалузь – транспортно-дорожній комплекс. За допомогою розвиненої мережі автодоріг у державі вирішуються важливі економічні та соціальні завдання:

- за наявності між населеними пунктами якісно збудованих автомобільних доріг є можливість планування найбільш оптимальних маршрутів для пасажирських та вантажних перевезень.

- можливість забезпечення конституційного права громадян на швидке і безперешкодне переміщення, спрощення внутрішньо-регіональної міграції людей.

За інформацією з офіційної сторінки Укравтодору [1] за 100 днів війни в Україні зруйновано 24 тисячі км доріг та 300 мостів, що є близько 14% від загальної протяжності доріг в країні. Наразі всі роботи з капітального чи поточного будівництва та реконструкції доріг призупинено, відбувається лише експлуатаційне утримання, часткове відновлення доріг на підконтрольних територіях та виконання тимчасових об'їздів і споруд.

Безумовно, після завершення війни, почнеться масштабне будівництво нових автомобільних доріг та мостів, а також реконструкція та ремонт існуючих. При цьому необхідно пам'ятати про негативний вплив цих споруд на навколишнє природне середовище, яке на цей час і так зазнає великого навантаження.

В Законі України «Про охорону навколишнього природного середовища» зазначено, що: «Охорона навколишнього природного середовища, раціональне використання природних ресурсів, забезпечення екологічної безпеки життєдіяльності людини - невід'ємна умова сталого економічного та соціального розвитку України».

Екологічною безпекою автомобільної дороги є її здатність забезпечувати мінімум шкідливих впливів і забруднень природного середовища придорожного

простору, що сформовані інженерними спорудами і конструкціями автомобільної дороги, а також їх впливом на роботу автомобільного транспорту [2].

Розроблена нами структура комплексної оцінки впливу автомобільної дороги на об'єкти навколишнього природного середовища (НПС) (рис.1) надасть змогу більш повно та комплексно врахувати всі чинники впливу від системи «автомобіль-дорога-середовище» (АДС) враховуючи їх просторовий (територіальний) розподіл для забезпечення більш дієвих рекомендацій щодо повного уникнення чи зменшення впливу при реконструкції та будові автомобільної дороги або ж його мінімізації на дорозі, що вже експлуатується.

Зазначена ієрархічна структура оцінювання комплексного впливу експлуатації автомобільної дороги на об'єкти НПС 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 [3,4].

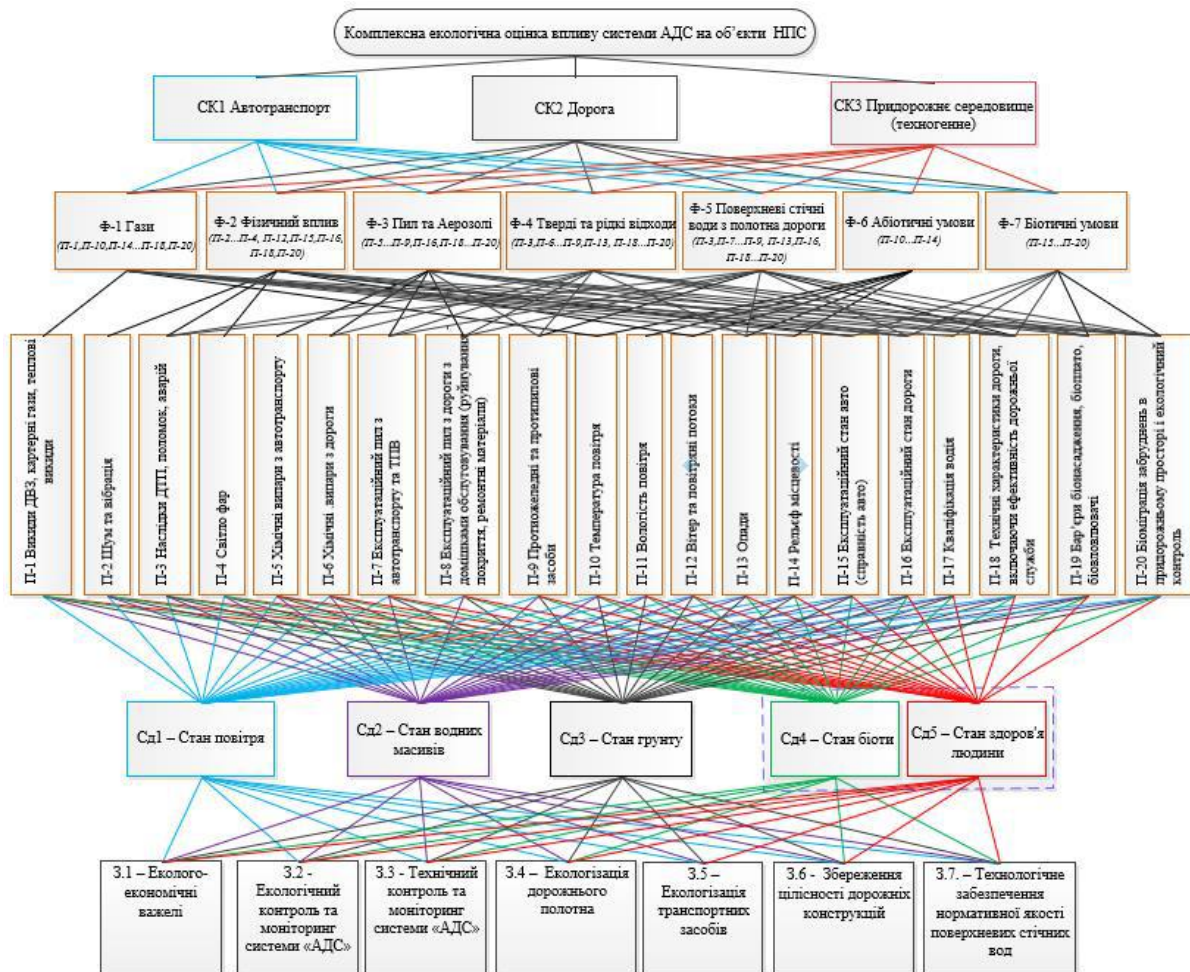


Рисунок.1 – Ієрархічна структура комплексної оцінки впливу системи АДС на об'єкти НПС та заходів щодо зменшення цього впливу



Для визначення внеску кожного елемента в загальну структуру оцінки нами запропоновано використовувати метод аналізу ієрархій Т. Сааті. Даний метод дозволяє виконувати дослідження складних систем з комплексним ієрархічним порівневим оцінюванням попарно елементів кожного рівня, що ґрунтуються на системному підході та реалізується шляхом декомпозиції системи на окремі складові та виявлення зв'язків між ними [3,4].

Проведення досліджень передбачає формування експертно-аналітичної групи, підбір якої відбувається у декілька етапів:

- встановлення галузей знань, пов'язаних з досліджуваною проблемою;
- визначення переліку «потенційних» експертів, які є компетентними у цих галузях знань, з використанням показників, що відображають професійний рівень фахівця (посада, вчений ступінь і звання, кількість опублікованих наукових праць і ін.).
- встановлення чисельного складу експертної групи, в залежності від фінансових, часових й організаційних характеристик обмежень;
- остаточне формування групи, з урахуванням виключення впливу відомчих інтересів на мету оцінювання, для чого у складі групи по можливості забезпечують рівне представництво фахівців різних напрямів, які існують в досліджуваній галузі.

Для проведення еколого-аналітичної оцінки впливу системи «АДС» на придорожній простір, ми використовували склад експертно-аналітичної групи, до якої входили експерти з фахом: інженер-еколог в галузі експлуатації автомобільних доріг (для оцінювання факторів впливу, що розкриваються за допомогою параметрів П-1...П-3, П-5...П-9, П-14...П-20), біолог (аналогічно для параметрів – П-1...П-9, П-12, П-19, П-20), фахівець в галузі ОВД (аналогічно для параметрів – П-1...П-9, П-12, П-14...П-20), хімік-аналітик (аналогічно для параметрів – П-1, П-5...П-16, П-19, П-20), спеціаліст в області геоінформаційних технологій (аналогічно для параметрів – П-10...П-16, П-19, П-20) [4].

Оцінка проводилась із застосуванням комп'ютерної програми «МАІ», яка реалізує відомий метод аналізу ієрархій Томаса Сааті з доопрацюваннями УКРНДІЕП, особливістю якої є автоматична перевірка узгодженості думок експертів під час заповнення попарних порівнянь із заданою точністю перед початком роботи.

Так, ми отримали вагові коефіцієнти кожного з елементів структури, наданої на рис.1, за рівнями розподілу впливу в системі «АДС» на складові НПС. Завдяки цьому, вперше вдалося побудувати пріоритетний ряд параметрів, що характеризують фактори впливу, що в подальшому дозволить ефективно оцінювати та впроваджувати

заходи зменшення впливу. Для нашого дослідження (ділянка дороги М-29) пріоритетний ряд параметрів виглядає наступним чином: П-1 > П-16 > П-15 > П-2 > П-12 > П-3 > П-13 > П-8 > П-6 > П-14 > П-18 > П-7 > П-17 > П-9 > П-20 > П-4 > П-10 > П-5 > П-19 > П-11.

За результатами дослідження визначено, що у досягнення мети щодо зменшення впливу системи «АДС» (ділянки дороги М-29) на довкілля найбільш вагомий внесок мають комплексний показник заходів з екологізації дорожнього полотна (зі значенням 29,3 %) еколого-економічні важелі (зі значенням 16,8 %) та екологізація транспортних засобів (зі значенням 15,0 %) від загального внеску.

Також визначено, що біотична складова зазнає 45,1 % загального впливу від «АДС». Тому нами було проведено лабораторні дослідження біотичних компонентів та ґрунту придорожнього простору обраної ділянки дороги за результатами яких було підтверджено накопичення важких металів в придорожньому просторі, зокрема виявлено забруднення рослинності придорожнього простору з перевищенням ГДК.

За узагальненими результатами лабораторних досліджень побудовано рангові ряди накопичення важких металів у досліджуваних зразках рослинності та ґрунтів придорожнього простору досліджуваної ділянки дороги, а також рангові ряди досліджуваної рослинності придорожнього простору за рівнем вмісту в них важких металів. Підтверджено, що дослідження важких металів в придорожньому просторі може слугувати як додатковий моніторинг екологічної безпеки експлуатації автомобільної дороги. Варто зазначити, що для вибору заходів, щодо зменшення негативного впливу діяльності автомобільних доріг на навколишнє середовище та забезпечення екологічної безпеки у післявоєнний час, моніторинги та перевірки, в тому числі і за цілісністю дорожнього полотна та наслідками забруднень, стануть ще більш необхідними.

### **Література**

1. Офіційна сторінка Укравтодору. – [Електронний ресурс]. – URL: <https://ru-ru.facebook.com/Ukravtodor.Gov.Ua>
2. Юрченко О.В. Формування орнізаційно - економічного механізму забезпечення екологічної безпеки дорожнього господарства: дис. на здобуття наук. ступ. к.т.н. спец. 08.00.06 «Економіка природокористування та охорона навколишнього середовища»/ Юрченко Оксана Вікторівна. – Сумський Національний Аграрний Університ. Суми. 2017. 217 с.

3. Адамова Г.В., Пісня Л.А. Оцінка дієвості заходів зменшення впливу експлуатації автомобільних доріг на довкілля. Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей XVII Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 13-17 вересня 2021 р.) / УКРНДІЕП. – ПП «Стиль-Іздат», 2021. URL: <http://www.niiep.kharkov.ua/sites/default/files/konfer2021.pdf>

4. Адамова Г.В. Комплексна еколого-аналітична оцінка системи «Автомобіль Дорога-Середовище» на прикладі ділянки дороги М-29. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна* серія «Екологія», (25), 55-69. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2021-25-05>

URL: <https://periodicals.karazin.ua/ecology/article/view/17927>

**Аніщенко Л. Я.**, д-р техн. наук, доц.;

**Горишнякова Я. В.**, наук. співр., аспіранка

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

## **ОСОБЛИВОСТІ ВИЗНАЧЕННЯ КРИТЕРІЇВ НЕОБХІДНОСТІ ПРОВЕДЕННЯ ПІСЛЯПРОЄКТНОГО МОНІТОРИНГУ ПЛАНОВАНОЇ ДІЯЛЬНОСТІ**

Згідно з міжнародними процедурами проведення післяпроектного аналізу (ППА), Законом України «Про оцінку впливу на довкілля» та нормативними документами України післяпроектний моніторинг (ППМ) при необхідності проводиться на стадії реалізації планованої діяльності (ПД) [1].

При цьому звіт з оцінки впливу на довкілля (ОВД) має містити «стислий зміст програм моніторингу та контролю щодо впливу на довкілля під час провадження планованої діяльності, а також (за потреби) планів післяпроектного моніторингу». Виконання цього положення Закону потребує критеріїв для визначення необхідності проведення ППМ та забезпечення відповідності напрямків та видів ППМ, характеру та видам впливів діяльності, що має реалізуватись.

Особливої уваги потребують питання визначення цих критеріїв при розміщенні ПД на техногенно-навантажених територіях, що характеризуються високим природно-ресурсним потенціалом [2].

Розробка плану ППМ в цих умовах потребує виявлення найбільш уразливих компонентів довкілля на базі оцінки їх сучасного стану та прогнозованого впливу ПД, включаючи кумулятивні впливи повномасштабних бойових дій. Проведення досліджень при цьому матиме наступну послідовність:

- визначення найбільш уразливих при реалізації планованої діяльності компонентів навколишнього природного середовища і маркуючих забруднюючих елементів та визначення основних факторів впливу з урахуванням їх ієрархічної залежності і значимості;
- розробка ППМ з обґрунтуванням території досліджень та регламенту його проведення. Проведення організації спостережної мережі післяпроектного моніторингу;
- вибір методів досліджень;

- проведення польових робіт в відповідності до сезонів гідрологічного року;
- аналіз ретроспективних даних стану компонентів довкілля;
- обробка та систематизація поточних натурних даних моніторингових досліджень з залученням ретроспективної інформації.
- проведення післяпроектного аналізу впливів на довкілля з залученням ретроспективної планованої діяльності на досліджуваній території.
- післяпроектний аналіз відповідності фактичного стану компонентів природного середовища прогнозованого в проєкті ПД з урахуванням прийнятим в проєкті природоохоронним (водоохоронним) рішенням, тобто забезпечення належного екологічного стану довкілля в умовах реалізації планованої діяльності;
- обґрунтування необхідності та особливості корегування ППМ для подальшого проведення моніторингових досліджень та розробки додаткових природоохоронних заходів;

План ППМ доцільно розробляти в узгодженні з основними завданнями ППА, а саме:

- аналіз та узагальнення даних екологічного моніторингу за час від початку реалізації ПД; 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 або інших матеріалів оцінки впливу на довкілля, на підставі яких зроблено висновок з оцінки впливу;
- уточнення характеристик та коефіцієнтів, що були використані у попередніх матеріалах ОВД планованої діяльності;
- з'ясування виявлених раніше невизначеностей у оцінках впливів та уточнення прогнозних оцінок екологічних наслідків подальшої реалізації ПД та ефективності реалізованих природоохоронних заходів з використання технології багатокритеріальної комплексної оцінки впливу [3-5];
- обґрунтування доцільності додаткових природоохоронних заходів.

Це забезпечить дієве використання результатів ППМ для прийняття управлінських або юридичних рішень щодо подальшого провадження ПТ.

Таким чином, є потреба у розробці рекомендацій з проведення ППМ, які міститимуть положення щодо критеріїв необхідності ППМ та відповідності напрямків

та видів ППМ характеру і видам впливів на довкілля діяльності, що реалізується по завершенні процедури ОВД, включаючи кумулятивні впливи наслідків бойових дій.

### **Література**

1. Аніщенко Л.Я., Свердлов Б.С. Післяпроектний моніторинг як складова післяпроектного аналізу // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей XVIII Міжнародної наук.-практ. конф. (м.Харків, 15-17 вересня 2022 р.)/ УКРНДІЕП. С.
2. Моніторинг мінерально-сировинної бази України та екологічного стану територій її гірничодобувних регіонів у контексті забезпечення її сталого розвитку / Є.Ю. Довгий, С.О. Довгий, О.М Трофимчук, М.М. Коржнев, Е.О. Яковлев та інш.; НАН України, Інститут телекомунікацій і глобал. інформ. простору. Київ : Ніка-Центр, 2019. 148 с.
3. Анищенко Л.Я. Теоретическое обоснование комбинированного метода принятия решений в задачах многокритериальной комплексной оценки воздействий и управления экологической безопасностью протяженных гидротехнических сооружений // Восточно-европейский журнал передовых технологий, 2009. № 2. С. 21 – 28.
4. Аніщенко Л.Я. Оцінка пріоритетності варіантів здійснення планованої діяльності за критеріями екологічної безпеки / Л.Я. Аніщенко, Б.С. Свердлов, Л.А. Пісня// Восточно-европейский журнал передових технологий. 2009. №4. С. 22 – 28.
5. Анищенко Л.Я. Решение экологических задач планируемой деятельности на основе комплексной оценки воздействий на окружающую среду // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: VII Міжнародна наук.-практ. конф. Алушта, 12-16 вересня 2011 р.: Зб. наук. ст. у 2-х т. / УкрНДІЕП. Харків: Райдер, 2011. Т. 1. С. 10 – 18.

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*

## **ОБҐРУНТУВАННЯ ТА ВИБІР АЛЬТЕРНАТИВ ДЛЯ СЕО МІСТОБУДІВНОЇ ДОКУМЕНТАЦІЇ В УМОВАХ ВОЄННИХ ЗАГРОЗ**

Стратегічна екологічна оцінка (СЕО) документів державного планування в умовах воєнних загроз потребує підвищення екологічної безпеки проєктованої діяльності в частині прийняття (вибору) ефективних рішень за рахунок вдосконалення науково-методичних рекомендацій з використанням нових інструментів (інформаційно-логічних моделей) системного аналізу та експертних оцінок.

Запровадженням участі громадськості в створенні умов для екологічно безпечного життя та чисте навколишнє природне середовище (НПС). шляхом широкого впровадження механізмів СЕО, потребує особливих підходів в умовах воєнних загроз, що стали постійним сьогоденням фактично для всієї території України починаючи з 24 лютого 2022 року.

В публікаціях ЕЕК ООН стосовно ефективного управління в надзвичайних ситуаціях (НС), зокрема узагальнених в [1] підкреслено, що усунути повністю ризик практично неможливо, бо завжди залишаються три типи ризиків:

- випадки, пов'язані з залишковими ризиками, тобто після їх аналізу та опрацювання, наприклад згідно з ІСО 73;
- ризики які признані прийнятними вході аналізу;
- ризики, які не були виявлені чи прогнозовані, тобто принципово нові.

Кризисне управління може бути ефективним лише гармонійно поєднаним з процесами ідентифікації та опрацювання ризиків і це лише необхідні умови але не достатні в цілому. Важливим також є зауваження [1], що наявні плани дій в надзвичайних ситуаціях (або ПЛНС – планів ліквідації надзвичайних ситуацій) для різних ризиків є ключовою базою для успішного вирішення завдань, що можуть бути досягнуті як результат для саме нових непередбачуваних ризиків. Оперативне комбінування елементів та алгоритмів із існуючих ПЛНС дозволяє починати діяти в

невідкладних умовах суттєво раніше чим при їх відсутності. Наявність ПЛНС для різних випадків ризиків створює своєрідні буфери та резерви і відповідні навички та досвід як у прийнятті управлінських рішень так і практичній реалізації дій.

Основні результати які дають наявні ПЛНС це перш за все можливості для визначення трьох груп ключових параметрів:

- час необхідний для відновлення критичних та найбільш важливих функцій територій та об'єктів;
- вплив на цільове призначення об'єкту чи території а також виконання їх функцій у життєзабезпеченні;
- ступінь відновлення якої можливо досягти з урахуванням наявних поточних можливостей

Як правило [1] аналіз наслідків для функціонування територій та об'єктів критичної інфраструктури дає відповіді та розуміння для наступного бачення: масштабів ураження; межі часу на реагування та наслідки; механізмів впливу дестабілізуючих наслідків; імовірність випадків, причин та умов їх виникнення; відображення процесів, можливостей інфраструктури загалом чи інших окремих факторів функціонування об'єкту чи території та їх ролі в забезпеченні в життєздатності та безпеки населеного пункту тощо.

Результатами такого аналізу може бути розрахунковий час для відновлення та реагування для кожного із оцінюваних об'єктів чи територій щодо ризиків які створюють дестабілізацію екологічно безпечного стану для населення та чи території.

Окремої уваги заслуговує створення бази резервів: фінансових, необхідних сил та засобів, включаючи навчання та отримання ними практичного досвіду а також підтримання дієздатності на особливий період. Зрозуміло, що чим дорожче ПЛНС та його резерви, тим менший термін часу потрібно для відновлення життєздатності та екологічної безпечності об'єкта чи території для якої він розроблявся.

Традиційно структура ПЛНС має охоплювати три головні етапи: 1) стабілізацію, тобто дії з метою зменшення збитків, особливо на самих ранніх етапах; 2) продовження можливостей виконання критичних цільових функцій, особливо щодо збереження екологічної безпеки населення та території в межах діяльності об'єкту. Причому в ПЛНС включають детальний опис для кожної з цільових функцій або їх груп; 3) відновлення, тобто повернення до умов функціонування та управління в докризовий час чи перехід до нового стану функціонування з урахуванням наявних умов та можливостей.



Проблемних питань і завдань багато, і зрозуміло, що шукати відповіді на нагальні екологічні питання впливу факторів воєнної природи доцільно в наукових розробках військових екологів. В відкритих наукових дослідженнях та публікаціях неодноразово зазначалося, що в Україні має бути створена єдина система екологічного моніторингу (СЕМ «Україна»), що включає складові всіх рівнів від точкових (об'єктових) до регіональних, відомчих та загальнодержавних. Також, було визначено, що без наявної своєчасної і об'єктивної інформації про екологічний стан довкілля на місцях, прогнозування його змін під дією техногенних факторів, в тому числі воєнної та військової природи діяльності, аналітичної оцінки ефективності функціонування всіх систем управління станом навколишнього природного середовища і аналізу взаємодії з місцевими органами державного управління та самоврядування вирішити завдання щодо забезпечення конституційних прав людини на чисте довкілля в умовах воєнних загроз стає практично неможливим.

Щодо питань впливу «потоків воєнно-техногенного навантаження» на НПС, які системно розглянуті для військових об'єктів в [2], то їх можливо використати і доповнити, особливо в частині елементів критичної інфраструктури населених пунктів для екологічної оцінки об'єктів містобудівної документації.

Використання напрацьованого математичного апарату алгебри скінчених предикатів під час розробки інформаційно-логічних моделей оцінки стану НПС та бази знань для створення *«екологічних портретів територій військових об'єктів»* [3, 4] в завданнях управління екологічною безпекою військ, що наразі воєнних загроз в Україні які створили тривалі загрози життєзабезпеченню населених пунктів та екологічному стані територій.

Визначення скінченого предикату здійснюється у такий спосіб. Нехай  $A$  – скінченний алфавіт, що складається з  $k$  літер  $a_1, a_2, \dots, a_k$ ,  $\varepsilon$  – множина, що складається з двох елементів, які позначаються символами  $0, 1$  і називаються відповідно *неправдою* та *істиною*. Змінна, яка задана на множині  $A$  називається літерною, змінна, яка задана на множині  $\varepsilon$  називається логічною. Скінченим  $n$ -місним предикатом над алфавітом  $A$  називається будь-яка функція  $t = f(x_1, x_2, \dots, x_n)$  від  $n$  літерних аргументів  $x_1, x_2, \dots, x_n$ , заданих на множині  $A$ , яка приймає логічні значення  $t$ . Якщо скінченний предикат називається  $k$ -їчним, це означає, що його алфавіт складається з  $k$  літер.

Кожна алгебра скінчених предикатів повністю характеризується алфавітом літер  $A$ , що складається з  $a_1, a_2, \dots, a_k$  літер, і алфавітом змінних  $B$ , що складається з  $n$  символів  $x_1, x_2, \dots, x_n$ . Засобами алгебри скінчених предикатів з алфавітом літер  $A$  і

алфавітом змінних  $V$  можна записати будь який  $n$ -місний  $k$ -ічний предикат  $f(x_1, x_2, \dots, x_n)$ , заданий над алфавітом  $A$ .

Формула  $a_i(x_j)$  розглядається як одномісний предикат, який залежить лише від змінної  $x_j$  і визначається наступним шляхом:

$$x_i^a = \begin{cases} 1, & x_i = a \\ 0, & x_i \neq a \end{cases} \quad (1 \leq i \leq n). \quad (1)$$

Предикат  $x_i^a$  реалізує «впізнавання» літери  $a_i$ . Отже, на розгляданій алгебрі скінчених предикатів існує  $kn$  впізнавань, які разом з операціями диз'юнкції та кон'юнкції складають її базис.

Для повного визначення певної алгебри скінчених предикатів також необхідно позначити скінчену множину  $U^n$ , яка складається з  $n$  об'єктів, з тих самих, з яких складаються і множини  $A_{1j}, A_{2j}, \dots, A_{nj}$ . Предикатами, заданими на  $U^n$ , є функції, що відображають цей універсум на множину значень логічної змінної  $\varepsilon$ , істина або неправда.

Математична модель задачі створення екологічного портрету територій ВО, яка дозволяє вирішити задачу прийняття рішення у рамках соціо-еколого-економічної системи описується відображенням:

$$y_i X \times P \times F \times S \rightarrow Y \quad (2)$$

де  $X$  – множина впливів, у тому числі керуючих;  $P$  – множина параметрів задачі – параметри оптимальності функціонування підсистеми соціо-еколого-економічної системи;  $F$  – принцип оптимальності соціо-еколого-економічної системи;  $S$  – обмежувальні умови задачі у вигляді термодинамічних вимог щодо стану рівноваги у соціо-еколого-економічній системі; стан термодинамічних потоків між складовими соціо-еколого-економічної системи, що забезпечують гомеостаз системи;  $Y$  – множина вихідних змінних.

Така еколого-інформаційна система дозволяє реагувати на управляючий вплив або будь-які дії факторів, що змінюють стан будь-якої підсистеми соціо-еколого-економічної системи, і таким чином надавати необхідну і достатню інформацію.

Таким чином, важливо зазначити, що впровадження **екологічного портрету територій об'єктів критичної інфраструктури** під час розробки та затвердження проектів та програм містобудівної документації, який є динамічною інформаційною структурою та забезпечує користувачів необхідною і достатньою інформацією у разі загрози виникнення надзвичайних ситуацій, дає комплексне

оцінювання та прогноз для формування управлінського рішення із попередження, локалізації та ліквідації наслідків з мінімальними затратами часу на такі рішення.

### **Література**

1. ЕЭК ООН (2014) Управление рисками в системах нормативноо регулирования // Нью-Йорк и Женева// ECE/TRAGE/390.
2. Методологічні підходи до створення бази даних для системи керування станом навколишнього середовища в Збройних Силах України / [Романченко І.С., Сбітнєв А.І., Чумаченко С.М., Слободяник В.А.] // Наука і оборона. – 2003. – № 3. – С. 50-56.
3. Петрухін С.Ю. Місце екологічного портрету території в системі управління якістю навколишнього природного середовища / С.Ю. Петрухін // Розвиток озброєння та військової техніки під впливом локальних війн та конфліктів сучасності: Зб. матер. наукового семінару. – Харків: ВФП НТУ «ХПІ». – 2008. – С. 15-16.
4. Петрухін С.Ю. Модель підтримки прийняття ефективного управлінського рішення в надзвичайних ситуаціях на основі функціонально-структурного підходу // Об'єднання території та практики – залог підвищення постійної готовності оперативно-рятувальних підрозділів до виконання дій за призначенням: Матеріали VII наук.-техн. конф. – Харків: Національний університет цивільного захисту України, 2010. – С.150-152.

Аніщенко Л. Я., д-р техн. наук, доц.;

Свердлов Б. С.

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

## **ПІСЛЯПРОЄКТНИЙ МОНІТОРИНГ ЯК СКЛАДОВА ПІСЛЯПРОЄКТНОГО АНАЛІЗУ**

В українських нормативно-методичних документах з оцінки впливу на довкілля паралельно існують терміни «післяпроєктний аналіз» і «післяпроєктний моніторинг».

Термін *«післяпроєктний аналіз»* (ППА) походить з тексту Конвенції про оцінку впливу на навколишнє середовище у транскордонному контексті, відомої як Конвенція Еспо [1] (далі – Конвенція). Процедура ППА у окремії статті 7 та додатку V Конвенції окреслена так: ППА проводиться за домовленістю заінтересованих Сторін; він містить спостереження за діяльністю, стосовно якої відповідно до Конвенції здійснюється оцінка впливу на навколишнє середовище, та визначення будь-якого шкідливого транскордонного впливу; в разі виявлення наявності або загрози такого впливу Сторони негайно інформують про це одна одну, а потім проводять консультації щодо заходів, які ще необхідно вжити з метою зменшення або усунення впливу. Цілі ППА за додатком V включають: «а) контроль за дотриманням умов, викладених у дозволі або обумовлених при затвердженні цієї діяльності, та ефективністю заходів по зменшенню впливу; б) аналіз виду діяльності з метою забезпечення відповідного рівня управління та готовності до дій в умовах невизначеності; с) перевірку попередніх прогнозів, з тим щоб використовувати набутий досвід у майбутньому при здійсненні аналогічних видів діяльності».

Звідси випливає, що, по-перше, ППА в рамках Конвенції розглядається як міжнародна процедура, по-друге, ППА проводиться на стадії реалізації планованої діяльності, по-третє, у ППА поєднуються завдання екологічного моніторингу (спостереження та контроль за дотриманням умов дозволу на діяльність) та оцінки впливу на довкілля (визначення транскордонного впливу, управління діяльністю, перевірка прогнозів, розробка заходів з пом'якшення або усунення впливів).

При цьому важливо розуміти, що слово «аналіз», яке і в українській, і в англійській мовах має подвійний сенс, у тексті Конвенції Еспо вживається у значенні «метод наукового дослідження предметів, явищ та ін. шляхом розкладу,

розчленування їх у думці на складові частини», а не у значенні «визначення складу і властивостей якої-небудь речовини» (цитуються за електронним виданням одинадцятитомного «Словника української мови», режим доступу: <http://sum.in.ua/s/analiz>).

В Україні міжнародну процедуру післяпроектного аналізу було частково запроваджено при реалізації першої черги проекту створення глибоководного суднового ходу Дунай – Чорне море в українській частині дельти Дунаю [2].

На національному рівні проведення ППА на останньому етапі оцінки впливів на навколишнє середовище «за необхідності» передбачено ДБН А.2.2-1-2003 [3] – нормативним документом України, який і досі залишається чинним, але після введення в дію Закону України «Про оцінку впливу на довкілля» [4] (далі – Закон) область його застосування обмежена планованою діяльністю, яка за Законом не підпадає під процедуру оцінки впливу на довкілля (ОВД).

Словосполучення «*післяпроектний моніторинг*» (ППМ) набуло поширення в Україні після прийняття Закону [4]. Вперше у тексті Закону воно вжите у статті 6, де 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 післяпроектного моніторингу» (ст. 6, ч. 2, п. 11). Це дає підстави говорити про певну відмінність ППМ від моніторингу та контролю за впливом на довкілля, що зазвичай здійснюються при реалізації планованої діяльності, хоч зазначена у статті 13 мета ППМ не відрізняється від мети традиційного екологічного моніторингу здійснюваної діяльності і полягає у виявленні «будь-яких розбіжностей і відхилень у прогнозованих рівнях впливу та ефективності заходів із запобігання забрудненню довкілля та його зменшення».

Основними новаціями, які водночас із новим словосполученням унормовуються статтею 13 Закону, є: 1) встановлення тісного взаємозв'язку між Звітом з ОВД та висновком з оцінки впливу на довкілля в частині порядку, строків і вимог до здійснення ППМ; 2) закріплення порядку, за яким на підставі негативних результатів ППМ за рішенням суду провадження планованої діяльності підлягає скасуванню, а діяльність – припиненню; 3) в узаконенні проведення повторної процедури ОВД у разі звернення надалі за новим рішенням про провадження діяльності.

На наш погляд, перші дві новації є дещо недоопрацьованими. Зокрема, існує протиріччя між тим, що звіт з ОВД включає, за потреби, стислий зміст планів ППМ, а вимоги до здійснення ППМ надаються у висновку з оцінки впливу на довкілля, коли за процедурою ОВД змінити текст звіту вже неможливо. Сподіваємося, що ці

суперечності будуть усунуті під час розробки методичних рекомендацій щодо змісту та порядку складання плану та звіту післяпроектного моніторингу, здійснюваної наразі в УКРНДІЕП, де, зокрема, планується приділити достатню увагу науково обґрунтованому визначенню переліку показників і обсягу досліджень, які мають бути відображені у планах ППМ.

Стосовно другої новації зазначимо, що між результатами досліджень, які проводяться за планами післяпроектного моніторингу, та виявленням значного негативного впливу діяльності на життя і здоров'я населення чи довкілля, який «не був оцінений під час здійснення оцінки впливу на довкілля та/або істотно змінює результати оцінки впливу цієї діяльності на довкілля», як вимагається у Законі [4], пролягає велика дистанція. Її подолання навряд чи можливе в ході судового розгляду, оскільки це потребує глибокого наукового аналізу методами оцінки впливу на довкілля реалізованої діяльності, зокрема, розробленими в УКРНДІЕП для процедури ППА [2, 5].

Таким чином, існує нагальна потреба у повноцінному поєднанні післяпроектного моніторингу з глибокою науковою оцінкою впливу реалізованої діяльності на довкілля. Шляхом такого поєднання може стати впровадження процедури післяпроектного аналізу, визнаної у світі та опрацьованої на методичному рівні для умов України.

## **Література**

5. 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](https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_272/print).
6. Гриценко А. В. Післяпроектний аналіз як заключний етап процедури оцінки транскордонних впливів на довкілля / А. В. Гриценко, Л. Я. Аніщенко, Б. С. Свердлов // Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки: зб. наук. праць / УКРНДІЕП. – Х. : Райдер, 2016. – Вип. XXXVIII. – С. 14–28.
7. ДБН А.2.2-1-2003 Склад і зміст матеріалів оцінки впливів на навколишнє середовище (ОВНС) при проектуванні і будівництві підприємств, будинків і споруд. – К.: Держбуд України. – 2004. – 23 с.
8. Закон України від 23.05.2017 р. № 2059-VIII. Про оцінку впливу на довкілля. – Голос України від 17.06.2017. – № 110.
9. Аніщенко Л.Я. Методичні засади підготовки звіту з оцінки впливу на довкілля діючих підприємств / Л.Я. Аніщенко, Л.А. Пісня, Б.С. Свердлов, В.О. Полозенцева, І.В. Бондаренко // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. пр. XIV

Міжнародної наук.- практич. конференції (м. Харків, 10-14 вересня 2018 р.) / УКРНДІЕП.  
– Х.: ФОП Столярова І. П. – 2018. – С. 16-20.

**Аніщенко Л. Я.**, д-р техн.. наук, доц.;

**Свердлов Б. С.**,

**Пісня Л. А.**, канд.. техн.. наук,

**Барміна І. В.**

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

## **УРАХУВАННЯ КУМУЛЯЦІЇ ВПЛИВІВ РІЗНИХ ДЖЕРЕЛ ТА ФАКТОРІВ ПРИ ОЦІНЦІ ВПЛИВУ НА ДОВКІЛЛЯ ПЛАНОВАНОЇ ДІЯЛЬНОСТІ З РЕКОНСТРУКЦІЇ ГСХ ДУНАЙ – ЧОРНЕ МОРЕ**

Відповідно до Закону України «Про оцінку впливу на довкілля» Звіт з оцінки впливу на довкілля (ОВД) містить опис і оцінку можливого кумулятивного впливу на довкілля планованої діяльності як однієї з багатьох перелічених у цьому Законі характеристик, які мають враховуватися у ОВД, хоча при цьому пряме визначення кумулятивного впливу відсутнє.

Слово кумуляція походить від лат. *simulatio* «нагромадження, скупчення», від дієслів *simulare* «складати; заповнювати; завершувати» та *simulo* «накопичую».

У сучасній науковій термінології це слово вживається у різних значеннях у залежності від галузі науки. Зокрема в медичних науках під кумуляцією розуміють нагромадження в організмі людини, тварин і рослин різних речовин (ліків, отрут тощо) внаслідок тривалого їх уживання, тобто, мається на увазі поступове накопичення речовин за тривалий час.

У близькому сенсі цей термін вживається у біологічних та сільськогосподарських науках (зокрема, в галузях екології, охорони природи, агрономії), де кумуляція визначається як збільшення в біогеоценозах концентрації різних реагентів, які є забруднювачами, та зростаюче накопичення хімічних елементів і речовин в організмах внаслідок тривалого надходження з їжею і при диханні [ <https://superagronom.com/slovník-agronoma/kumulyaciya-id20435>; <https://school.hometask.com/kumulyaciya/>; [http://eco-paper.kpi.ua/images/documents/metodichki/eco/3k/eco\\_ludini\\_PZ\\_SR.pdf](http://eco-paper.kpi.ua/images/documents/metodichki/eco/3k/eco_ludini_PZ_SR.pdf) ].

Ступінь кумулятивної дії хімічних сполук при цьому виражають коефіцієнтом кумуляції — це відношення сумарної дози речовини, яка спричиняє смертність 50%



піддослідних тварин при багаторазовому введенні в організм, до дози, яка спричиняє смертність 50% тварин при одноразовому введенні.

Економічна енциклопедія визначає кумулятивний ефект як економічний, фінансовий ефект, що досягається за рахунок поступового нагромадження, зосередження факторів і подальшої їх «вибухової» дії.

З додатку 4 до Порядку передачі документації для надання висновку з оцінки впливу на довкілля та фінансування оцінки впливу на довкілля випливає, що під кумулятивним впливом розуміється вплив «...інших наявних об'єктів, планованої діяльності та об'єктів, щодо яких отримано рішення про провадження планованої діяльності, з урахуванням усіх існуючих екологічних проблем, пов'язаних з територіями, які мають особливе природоохоронне значення, на які може поширитися вплив або на яких може здійснюватися використання природних ресурсів».

У Загальних методичних рекомендаціях з підготовки звітів з ОВД суб'єктами господарювання, затверджених наказом Міндовкілля України №193 від 15.03.2021, запропоновано покрокову процедуру оцінки впливу планованої діяльності з урахуванням усіх об'єктів – джерел впливу аналогічного характеру (виду).

Підсумовуючи вищенаведені методичні підходи, можна констатувати, що при оцінці впливу на довкілля за процедурою ОВД, прийнятою в Україні, оцінювання кумулятивних впливів зосереджується на врахуванні сукупної дії різних аналогічних джерел впливу, але при цьому не наголошується на необхідності врахування кумуляції наслідків впливів у часі, на відміну від оцінювання кумуляції впливів у медицині та економіці.

В світовій практиці оцінювання кумулятивних впливів на довкілля також має місце підхід, коли враховується переважно територіальне накладення та взаємодія впливів різних об'єктів (проектів) господарської діяльності, але і при такому підході обов'язково враховуються минулі, сучасні та майбутні (розроблені або імовірні) проекти та взаємодія між різними видами впливів [[https://iaac-aeic.gc.ca > documents\\_staticpost > pdfs](https://iaac-aeic.gc.ca/documents_staticpost/pdfs)].

Ще більш глибокий підхід рекомендований у методичному посібнику «Кумулятивний вплив. Посібник з передової практики для австралійської вугільної промисловості». [<https://www.socialimpactassessment.com/documents/Cumulative%20impacts%20CSR%20guide.pdf>].

У цьому посібнику кумулятивні впливи визначено як послідовні, зростаючі та комбіновані впливи однієї або кількох видів діяльності, що стосуються суспільства, економіки та навколишнього середовища.

Кумулятивні впливи є результатом сукупної дії впливів на рецептор і можуть бути продуктом минулої, теперішньої чи майбутньої діяльності.

Сукупний вплив може бути як позитивним, так і негативним і може відрізнятися інтенсивністю, а також просторовою і часовою протяжністю. Сукупний вплив може взаємодіяти з іншими окремими впливами таким чином, що вони можуть агрегуватися лінійно, експоненційно або досягати «переломних точок», після чого можуть відбутися серйозні зміни в екологічних, соціальних та економічних системах. Тобто, мають враховуватися часові зміни кумуляції впливів, накопичувані та відкладені кумулятивні ефекти.

Наявність транскордонних впливів на довкілля планованої діяльності з реконструкції глибоководного суднового ходу (ГСХ) Дунай – Чорне море та підвищена увага міжнародної громадськості до оцінки наслідків кумуляції впливів ГСХ для довкілля дельти Дунаю зумовлюють необхідність поглибленої оцінки кумулятивних впливів та особливе місце такої оцінки в комплексній ОВД і при управлінні екологічною безпекою зазначеної планованої діяльності. Маються на увазі екологічні наслідки, що проявляються в результаті змін, індукованих у навколишньому середовищі при одночасній реалізації планованої діяльності та інших видів господарської діяльності, які здійснюються або плануються в межах спільної зони впливу на довкілля. При цьому комплексна оцінка наслідків має охоплювати будівельний та експлуатаційний періоди, поширюватися на коротко-, середньо- та довгострокову перспективу, враховувати періодичність та повторюваність впливів.

Складність оцінки значущості спільних впливів різних факторів визначається можливістю різних сценаріїв взаємодії факторів впливів: незалежні впливи, просте підсумовування, взаємне підсилення чи ослаблення. Впливи, які повторюються, можуть призводити до різної реакції об'єктів впливу: величина відгуку може бути постійною, може з часом зменшуватися (ефект звикання), може збільшуватися (ефект вичерпання захисних механізмів).

Оцінки імовірності та величини кумулятивних ефектів при спільній дії окремих факторів, яка повторюється, виявлення найбільш несприятливого поєднання цих факторів, а також визначення найбільш ефективних природоохоронних заходів з урахуванням екологічних вимог до стану або функціонування тих об'єктів чи елементів довкілля, безпеку яких при ми маємо забезпечити, також входить до кола задач оцінки кумулятивних впливів.

Для планованої діяльності з реконструкції ГСХ Дунай – Чорне море зона імовірного впливу на довкілля України охоплює всю територію Кілійської дельти Дунаю

та прилеглу ділянку узмор'я, а аналіз імовірних транскордонних впливів має поширюватися і на Сулінську дельту. Таким чином, предметом аналізу факторів кумулятивного впливу планованої діяльності є джерела впливів на довкілля об'єктів промисловості, сільського господарства та інфраструктури в межах усього українського Придунав'я.

Зважаючи на те, що траса глибоководного суднового ходу Дунай-Чорне море проходить по українській ділянці дельти р. Дунай поряд з територією Дунайського біосферного заповідника, яка є частиною білатерального Румунсько-Українського заповідника «Дельта Дунаю», та з іншими природоохоронними територіями, комплексна оцінка впливів реконструкції ГСХ з урахуванням їх кумуляції має виконуватися, в першу чергу, по відношенню до біологічних об'єктів.

Унікальні водно-болотні біоценози дельти Дунаю за Рамсарською Конвенцією є особливо чутливими до антропогенних впливів і потребують спеціальної охорони. У відповідності до Конвенції Еспо усі можливі довготривалі впливи на біоту в районі траси ГСХ повинні розглядатися як транскордонні.

При цьому треба мати на увазі, що віддалені негативні екологічні наслідки можуть бути викликані як факторами впливів, які періодично повторюються і безпосередньо пов'язані з експлуатацією ГСХ після реконструкції (судноплаванням та ремонтним днопоглибленням), так і постійнодіючими факторами впливів, які після свого виникнення внаслідок робіт з реконструкції ГСХ продовжать діяти після їх закінчення. Зокрема, внаслідок реконструкційного днопоглиблення на перекатах рукавів і у зоні морського бару Бистрого та створення гідротехнічних споруд зміняться морфологічні та гідрологічні параметри рукавів і прилеглої до Бистрого ділянки узмор'я, і ці зміни залишаться на протязі усього подальшого періоду експлуатації ГСХ як постійнодіючі фактори впливів.

Головна задача аналізу полягає у визначенні найбільш значущих факторів і джерел кумулятивних впливів на біоту для періодів реконструкції та подальшої експлуатації ГСХ і, відповідно, найбільш ефективних природоохоронних заходів для їх мінімізації [1].

Виходячи з вищенаведеного та враховуючи результати попередніх оцінок [2], пріоритетними елементами довкілля, екологічну безпеку яких в умовах планованої діяльності з реконструкції ГСХ належить оцінювати з врахуванням кумуляції впливів, слід вважати популяції видів водно-болотних птахів у дельті Дунаю, що охороняються, популяції осетрових та дунайського оселедця, що мігрують рукавами дельти, видове різноманіття наземних хребетних, зокрема, ссавців.

Для перелічених тваринних угруповань пріоритетними факторами впливів планованої діяльності, які ймовірно кумулюватимуться з впливами інших об'єктів господарської діяльності у Придунав'ї, є: руйнація або знецінення місць перебування розмноження і харчування тварин, забруднення водного середовища, забруднення повітряного середовища, акустичний вплив, що поширюється у повітрі, вібрації у водному середовищі, прямий механічний вплив, що викликає загибель або пошкодження живих істот, зміни характеристик водних потоків. Ці фактори продукуються основними джерелами впливів планованої діяльності з реконструкції ГСХ, до яких належать: судноплавство, днопоглиблення у Кілійському рукаві, зміни морфометрії бару рукава Бистрий, гідротехнічні споруди, причому для кожного джерела характерним є певний спектр прямих і непрямих негативних впливів на довкілля.

Для судноплавства – можливість розмиву берегів хвилями від суден, спричинене шумом двигунів та звуковими сигналами, відлякування риб, що йдуть на нерест, вібрацією від двигунів, пошкодження планктонних організмів та риб гвинтами суден, викиди забруднюючих речовин при роботі судових двигунів та у разі виникнення пожеж на судах, надходження забруднюючих речовин у воду при аваріях суден.

Для днопоглиблення у Кілійському рукаві – втрата прибережних територій, відведених під берегові відвали ґрунту та площ морського дна, відведених під морський відвал ґрунту, занепокоєння тварин шумом двигунів та механізмів, потрапляння завислих і розчинених забруднюючих речовин у воду внаслідок втрат ґрунту та зі зворотними водами від берегових відвалів, викиди від двигунів, знищення організмів бентосу при днопоглибленні та при дампінгу на морський відвал ґрунту, відлякування риб, що йдуть на нерест, вібрацією, затування молоді риб у робочі органи земснарядів.

Для зміни морфометрії бару рукава Бистрий – можливість розмиву утворень переднього краю дельти внаслідок зміни напрямків та швидкостей течій; можливість поступового збільшення витрат та швидкостей потоку води у рукаві Бистрий з одночасним зменшенням цих параметрів у системах рукавів Очаківський та Старостамбульський (нижче відгалуження рукава Бистрий); можливість осушення частини територій, що обводняються системами рукавів Очаківський та Старостамбульський; можливе збіднення бентосу на ділянці рукава Бистрий, до якої періодично проникатиме клин солоної води внаслідок розкриття бару.

Гідротехнічні споруди – заняття місць мешкання тварин; втрата бентосу на площах, зайнятих спорудами; можлива перешкода на шляху нагульних та нерестових міграцій осетрових риб; зміна параметрів потоку води біля гідротехнічних споруд; зміна характеристик вздовж берегових течій огорожувальними дамбами, що може активізувати процеси переформування переднього краю дельти; перерозподіл стоку води струмененапрямною дамбою на розгалуженні рукавів Бистрий і Старостамбульський.

На підставі аналізу цих спектрів одержано більш повну характеристику імовірних найзначніших впливів планованої діяльності на тваринні угруповання, що у подальшому уможливить більш точне оцінювання наслідків їх імовірної кумуляції з впливами інших видів господарської діяльності у Придунав'ї. Насамперед це стосується діяльності морських портів Рені, Ізмаїл, та Усть-Дунайськ з портопунктом Кілія, зокрема, днопоглиблювальних та гідротехнічних робіт в акваторіях портів.

До основних впливів господарської діяльності у Придунав'ї, які мають бути враховані при оцінці їх кумуляції з планованою діяльністю, належать також впливи на якість природних вод суббасейну Нижнього Дунаю, перш за все, – скиди зворотних вод.

Управління екологічною безпекою реконструкції ГСХ з урахуванням кумуляції впливів різних джерел та факторів має базуватись на принципах багатокритеріальності та системного аналізу [1] з дослідженням складної системи: планована діяльність – інша господарська діяльність – довкілля. Для аналізу цієї системи доцільно використовувати сформульовані задачі оцінки і управління [2], запропоновану послідовність їх розв'язання з переходом від загальної задачі до часткових, визначенням найбільш значущих задач та застосуванням розробленого метода прийняття рішень [2,3]. Цей підхід дозволяє перейти від констатації наслідків впливів до управління екологічною безпекою планованої діяльності, з урахуванням особливостей експлуатації суднового ходу поблизу екологічно цінних (заповідних) територій, кумуляційних ефектів та ризику аварійних ситуацій.

Таким чином, застосування розробленої методології надає можливість врахування кумулятивних ефектів при поєднанні впливів планованої діяльності з реконструкції ГСХ із впливами промисловості, сільського господарства та інфраструктури Придунав'я.

## Література

10. Аніщенко Л. Я. Управління екологічною безпекою глибоководного суднового ходу Дунай-Чорне море в період експлуатації в умовах кумулятивного впливу на біологічні об'єкти / Л. Я. Аніщенко, Б. С. Сverdлов, Л. А. Пісня // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. - 2009.- № 1.- С. 67-76.
11. Аніщенко Л. Я. Комплексна оцінка впливів і управління екологічною безпекою протяжних гідротехнічних споруд: автореф. дис. д-р техн. н.: спец. 21.06.01 – екологічна безпека. Харків. 2001. 36 с.
12. Аніщенко Л. Я., Сverdлов Б. С. Багатокритеріальна комплексна оцінка впливів і управління екологічною безпекою водогосподарських систем методами системного аналізу // XVII міжн. наук.-практ. конф. «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення»: Зб. наук. ст.. / УКРНДІЕП.- Х. Райдер. 2021. С.26-30.

**Барбашев С. В.**, д-р техн. наук

*Національний університет «Одеська політехніка», Одеса, Україна*

## **ЧИ ПОТРІБНО ЗМІНЮВАТИ АНТРОПОЦЕНТРИЧНУ ПАРАДИГМУ РАДІАЦІЙНОГО ЗАХИСТУ БІОТИ ПРИ СИТУАЦІЯХ ЗАПЛАНОВАНОГО ОПРОМІНЕННЯ**

Основна тенденція у взаємовідносинах людини і навколишнього природного середовища на сучасному етапі полягає у створенні умов, які обмежують антропогенний вплив на компоненти як природних, так і штучних, наприклад, аграрних, екосистем з метою підтримки їх сталого функціонування.

Значною мірою це відноситься до ситуації опромінення людини і природного середовища іонізуючої радіацією, джерелами якої є ядерні установки, зокрема АЕС.

До теперішнього часу системи радіаційного захисту людини та навколишнього природного середовища будуються на антропоцентричному принципі, сенс якого полягає в тому, що, якщо від дії іонізуючих випромінювань захищена людина, то в умовах захищеності знаходиться і навколишнє природне середовище (Публікація 60 МКРЗ, 1990 рік) [1].

У Публікації 60 МКРЗ йдеться про ситуацію запланованого опромінення. Вважається, що саме при цьому забезпечується радіаційний захист людей, а нормативи, необхідні для захисту населення, повинні забезпечити захист біоти і навколишнього природного середовища в цілому.

У 2007 році вийшла у світ Публікація 103 МКРЗ [2], в якій вже йдеться про всі можливі ситуації опромінення людини - заплановане, аварійне, існуюче -, а також про необхідність розгляду широкого діапазону ситуацій опромінення природного середовища незалежно від будь-якого зв'язку з опроміненням людини та про отримання прямих та недвозначних доказів того, що захист природного середовища (біоти), а не тільки людини, буде забезпечений навіть у ситуаціях запланованого опромінення.

В цих ситуаціях для забезпечення достатнього рівня радіаційного захисту довкілля пропонується застосовувати концепцію «умовних» (референтних) тварин і рослин. Передбачається, що набір референтних біологічних видів повинен грати в

системі радіаційного захисту біоти ту ж роль, що концепція «референтної (стандартної) людини» в системі радіаційного захисту людини.

Таким чином, в останні роки у теоретичному відношенні у галузі розробки основних положень стратегії радіаційного захисту довкілля намітилося зрушення основної парадигми (системи поглядів) – від антропоцентричної до екоцентричної [3,4].

Якщо правильність застосування антропоцентричного підходу до радіаційного захисту (радіаційно-гігієнічне нормування) не викликає сумніву у фахівців і його результати вже давно використовуються на практиці, то екоцентричні підходи до нормування опромінення природних об'єктів (радіаційно-екологічне нормування) почали обговорюватися відносно недавно.

Впровадження ідеї екоцентризму у теорію та практику радіаційного захисту природного середовища з неминучістю ставить питання про розробку кількісних критеріїв допустимого опромінення представників біоти.

Існують різні підходи до екологічного нормування радіаційного впливу радіаційно-небезпечних об'єктів, зокрема АЕС, на навколишнє природне середовище. Наприклад, в якості кількісного критерію, за допомогою якого можна здійснювати таке нормування, пропонують визначати концентрацію забруднювача природного середовища, при якому проявляються зміни в життєдіяльності біогеоценозу або у критичних його елементах, тобто порушується стан гомеостазу екосистеми [5], або такий параметр, як радіаційна ємність (радіоємність) компонентів природного середовища, яка виступає як міра небезпечного накопичення радіоактивних забруднень в них що визначається реакцією біоти на дозові навантаження на екосистему [6-8].

На нашу думку, яка була наведена у роботах [9-12], параметр радіоємності може бути однаково застосований як для радіаційно-гігієнічного, так і радіаційно-екологічного нормування. При цьому вважається, що радіоємність є об'єктивною характеристикою екосистеми або її компонентів, незалежно від суб'єктивно застосовуваних оцінок, які виступають в якості міри накопичення радіонуклідів в компонентах екосистеми, яке може бути зіставлено з рівнем негативного впливу забруднювачів на елементи біоценозу та людину, враховує розміри екосистеми й (або) її компонентів, міграцію радіонуклідів від джерела викиду (скидання) в екосистему і між її компонентами.

Наприклад, стосовно ландшафту, радіаційна ємність трактується авторами робіт [9-12] як *активність радіонуклідів (РН), накопичених за час, протягом якого*



*вміст РН в ньому прийде в рівновагу з їх вмістом у сполучених компонентах, що становлять даний ландшафт, при параметрах міграції РН, властивих ландшафтним компонентам.*

**Мета даної роботи** полягає у дослідженні того, застосування якого принципу радіаційного захисту, антропоцентричного або екоцентричного, буде забезпечувати надійний захист біоти у ситуаціях запланованого опромінення.

Для досягнення цієї мети розроблено підхід до обчислення радіаційної ємності компонента ландшафту території розташування АЕС.

Основним методом обчислення радіаційної ємності є математичне моделювання процесів перерозподілу радіонуклідів, що спирається на експериментальне вивчення міграції РН в ландшафтах і районування території з урахуванням їх ландшафтно-геохімічних особливостей.

В роботах [11,12] на спрощеному прикладі було показано як можна реалізувати на практиці запропонований підхід до визначення величини радіаційної ємності ландшафтного компонента території розташування реальної АЕС, яка (радіоємність) показує рівень максимального накопичення РН в цьому компоненті і дає можливість оцінити (нормувати) рівень радіаційного впливу АЕС (дозове навантаження) на населення.

Радіаційна ємність визначалася для ділянки, яка знаходиться на відкритій місцевості в зоні спостереження Запорізької АЕС (ЗАЕС). Ділянка вибиралася за результатами радіоекологічного моніторингу ЗАЕС, наведеними у роботах [10,13].

Вона складається в основному з чорноземів звичайних малогумусних, з мінімумом рослинного покриву. Тому ландшафтним компонентом, для якого визначалась радіаційна ємність, був вибраний ґрунт.

Розрахунок радіоємності ділянки виконувався відносно радіологічно небезпечного з точки зору впливу на людину і біоту радіонукліда  $^{137}\text{Cs}$ , який викидається з АЕС при штатній роботі (ситуація запланованого опромінення).

Для спрощення розрахунків вважалось, що за роки функціонування ЗАЕС (> 30 років) потік  $^{137}\text{Cs}$  на ґрунт був приблизно постійний й рівномірний (в дійсності це приблизно виконується), що сприяло встановленню рівноваги між осадженням і поглинанням РН ефективним шаром ґрунту. В такому разі, в середньому за рік в обсязі ґрунтового шару утворюється концентрація (об'ємна активність)  $^{137}\text{Cs}$ , яка дорівнює  $1,25 \times 10^3$  Бк/м<sup>3</sup>. При площі ділянки  $1,2 \times 10^8$  м<sup>2</sup>, радіоємність (активність) її ґрунтового шару по відношенню до  $^{137}\text{Cs}$ , яка буде сформована за рік, складе приблизно  $10^9$  Бк,

а максимальна радіємність ґрунтового шару завтовшки  $\approx 0,1$  м, в якому в основному накопичується станційний цезій, буде дорівнювати  $\approx 10^{10}$  Бк.

В цих же роботах [11,12] на основі даних про радіємність ґрунту була визначена потужність дози зовнішнього опромінення для населення, яке проживає на території вибраної ділянки, за рахунок  $\gamma$  - активності радіонукліда  $^{137}\text{Cs}$ , накопиченого за рік в поверхневому шарі ґрунту. Розраховане значення потужності поглиненої дози становило 40,0 мкГр/рік, що збігається із встановленою НРБУ-97 квотою ліміту еквівалентної дози опромінення осіб категорії В за рахунок викидів АЕС (40 мкЗв/рік). *Це означає, що радіаційно-гігієнічний норматив для групи осіб категорії В, яка мешкає в досліджуваному районі зони спостереження ЗАЕС, виконується.*

Якщо узагальнити дані про радіаційну ємність всіх компонентів ландшафтів, які є в зоні спостереження АЕС, то можна визначити безпечний для людини рівень максимального накопичення радіонуклідів на території навколо АЕС, яка працює в штатному режимі, тобто провести радіаційно-гігієнічне нормування.

Знаючи радіаційну ємність компонента ландшафту, можливе визначення не тільки рівня максимального накопичення радіонуклідів у компонентах природного середовища, що знаходяться у зоні впливу штатно працюючої АЕС, але і *визначення радіаційного ризику для населення, яке проживає на території навколо радіаційно-небезпечного об'єкту, що було проілюстровано у роботі [12].*

Розрахунок величини довічного індивідуального радіаційного ризику від зовнішнього опромінення від ґрунту, забрудненого станційним  $^{137}\text{Cs}$ , був виконаний для населення, що проживає на території ділянки зони спостереження ЗАЕС, яка розглядалася при визначенні радіаційної ємності ландшафтного компоненту. Розрахунок показав, що індивідуальний радіаційний ризик від зовнішнього опромінення для населення, що проживає на території ділянки, яка розглядається у статті, дорівнює  $2,6 \times 10^{-5}$  рік<sup>-1</sup>. Це значення не перевищує величини індивідуального довічного ризику для населення в умовах нормальної експлуатації АЕС, наведеного в НРБУ-97 ( $5,0 \times 10^{-5}$ ).

На основі отриманих даних про радіємність ландшафтного компоненту та рекомендацій Публікації 108 МКРЗ [14] нами був оцінений *радіаційний ризик від зовнішнього опромінення наземної біоти*, яка знаходиться на території досліджуваної ділянки зони спостереження ЗАЕС. Вважалось, що такий ризик формується також за рахунок забруднення ґрунту  $^{137}\text{Cs}$ . У ролі представницького об'єкту біоти були вибрані гризуни (миші, кроти), які відносяться до ссавців та хребетних тварин.

Розрахунки показали, що радіаційний ризик наземної біоти від зовнішнього опромінення, обумовленого радіонуклідом  $^{137}\text{Cs}$ , що міститься в ґрунті, дорівнює  $1,1 \times 10^{-4}$  1/рік.

Порівнюючи значення радіаційного ризику для біоти із значенням індивідуального радіаційного ризику для людини в умовах нормальної експлуатації АЕС (ситуація запланованого опромінення), бачимо що *при однаковому викиді РН величина радіаційного ризику для біоти на порядок більша. Це в даному випадку означає, що людина є більш радіочутливою, ніж досліджувана біота.*

Дані про радіаційний ризик людини і біоти, які були одержані з допомогою радіаційної ємкості ландшафтного компоненту, дають можливість оцінити величину екологічно безпечних викидів АЕС, тобто таких викидів, які не впливають негативно на життєдіяльність біоти, як складової екосистеми чи її ландшафтного компоненту.

Розрахунок, виконаний нами для реального викиду  $^{137}\text{Cs}$  із Запорізької АЕС, показав, що *екологічно безпечний рівень опромінення організмів наземної біоти (ссавців), які знаходяться на досліджуваній території в зоні спостереження станції, буде забезпечуватися при викиді з АЕС майже на порядок більшому ніж для людини.*

Якщо подальші дослідження для різних видів біоти, різних радіонуклідів, різних компонентів ландшафту, опромінення як зовнішнього, так і внутрішнього підтвердять отриманий результат, то це може стати ще одним доказом того, що *при ситуації запланованого опромінення* (штатна робота АЕС) антропоцентричний принцип протирадіаційного захисту може бути застосований також й для захисту біоти, тобто свідчити про відсутність підстав для відмови від гігієнічного принципу радіаційного захисту на користь екологічного. Але на нашу думку такий висновок не безперечний для ситуацій аварійного та існуючого опромінення і потребує підтвердження.

Наведені у статті підходи до визначення радіаційної ємності, радіаційного ризику для людини і біоти, екологічно безпечного викиду АЕС та результати розрахунків демонструють один з можливих шляхів практичної реалізації рекомендацій Публікації 103 МКРЗ щодо застосування екоцентричного принципу забезпечення радіаційної безпеки навколишнього природного середовища (біоти).

## **Література**

1. Рекомендации МКРЗ 1990 года. Пределы годового поступления радионуклидов в организм работающих, основанные на рекомендациях Публикации 60 МКРЗ, ч I и Публикации 61 МКРЗ 1990 г. Пер. с англ. М.: Энергоатомиздат, 1994. 192 с.

2. Рекомендации МКРЗ 2007 года. Публикация 103 МКРЗ. Пер с англ. М.: Изд. ООО ПКФ «Алана», 2009. 344 с.
3. Алексахин Р.М., Фесенко С.В. Радиационная защита окружающей среды: антропоцентрический и экоцентрический принципы // *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2004. Т. 44. № 1. С. 93–103.
4. Гудков И.Н., Майдебуря О.П. Антропоцентрический, экоцентрический и эксцентрический подходы к радиационной и техногенной безопасности человека и окружающей среды // *Техногенна безпека: Наукові праці. Серія Техногенна безпека*. 2010. Том 139. № 126. С.4 – 9.
5. Реймерс Н.Ф. *Природопользование: Словарь – справочник*. М.: Мысль, 1990. С.306 – 307.
6. Кутлахмедов Ю.А., Матвеева И.В., Петрусенко В.П. Корогодин В.И. [и др.] Проблемы экологического нормирования и радиационная безопасность биоты экосистем // *Техногенна безпека*. 2009. Т.116, вып.103. С.29 –33.
7. Поликарпов Г.Г. Экологические основы охраны гидросферы от антропогенных воздействий // *Гидробиологический журнал*. 1981. Т. 17. вып. 6. С. 3–10.
8. Кутлахмедов Ю.А. *Дорога к теоретической радиоэкологии*. К.: Фитосоциоцентр, 2015. 360 с.
9. Радиационная емкость почвы / С.В. Барбашев, А.Л. Кононович, О.Г. Скотникова, С.В. Фесенко// *Радиационная и экологическая безопасность предприятий ядерного топливного цикла*. Одесса: УкрЯО, 1995. Вып. 1. С. 72 – 80.
10. Барбашев С.В. Система комплексного радиоэкологического мониторинга районов расположения АЭС Украины: дис. ... д-ра техн. наук: 05.14.14. Одесса, 2009. 394 с.
11. Барбашев С.В., Гладун Н.С. Радіаційна ємність екосистем та екологічне нормування радіаційного впливу АЕС. *Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку*: збірник матеріалів Третьої Міжнародної науково-практичної конференції, 22-23 жовтня 2020, м. Херсон, Україна – Херсон :«ОЛДІ-ПЛЮС», 2020. С.41– 44.
12. Барбашев С.В., Гладун Н.С. Оценка радиационного риска внешнего облучения населения на основе данных о радиоёмкости почвенного слоя, загрязненного радионуклидами // *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення*: Зб. наук. статей XVI Міжнародної науково-практичної конференції, 14-18 вересня 2020 р. Харків: ПП «Стиль-Іздат», 2020. С. 29 –35.
13. Барбашев С.В., Пристер Б.С. Оценка воздействия Запорожской АЭС на окружающую среду на основе данных комплексного радиоэкологического

мониторинга / *Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем.*  
2017. т. XXVIII. № 6. С.52 – 74.

14. ICRP Publication 108. Environmental protection: the concept and use of reference animals and plants. Ann. ICRP. 2009. V. 38. No. 4. P. 1–242

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

**Гордієнко Д. Р.**, аспірант

*Запорізький національний університет, м. Запоріжжя, Україна*

## **ПЛАЗМО-КАТАЛІТИЧНА ТЕХНОЛОГІЯ ОЧИЩЕННЯ ПОВІТРЯ**

Проблема охорони навколишнього середовища та його відтворення стає однією з найважливіших задач суспільства. Бурхливий розвиток промисловості призводить до виникнення перед людством гострої проблеми збереження екологічних систем, які багато років потерпають від впливу антропогенних факторів. Це стосується й забруднення атмосферного повітря газовими викидами. Тому розробка ефективних та відносно недорогих способів очищення викидів газів з промислових підприємств є актуальною задачею.

Традиційні методи очищення повітря в основному обмежуються застосуванням масляних і волокнистих повітряних фільтрів, які досить ефективно (не нижче 99%) очищають повітря від пилу і аерозолів.

Але, на жаль, класичні технології не вирішують проблеми очищення повітря від шкідливих газоподібних речовин (особливо органічного походження). Завдання очищення повітря від газоподібних речовин може вирішуватися методом плазмо-каталітичної технології (ПКТ).

Сьогодні плазма-каталіз є найбільш ефективною і економічною технологією газоочистки для більшості типів підприємств, там де рівень забруднення повітря газоподібними речовинами не перевищує 3000 мг/м<sup>3</sup> (теоретичну межу, після якого падає ефективність очищення).

Окремо необхідно відзначити той факт, що паралельно з очищенням повітря від газоподібних забруднюючих речовин, відбувається глибока дезінфекція та стерилізація повітря.

### Технологія заснована на:

1. Високій окисній здатності продуктів високовольтного бар'єрного електричного розряду – плазми. Результатом проходження забрудненого газу через плазмовий реактор є повне або часткове окислення найширшого спектра забруднюючих речовин до нешкідливих (менш шкідливих) речовин. Одночасно з цим відбувається збудження молекул, атомів і радикалів газоповітряної суміші в плазмовому реакторі. А цей фактор

є спонукальним механізмом для підвищення ефективності роботи каталітичного реактора (другого ступеня очищення). Окремо необхідно відзначити той факт, що одним з результатів роботи плазмового реактора є синтез озону. Озонування є одним з ефективних засобів очищення повітря від запахів, різних шкідливих речовин, бактерій, вірусів, пилових кліщів і спор цвілі. Озонування надає істотний ефект і на зниження вмісту в приміщенні токсичних речовин за рахунок їх окислення і, як результат, перетворення їх в менш небезпечні компоненти.

2. Подальшому глибокому окисленні продуктів конверсії, що утворилися в результаті проходження повітря через плазмовий реактор першого ступеня, в каталітичному реакторі другого ступеня. Доочищення газоповітряної суміші відбувається за рахунок фінішного розщеплення залишків забруднюючих речовин і озону, синтезованого в плазмовому реакторі, до цілком «нешкідливих»  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{O}_2$ ,  $\text{N}_2$ . В установках ПКТ застосовується низькотемпературний каталізатор, який завдяки наявності ступені плазмового реактора ефективно працює в діапазоні температур 30–70°C.

На рисунку 1 схематично наведено принцип роботи установки ПКТ.

ПКТ потрібна в наступних випадках: де необхідне очищення і стерилізація повітря; потрібно озонування та знезараження; є хімічні або лакофарбові виробництва; є зварювання, плазмова або лазерна різка металів, фанер, пластмас і гум; є целюлозно-паперове або поліграфічне виробництво; виробляється парфумерія, харчова або тютюнова продукція; проводиться водоочищення; на об'єктах тваринництва, птахівництва, зберігання харчової продукції.

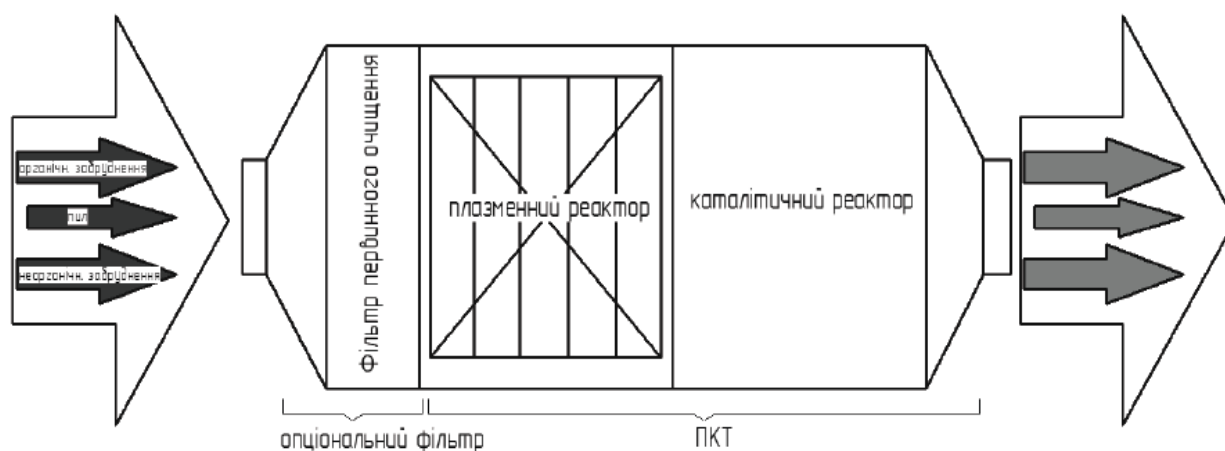


Рисунок 1 – Установка плазмо-каталітичної технології очищення повітря

В таблиці 1 наведено перелік речовин, що нейтралізуються ПКТ.

Таблиця 1 – Перелік речовин, що нейтралізуються установкою ПКТ

Речовина	% очищення	ПДК, мг/м <sup>3</sup>	Клас небезпеки
Оксиди:			
NO <sub>x</sub> , CO	до 97–99 %	0,04–0,06	2–4
Ароматичні вуглеводні:			
фенол, бензол, ксилол, толуол, стирол та ін.	до 87–97 %	0,003–50	2–4
Альдегіди, кетони, їх похідні:			
ацетон, формальдегід, бензальдегід, метилацетат, етилацетат, ацетальдегід та ін.	до 85–96 %	0,003–200	2–4
Монокарбонові кислоти:			
мурашина, оцтова та ін.	до 90–92 %	1–5	2–3
Спирти			
етанол, бутанол, ізопропіловий спирт та ін.	до 92–95 %	5–10	3–4
Речовини з різким запахом			
сірководень, аміак, диметилсульфід, природні меркаптани	до 85–98 %	0,00005– 50	2–4
Інші речовини			
озон, фтористий водень, антрацен, дибутилфталат, акролеїн, метилфенол, тетрагідрофуран, масляна кислота, вуглеводні	до 85–99 %	0,03–200	1–4

Таким чином, ПКТ забезпечує високоефективне очищення повітря і, тим самим, сприяє підвищенню рівня безпеки промислових виробництв.

### Література

1. Белоконь К.В., Тулушев Є.О. Аналіз впливу технологій промислових підприємств та автотранспорту на стан екологічної безпеки атмосферного повітря (на прикладі м. Запоріжжя) : монографія. Запоріжжя : Видавничий дім «Гельветика», 2020. – 308 с.



**Бурко В. А.**, канд. техн. наук, доц.;

**Елистратова Н. Ю.**, ст. преподаватель

*Государственное высшее учебное заведение «Приазовский государственный технический университет». г. Днепр. Украина.*

## **ИССЛЕДОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ СМЕНЫ СЕЗОНА НА КОЛИЧЕСТВЕННЫЙ И КАЧЕСТВЕННЫЙ СОСТАВ БИОМАССЫ ШТОРМОВЫХ ВЫБРОСОВ**

В статье приведен анализ математической модели, прогнозирующей содержание органической составляющей в водорослях акватории Белосарайского залива Азовского моря, от параметров окружающей природной среды.

Видовой состав штормовых выбросов в весенне-летний период, представленный преимущественно морскими травами *Zostera marina*, *Zostera noltii* и зелеными водорослями *Enteromorpha intestinalis*, *Enteromorpha clathrata*, *Enteromorpha linza* и нитчатыми *Cladophora* sp., а также их количество зависят от параметров микроклиматических условий.

Так, летом в штилевую и жаркую погоду, неоднократно, наблюдались интенсивный рост водорослей, сорванных с субстратов и принесенных ветровыми течениями к прибрежным участкам залива, и значительный рост биомассы выбросов. В результате лабораторных исследований были определены процентные соотношения сырых и сухих масс, а также содержание органического вещества в морской траве и зеленых водорослей из штормовых выбросов Белосарайского залива. [1,5]

**Цель статьи** - исследование влияния изменения параметров микроклимата на количественный состав биомассы штормовых выбросов.

Показатели изменения температуры воздуха, температуры морской воды, скорости ветра и количества осадков, в течении 2020-2021 р., принимались согласно статистическим данным Донецкого регионального центра з Гидрометеорологии, г. Мариуполь. [2, 3].

Задача аппроксимации полученных статистических данных, проводилась с помощью построения графиков множественной регрессии [3] по следующим этапам:

1. Выбор формы связи (уравнения регрессии);
2. Определение параметров выбранного уравнения;

3. Анализ качества уравнения и поверка адекватности уравнения эмпирическим данным, совершенствование уравнения.

На первом этапе выбор формы уравнения регрессии по фактору – содержание органической составляющей, проводился по каждому показателю микроклимата отдельно. Это позволило установить общий вид уравнения аппроксимирующей функции.

Анализ полученного уравнения регрессии показал, что высокое значение коэффициента детерминации  $R^2$  присутствует при полиномиальной форме тренда. Однако, исходя из того факта, что параметры микроклимата взаимосвязаны, для построения прогнозной модели использовалась функция множественной регрессии.

В результате получена математическая модель и уравнения множественной регрессии (рис. 1 и 2), которые описывают фактическую зависимость количественного содержания органики в исследуемых морских водорослях [4] от динамики показателей микроклимата в 2020-2021 году.

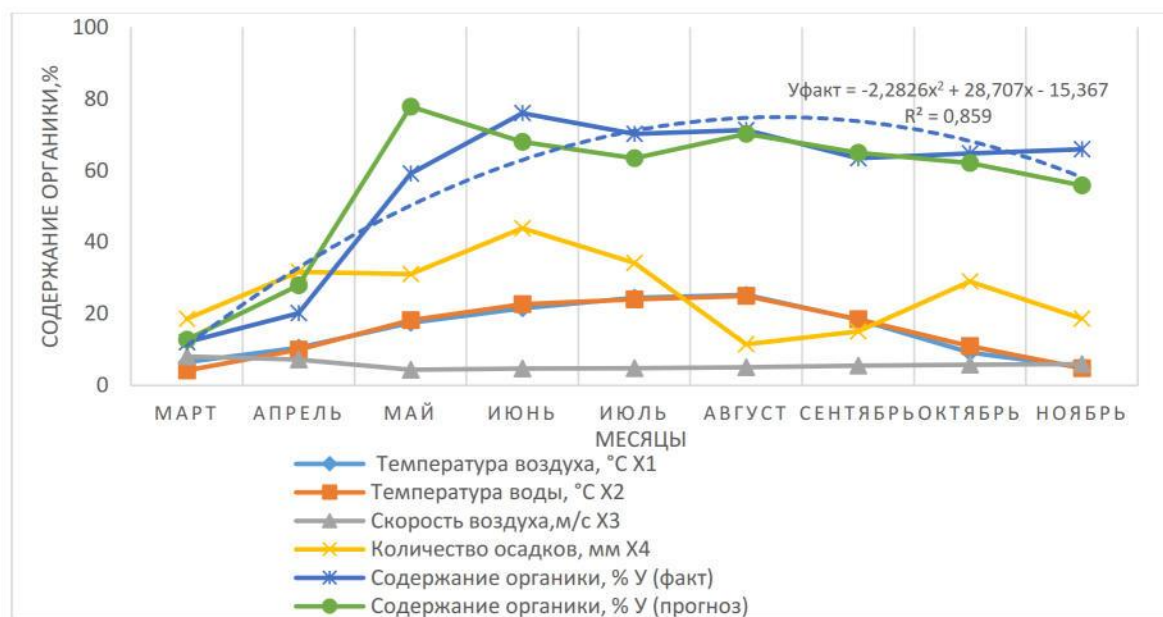


Рисунок 1 – Многофакторный анализ зависимости содержания органики в водорослях-  $Y_{\text{факт}}$ , от параметров микроклимата в 2020г.

Также, модель, позволила вычислить прогнозируемое количество органики -  $Y_{\text{прогноз}}$ , %, в водорослях, при заданных значениях температуры воздуха, температуры морской воды, скорости ветра и количества осадков. Значения искомых коэффициентов уравнения по статистическим данным 2020 и 2021 годов, имеют вид, представленный в уравнениях (1 и 2).

$$Y_{\text{прогн}} = 165,62 - 4,35 \cdot X_1 + 4,168 \cdot X_2 - 16,41 \cdot X_3 - 0,487 \cdot X_4 \quad (1)$$

При этом, полученные расчетные значения  $Y_{\text{прогноз}}$ , находятся в пределах изменения экспериментально определенных данных содержания органики в исследуемых пробах водорослей (табл. 1 и 2). а коэффициенты множественной детерминации -  $r^2$ , удовлетворяют требованиям ( $r^2 = 0,859$  для 2020 г.,  $r^2 = 0,90$  для 2021г.).

$$Y_{\text{прогн}} = 10,106 + 9,23 \cdot X_1 - 7,77 \cdot X_2 - 5,161 \cdot X_3 + 1,574 \cdot X_4 \quad (2)$$

Таблица 1 – Исследование влияния климатических параметров на содержание органики в водорослях в 2020 г.

Месяц	Температура, °С		Скорость воздуха, м/с	Количество осадков, мм	Содержание органики, %	
	воздуха	морской воды			Уфакт	Упрогноз
	$X_1$	$X_2$				
март	6,5	4,2	8,1	18,6	12,1	12,7906
апрель	10,5	10	7,2	31,7	20,2	27,9213
май	17,5	18,2	4,4	31,1	59,1	77,8395
июнь	21,5	22,7	4,7	43,9	76	68,0016
июль	24,5	24	4,8	34,2	70,2	63,4286
август	25,3	25	5,1	11,5	71,3	70,2463
сентябрь	18,4	18,5	5,5	15,1	63,4	64,9084
октябрь	9,2	11	5,8	29	64,8	62,0503
ноябрь	5,1	4,8	6	18,7	65,9	55,8130

Массивы аппроксимирующей функции и коэффициенты детерминации позволили провести анализ достоверности математической модели и проверку стандартных ошибок  $se_4, se_3, se_2, se_1, se_b$  для соответствующих коэффициентов уравнений, а весомость каждого микроклиматического фактора, (переменные  $x_1, x_2, x_3, x_4$ ), определялась с помощью t-статистики. При анализе двустороннего критического значения  $|t_i| > t_{\text{крит}}$ , по каждому году, принят уровень достоверности  $\alpha=0,05$  (5% ошибок) [4] и расчетное количество степеней свободы  $df=4$  и  $df=3$  соответственно. Проверка по показателю  $t_{\text{крит}}$  выявила, что выбранные факторы среды: температура воздуха, температура морской воды и количество осадков – «значимы» при расчете количества органики в водорослях (1), а скорость ветра существенно на него не влияет. Наиболее «значимой» переменной при

прогнозировании количества органики в водорослях, в 2020 году –  $U_{\text{прогн}}$ , является  $X_2$  – температура морской воды. ( $t_2 = 1,98$ )

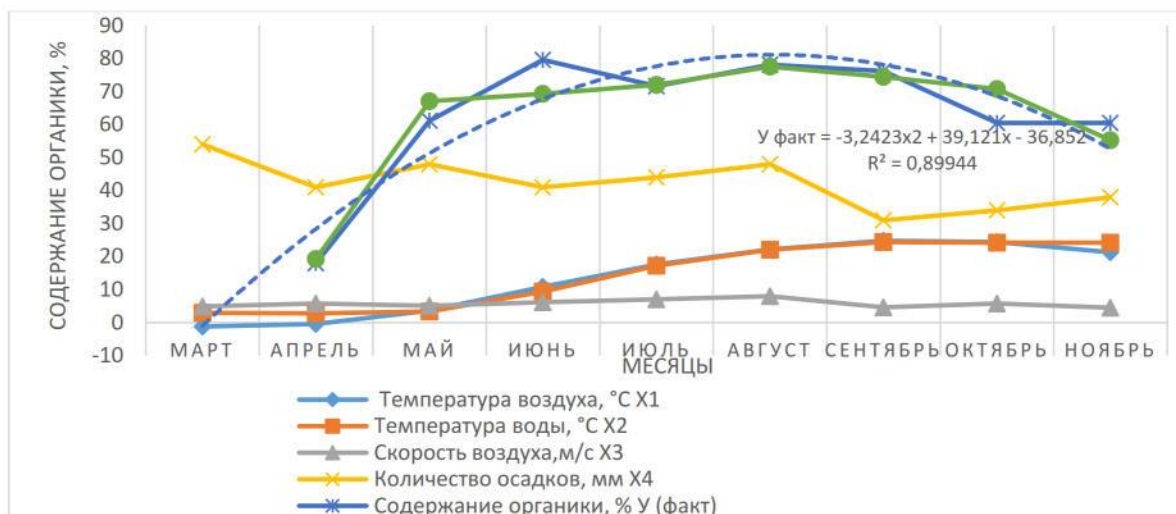


Рисунок 2 – Многофакторный анализ зависимости содержания органики в водорослях -  $U_{\text{факт}}$ , от параметров микроклимата в 2021 году

Таблица 2 - Исследование влияния климатических параметров на содержание органики в водорослях в 2021 г.

Месяц	Температура воздуха, °C	Температура воды, °C	Скорость воздуха, м/с	Количество осадков, мм	Содержание органики, %	
	$X_1$	$X_2$	$X_3$	$X_4$	Уфакт	Упрогноз
март	-1,2	3	4,9	54	16,2	19,1085
апрель	-0,4	2,8	5,8	41	18	19,2902
май	3,7	3,4	5,1	48	61,2	67,1037
июнь	10,8	9,4	6,2	41	79,6	69,2939
июль	17,6	17,2	7	44	71,6	72,0230
август	22,2	22,1	8	48	78,1	77,5307
сентябрь	24,8	24,4	4,6	31	76,2	74,4235
октябрь	24,4	24,2	5,8	34	60,5	70,8178
ноябрь	21,3	24,2	4,5	38	60,5	55,2169

Для условий (2), факторный анализ предполагает основную зависимость содержания органики в водорослях от показателей температур воздуха и воды. Показатели количества осадков, в отличие от предыдущего года и скорость воздуха, не являются здесь определяюще «значимыми». Данный факт, а также влияния такого показателя как направление ветра, нуждается в дополнительном исследовании на большем массиве статистических данных.

Таким образом, анализ статистической модели показал достаточную адекватность уравнения эмпирическим данным и возможность ее применения в дальнейших теоретических исследованиях по использованию морских водорослей в качестве органических добавок в удобрения или в процессах получения биотоплива.

### **Выводы**

1. Получена математическая модель и уравнения множественной регрессии полимодального тренда, описывающие фактическую и прогнозную зависимость количественного содержания органики в водорослях от динамики показателей микроклимата в 2020-2021 годах.
2. Анализ результатов расчетов по статистической модели показал основную зависимость содержания органики в водорослях от показателей температур воздуха и морской воды.
3. Влияние скорости воздуха и количества осадков в модели регрессии, не имеют высокого показателя «значимости». Это утверждение требует дополнительной статистической проверки на большем массиве статистических данных и определяет дальнейшее направление совершенствования полученной прогнозной модели.

### **Литература**

1. 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 «Стильіздат», 2020. С. 188–194.
2. <https://meteo.gov.ua/ua/34712>- Українській гідрометеорологічний центр. Інформаційний сервер погоди.
3. Эл. ресурс <https://ru.weatherspark.com/h/m/149634/>
4. Розенберг Г. С. Экологическое прогнозирование (Функциональные предикторы временных рядов) / Г. С. Розенберг, В. К. Шитиков, П. М. Брусилковский / - Тольятти, 1994. - 182 с.
5. Рязанцев Г. Б., Монин В.Л., Предварительная оценка пригодности штормовых выбросов Белосарайского залива Азовского моря для метаногенеза. Геология морей и океанов: Материалы XXIV Международной научной конференции (Школы) по морской геологии. Т. III. – М.: ИО РАН, 2021. – 342 с.

УДК 662.769.21

**Варламов Г. Б.**, д-р. техн. наук.;

**Мітченко І. О.**, аспірант PhD;

**У Цзунянь**, аспірантка PhD;

**Чжан Вейцзе**, аспірант PhD;

**Цзян Цзяньго**, аспірант PhD

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», м. Київ, Україна*

## **ОСНОВНІ ЕКОНОМІЧНІ ТА ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ЗАСТОСУВАННЯ ВОДНЮ У СИСТЕМАХ ЕНЕРГОВИРОБНИЦТВА**

У даний час розвитку світової цивілізації загострюється необхідність вирішення питання із сталого енергозабезпечення розвитку не тільки виробничих потужностей промисловості та інших секторів та галузей економіки окремих країн, а і світових регіонів з одночасним врахуванням екологічних наслідків [1,2].

Одночасно з цим на порядок денний виходить питання розвитку індексу людського розвитку [3].

На часі активізація винайдення нових енергетичних джерел, на які людська цивілізація має можливість сподіватися для перспективного розвитку у майбутньому. Термін винайдення нових енергоджерел обумовлений світовими запасами органічного палива (80...100 років) та визначення можливості безпечного застосування ядерних реакторів для майбутнього розвитку енергетики [4,5].

Важлива увага приділяється відновлювальним джерелам енергії [6], оскільки вони за певних природних умов та удосконалених технологій і приладів здатні генерувати потужні енергетичні потоки, але мають відомі недоліки сталої роботи з номінальною потужністю [6].

Разом з цим, важливо і необхідно враховувати потенціал водневої енергетики [7], який зараз на часі і почав активно обговорюватися і прогнозуватися [8].

Основні фізико-хімічні властивості водню  $H_2$  та особливості протікання реакцій розщеплення хімічних сполук з воднем вже детально досліджено та активно використовується багато різних методів і технологій (більше 20) видобутку чистого газоподібного  $H_2$  [9].

Станом на 2020 рік більшість водню (~95%) виробляється з викопного палива шляхом парової конверсії природного газу та легких вуглеводнів, часткового окислення більш важких вуглеводнів і газифікації вугілля [10].

Інші методи виробництва водню використовують газифікацію біомаси, піроліз метану без викидів CO<sub>2</sub>, електроліз води та інші.

Відомо, що виробництво та використання водню відіграє ключову роль у будь-якому промислово розвиненому суспільстві, оскільки водень необхідний елемент для багатьох важливих хімічних процесів.

У 2021 році світовий ринок генерації водню оцінювався в 135,94 мільярда доларів США, а до 2030 року очікується, що він зросте до 219,2 мільярда доларів США зі зведеним річним темпом зростання 5,4% з 2021 по 2030 роки [11,12].

Відомо, що з найбільш поширених джерел для технологій комерційного виробництва водню, основними є: природний газ, нафта, вугілля та вода, на які припадає відповідно 48%, 30%, 18% і 4% світового виробництва водню H<sub>2</sub> [13].

На даний час домінуючим джерелом промислового водню H<sub>2</sub> є природний газ, але процеси відокремлення H<sub>2</sub> від нього мають ефективність 70–85%, супроводжуються виділенням діоксиду вуглецю CO<sub>2</sub> та мають певну вартість [13] (рис.1,а).

Технології використання інших вуглеводнів для виробництва H<sub>2</sub> мають інші ефективності і рівень екологічної безпеки [9]. Зокрема, водень H<sub>2</sub> в промисловому виробництві зазвичай отримують паровою конверсією метану з природного газу.

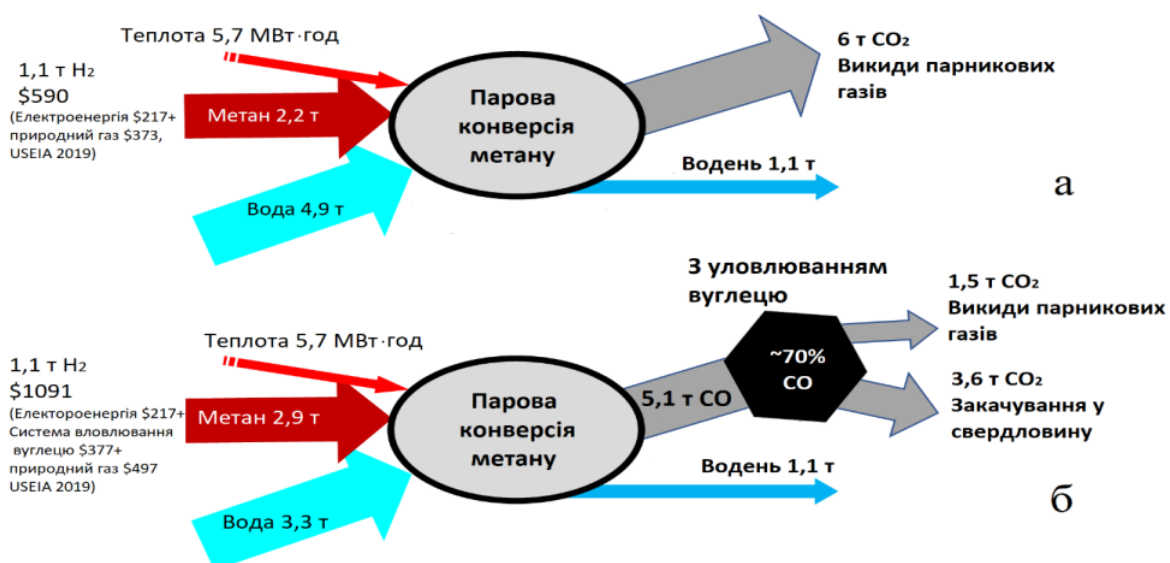


Рис. 1. Схема парової конверсії метану з природного газу: а) традиційний метод з виділенням парникових газів CO<sub>2</sub>; б) екологічний метод з вловлюванням оксиду вуглецю CO

На рис.1 зображена схема парової конверсії природного газу з викидами парникових газів (рис.1,а) та із системою вловлювання оксиду вуглецю CO (рис.1,б), яка дозволяє підвищити екологічну чистоту виробництва H<sub>2</sub> у 2,4 рази з одночасним збільшенням питомих економічних показників у 1,8 разів за рахунок додаткових витрат на процеси уловлювання CO та закачування CO<sub>2</sub> у нижні шари літосфери.

Процес піролізу чистого метану CH<sub>4</sub> (рис.2) з екологічної точки зору є більш ефективним та менш дорогим у порівнянні із технологією парової конверсії (рис.1,в). У цьому випадку відділення водню H<sub>2</sub> відбувається в один етап при більш високих температурах (1065 °C) за допомогою потоку через розплавлений металевий каталізатор в «бульбашковій колоні». За своїми комплексними енерго-екологічними та економічними показниками ця технологія є потенційно перспективною для промислового недорогого виробництва водню H<sub>2</sub>. Питомі енергетичні витрати піролізу метану можуть бути знижені за рахунок його термокatalітичного розкладання метану при зниженій температурі між 600 °C - 1000 °C залежно від обраного каталізатора.



Рис. 2. Схема піролізу метану - ефективного одноетапного процесу виробництва водню без викидів парникових газів

Ця технологія має високий рівень екологічної чистоти, оскільки побічний продукт виробництва - твердий вуглець - може або бути використаний як сировина для промисловості або може бути захоронений, не викидається в атмосферу та не забруднює ґрунтові води на звалищах.

Існують і інші технології та устаткування для виробництва водню H<sub>2</sub> з важких та рідких вуглеводнів з частковим окисненням, плазмовим реформінгом (процес Квернера), газифікацією вугілля, адсорбцією водню H<sub>2</sub> (від метану, оксиду вуглецю, вуглекислого газу, аміаку, молекулярного азоту і сірководню H<sub>2</sub>S) від домішок коксового газу та інші, які є більш витратними та екологічно не сприятливими.

Перспективними у майбутньому за питомими економічними та екологічними показниками (табл.1) вважаються технології виробництва водню H<sub>2</sub> без використання викопного (органічного) палива, що базується на реалізації процесів розщеплення



води ( $H_2O$ ) електролізом за високого або за низького тиску, електролізом за високих температур [14,15], фотоелектрохімічним, фотобіологічним чи фотокаталітичним розщепленням води [15], та іншими технологіями [16,17].

Електроліз з розщепленням води на водень  $H_2$  і кисень  $O_2$  (рис.3) є ефективним на 70–80% (20–30% втрати при конверсії) і потребує електричного живлення, тоді як паровий риформінг природного газу має термічний ККД 70–85%. Очікується, що електрична ефективність електролізу може за рахунок впровадження інноваційних технологій досягнути до 2030 року ефективності на рівні 82–86%.

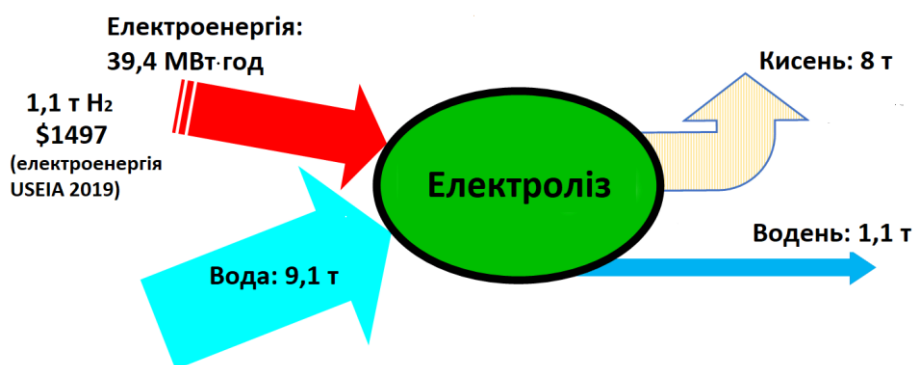


Рис. 3. Схема комплексних енерго-екологічних показників виробництва водню електролізом

Застосування технологій електролізу для виробництва водню  $H_2$  за комплексними питомими економічними та екологічними показниками (табл.1) може стати найбільш перспективним оскільки має певні переваги у порівнянні з іншими технологіями [18].

Проведення порівняння основних показників виробництва водню  $H_2$  різними методами (табл. 1) дозволяє об'єктивно оцінити можливі тенденції та перспективи розвитку використання різних технологій [18-22].

Застосування ВДЕ для виробництва водню є вкрай перспективним напрямом з економічної та екологічної точки зору [23].

Але для остаточного вибору перспективної технології необхідно провести оптимізаційні прорахунки цих технологій (табл.1) із застосуванням у якості критерію оптимізації приведених витрат, які враховують капітальні та експлуатаційні витрати з нормативним терміном окупності 7 років [23,24].

Для електролізного виробництва водню важливо обґрунтовано підібрати тип та оптимальну потужність електролізера, оскільки застосування для виробництва водню  $H_2$  твердооксидних електролізерів (ТОЕЛ), полімерно-електролітних мембранних

елементів (ПЕМЕ) і лужних електролізних компонентів (ЛЕК) мають певні особливості [11-18].

Наприклад, ЛЕК дешевші з точки зору інвестицій (зазвичай вони використовують нікелеві каталізатори), але менш ефективні; ПЕМЕ-електролізери, навпаки, дорожчі (зазвичай вони використовують дорогі каталізатори з металів платинової групи), але більш ефективні та можуть працювати при вищих значеннях струму, а тому можуть бути дешевшими, якщо виробництво водню досить велике, а ТОЕЛ-електролізери працюють при високих температурах (близько 800 °С), що потребує значної кількості необхідної теплової енергії, яка може надходити з ряду різних джерел, включаючи відпрацьоване промислове тепло, атомні електростанції або концентровані сонячні теплові установки.

Таблиця 1 – Порівняння питомих економічних та екологічних показників різних технологій виробництва водню  $H_2$  для систем енергогенерації

Метод виробництва водню $H_2$	Доля методу у світовому виробництві $H_2$ , %	Показники технології		Результат:
		Витратні	Економічні	
Парова конверсія природного газу: а)-традиційний метод	48	Теплота $Q=5,7$ МВт*год Метан $CH_4$ - 2,2 т/год Вода $H_2O$ - 4,9 т/год	590,00 дол. США, або \$ 0,54/кг $H_2$	$H_2 = 1,1$ т/год; $CO_2 = 6$ т/год
б)-екологічний метод з вловлюванням $CO$		Теплота $Q=5,7$ МВт*год Метан $CH_4$ - 2,9 т/год Вода $H_2O$ - 3,3 т/год	1091,00 дол. США, або \$ 0,99/кг $H_2$	$H_2 = 1,1$ т/год; $CO_2=1,5$ т/год (вихід в атмосферу) $CO_2= 3,6$ т/год (закачування у літосферу)
Піроліз метану	32	Теплота $Q=5,2$ МВт*год Метан $CH_4$ - 4,4 т/год	944,00 дол. США, або \$ 0,85/кг $H_2$	$H_2 = 1,1$ т/год; Твердий вуглець $C = 3,3$ т/год
Електроліз води	4	Електроенергія = 39,4 МВт*год Вода=9,1 т/год	1497,00 дол. США, або \$ 1,36/кг $H_2$	$H_2 = 1,1$ т/год; Кисень $O_2 =8$ т/год
Електроліз води	10% у 2030р.	Електроенергія = 39,4 МВт*год Вода=9,1 т/год	1,00 дол. США,	$H_2 = 1,1$ т/год; Кисень $O_2 =8$ т/год

3 використанням ВДЕ*				
----------------------------	--	--	--	--

\*) Використання відновлювальних джерел енергії (ВДЕ=сонячна та вітрова енергії) дозволить отримувати водень з мінімальною вартістю

Звичайний лужний електроліз ЛЕК може мати ефективність до 82% за рахунок використання вищої теплоти (відхідна у доквілля теплота може бути перенаправлена назад у систему для створення пари, необхідної для каталізатора), середня робоча ефективність ПЕМЕ-електролізу становить близько 80%, але заплановано, що застосування певних інновацій вона досягне 82-86% до 2030 року, хоча теоретична ефективність цих електролізерів може досягати 94% [11, 20-22].

Станом на 2020 рік вартість водню, отриманого шляхом електролізу, становить близько 3–8 доларів США/кг [11,21]. Враховуючи промислове виробництво водню та використовуючи сучасні найкращі процеси для електролізу води, які мають електричну ефективність 70–82%, вироблення 1 кг водню (який має питому енергію 143 МДж/кг або близько 40 кВт·год/кг) потребує 50–55 кВт·год електроенергії.

Наприклад, при сталому тарифі на електроенергію у США на рівні 0,06 дол. США/кВт·год вартість виробництва водню електролізними технологіями оцінюється на рівні 3 дол. США/кг.

У найближчій перспективі впровадження сучасних технологій у системах енерговиробництва, збільшення частки виробництва електроенергії від ВДЕ, впровадження пільгових дво- та трьохзонних тарифів дозволять для виробництва водню знизити питоме споживання електрики до 45 кВт·год/кг H<sub>2</sub>, тобто на 15-18%.

Підрахунок показує, що термодинамічна енергія, яка необхідна для отримання водню при електролізі, становить 33 кВт·год/кг, що вище, ніж при паровому риформінгу з уловлюванням вуглецю, і вище, ніж при піролізі метану. Однак потрібно мати на увазі, що застосування ВДЕ (вітрогенератори, сонячні електростанції) для виробництва водню значно знижує його питому собівартість. Більш того, електролізом від ВДЕ водень H<sub>2</sub> зручно виробляти на місці його застосування у енергетичних установках, що означає уникнення дорогого і складного процесу доставки водню вантажівкою або трубопроводом.

Водень H<sub>2</sub> доцільно накопичувати у ємностних балонах, що нецінімо для акумуляції потужної енергії, яку можна потім генерувати з високою ефективністю у пікових навантаженнях енергоспоживання електричної чи теплової енергії. Відомо, що електрична батарея вагою 1 кг (станом на 2019 рік) може обмежено і не довгий термін зберігати 0,1 кВт·год енергії, тоді як 1 кг водню можна зберігати необмежений термін і

у будь-який час здатен згенерувати 33 кВт·год корисної енергії [7,11,22,23], що у 330 разів більше ніж при зберіганні електрики.

Оскільки водень  $H_2$  має один із найширших діапазонів займання суміші з повітрям серед усіх горючих газів та, враховуючі загальні особливості застосування водню у системах енерговиробництва, перспективним вбачається розвиток спалювальних технологій водню  $H_2$  у потужних теплоенергетичних установках систем теплозабезпечення [24-26]. Канадська програма безпеки водню дійшла висновку, що використання водневого палива у таких системах є таким же безпечним або навіть безпечнішим, ніж використання стисненого природного газу (CNG) [11].

Доведені значні технологічні та економічні переваги електролітного виробництва водню  $H_2$  за допомогою ВДЕ дозволяють стверджувати, що особливо привабливою виглядає перспектива заміна природного газу на водневе паливо в установках енергогенерації [23,24,26].

У цьому випадку значною перевагою є можливість підвищення екологічної чистоти і енергоефективності систем виробництва теплової енергії у парових (на ТЕС та ТЕЦ) та водогрійних (районні котельні) котлах, теплогенераторах локальних та індивідуальних систем тепlopостачання, та електричної енергії в газотурбінних установках на газоперекачувальних станціях та у складі бінарних циклів без необхідності заміни основного технологічного капіталоємного устаткування. Заміні підлягає тільки пальникова система енергетичних агрегатів, яку можливо легко і швидко замінити на нову водневу систему із застосуванням спеціально розробленої технології спалювання [29,30].

З відомих переваг [31,32] водень  $H_2$  особливо доцільно застосовувати з високою ефективністю та екологічною чистотою у водневих контактних теплогенераторах для індивідуальних систем теплозабезпечення [33].

Окрім того, застосування водневого палива у системах енергогенерації підвищують їх гнучкість, зменшують залежність від органічного (випального) палива, створюють об'єктивні умови переходу на нові інноваційні технології не тільки у енергетиці, а і у інших сферах економіки країни (металургії, будівництві, хімічній промисловості тощо). Перспективи розвитку водневих технологій необмежені у актуальності і часі.

## Література

1. Энергетическая проблема [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://www.grandars.ru/student/mirovaya-ekonomika/energeticheskaya-problema.html> (20.08.2022).
2. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://roscongress.org/materials/monitoring-problem-mirovoy-energetiki-2021-gumanizatsiya-energetiki/> (21.08.2022).
3. Announcement: 2021/22 Human Development Report [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://hdr.undp.org/data-center/human-development-index#/indicies/HDI> (21.08.2022).
4. What is eco-industrial development? [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.greeneconomics.net/EI-DevelopChap.pdf>(21.08.2022).
5. Запасы энергоносителей. Энергетический потенциал [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://www.eeseaec.org/zapasy-energonositelej-energeticeskij-potencial> (22.08.2022).
6. Net zero from ambition to action [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://www.bp.com/en/global/corporate/news-and-insights/press-releases/bp-energy-outlook-2019>. (22.08.2022).
7. Hydrogen Europe [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://hydrogeneurope.eu/> (23.08.2022).
8. International Journal of Hydrogen Energy [Электронный ресурс]. – Режим доступа: [https://www.sciencedirect.com/journal/international-journal-of-hydrogen-energy?dgcid=raven\\_sd\\_via\\_email](https://www.sciencedirect.com/journal/international-journal-of-hydrogen-energy?dgcid=raven_sd_via_email) (23.08.2022).
9. Водень та ВДЕ: світові практики застосування [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://avenston.com/articles/hydrogen/> (26.08.2022).
10. LIFE CYCLE EMISSIONS OF HYDROGEN [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://4thgeneration.energy/life-cycles-emissions-of-hydrogen/>
11. The International Energy Agency [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://www.iea.org/> (26.08.2022).
12. A net-zero world 'would require 306 million tonnes of green hydrogen per year by 2050': IEA [Электронный ресурс]. – Режим доступа: [https://www.rechargenews.com/energy-transition/a-net-zero-world-would-require-306-million-tonnes-of-green-hydrogen-per-year-by-2050-iea/2-1-1011920?zeph\\_r\\_sso\\_ott=gDrhsl](https://www.rechargenews.com/energy-transition/a-net-zero-world-would-require-306-million-tonnes-of-green-hydrogen-per-year-by-2050-iea/2-1-1011920?zeph_r_sso_ott=gDrhsl) (26.08.2022).
13. Hydrogen Generation Market Size, Share & Trends Analysis Report By Systems (Merchant, Captive), By Technology (Steam Methane Reforming, Coal Gasification), By Application, By Source, By Region, And Segment Forecasts, 2022 - 2030 [Электронный

- ресурс]. – Режим доступу: <https://www.grandviewresearch.com/industry-analysis/hydrogen-generation-market> (26.08.2022).
14. Виробництво\_водню/Електроліз\_води [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [https://uk.wikipedia.org/wiki/%D0%92%D0%B8%D1%80%D0%BE%D0%B1%D0%BD%D0%B8%D1%86%D1%82%D0%B2%D0%BE\\_%D0%B2%D0%BE%D0%B4%D0%BD%D1%8E%D0%95%D0%BB%D0%B5%D0%BA%D1%82%D1%80%D0%BE%D0%BB%D1%96%D0%B7\\_%D0%B2%D0%BE%D0%B4%D0%B8](https://uk.wikipedia.org/wiki/%D0%92%D0%B8%D1%80%D0%BE%D0%B1%D0%BD%D0%B8%D1%86%D1%82%D0%B2%D0%BE_%D0%B2%D0%BE%D0%B4%D0%BD%D1%8E%D0%95%D0%BB%D0%B5%D0%BA%D1%82%D1%80%D0%BE%D0%BB%D1%96%D0%B7_%D0%B2%D0%BE%D0%B4%D0%B8) (27.08.2022).
15. Steam heat: researchers gear up for full-scale hydrogen plant (пресреліз). Science Daily. 18 вересня 2008. Архів оригіналу за 10 липня 2018. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://www.sciencedaily.com/releases/2008/09/080918170624.htm> [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://cleantechnica.com/2014/06/04/hydrogen-fuel-cell-vehicles-about-not-clean/> (29.08.2022).
16. Hydrogen Breakthrough for Norwegian company [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://web.archive.org/web/20140313194912/http://fuelcellsworks.com/news/2009/10/12/hydrogen-breakthrough-for-norwegian-company/> (29.08.2022).
17. Метан, водород, углерод: новые рынки, новые возможности [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.ngv.ru/magazines/article/metan-vodorod-uglerod-novye-rynki-novye-vozmozhnosti/> (31.08.2022).
18. The reaction that would give us clean fossil fuels forever [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://www.newscientist.com/article/mg23230940-200-crack-methane-for-fossil-fuels-without-tears/> (31.08.2022).
19. Liquid Hydrogen Outline [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [https://www.idealhy.eu/index.php?page=lh2\\_outline](https://www.idealhy.eu/index.php?page=lh2_outline) (01.09.2022).
20. The Future of Hydrogen: IEA Report [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://www.iea.org/reports/the-future-of-hydrogen> (01.09.2022).
21. Hydrogen and fuel cell safety [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://web.archive.org/web/20110721205150/http://www.hydrogenandfuelcellsafety.info/2007/jun/h2cng.asp> (01.09.2022).
22. Варламов Г.Б., Романова К.О., Цзян Цзянгуо, Чжан Вейце, У Цзунянь. Аксиоми і принципи нової енерго-екологічної парадигми розвитку. Сталий розвиток — XXI століття. Дискусії 2021: матеріали VII Міжнародної науковопрактичної конференції / Національний університет “Києво-Могилянська академія” / за ред. проф. Хлобистова Є.В. — Електронне видання. ISBN: 978-617-7668-33-5. — Київ, 2021. —С.202-209.

23. Сторожук М.С., Глазирін С.О., Варламов Г.Б. Особливості застосування водневого палива у системах теплозабезпечення / Сучасні проблеми наукового забезпечення енергетики. У 2-х т. : Матеріали XIX Міжнар. наук.-практ. конф. молод. вчених і студ., м. Київ, 20–23 квіт. 2021 р. –Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, Вид-во «Політехніка», 2021. – Т. 1. – С. 310-311.
24. Варламов Г.Б., Романова К.А., Варламов Д.Г., Вовченко Д.И. Преимущества использования водородного топлива в системах теплообеспечения / Актуальные проблемы транспорта и энергетики: пути их инновационного решения: VIII Международная научно–практическая конференция, Нур-Султан, 20 марта 2020 / Подгот. Г.Т. Мерзадинова, Т.Б. Сулейменов, Т.Т. Султанов–Нур-Султан, 2020.–С.408-412.
25. Gennadii Varlamov, Dagnija Blumberga, Ivan Mitchenko, Zhang Wejie, Jiang Jiango. Scientific, Technical, and Economic Features use of Hydrogen Fuel in Heat Supply Systems (Науково-технічні та економічні особливості використання водневого палива в системах тепlopостачання) // International Scientific Conference of Environmental and Climate Technologies, 11-13 May 2022, p. 60-67.
26. Вовченко Д.І., Романова К.О., Варламов Г.Б. Переваги теплозабезпечення приватних будівель з використанням водневого палива. // Сучасні проблеми наукового забезпечення енергетики: Матеріали XVIII Міжнародної науково-практичної конференції молодих вчених та студентів 2020 року. У 2 т. – К. : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2020. – Т. 1.с.166.
27. Касянчук С.Л., Очеретянко М.Д., Варламов Г.Б. Теплозабезпечення корпусу університету з використанням водневого контактного теплогенератора // XVI Міжнародна науково-практична конференція аспірантів, магістрантів, студентів «Сучасні проблеми наукового забезпечення енергетики», КПІ ім.Ігоря Сікорського, 24.04.2018р. с.
28. Варламов Г.Б., Родинков С.Ф., Приймак К.О., Олиневич Н.В., Варламов Д.Г. Газовая горелка трубчатого типа с газовыми инжекторами. Евразийский патент № 21651 вид. 31.08.2015г. 4 стор.
29. Варламов Г.Б., Варламов Д.Г., Романова К.О., Касянчук С.Л., Очеретянко М.Д. Спосіб мікрофакельного спалювання водневого палива. Патент України на корисну модель № 116540, 25.05.2017 р., бюл. № 10.
30. Вовченко Д.І., Цзе Ші., Варламов Г.Б. Особливості застосування водневого палива у контактному теплогенераторі / XVII міжнародна науково-практична конференція

молодих вчених та студентів «Сучасні проблеми наукового забезпечення енергетики». КПІ ім. Ігоря Сікорського, м.Київ; 23.04.2019. с.285.

31. Варламов Г.Б., Вовченко Д.И. Влияние конструктивных элементов на улучшение аэродинамических и тепловых характеристик контактного теплогенератора / Актуальные проблемы транспорта и энергетики: пути их инновационного решения: VII Международная научно–практическая конференция, Астана, 15 марта 2019 /Подгот. Сулейменов, Т.Т. Султанов–Астана, 2019. – С.405-408.

32. Марченко Г.С., Варламов Г.Б., Очеретянко М.Д., Осипенко Є.О., Макаренко В.О. Контактний водонагрівач. Патент України на корисну модель, бюл. № 19,стр 4.; № 110596 дата 10.10.2016.



УДК 504.064.3:574:282.243.7

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

Ієвлєва О. Ю.,

Брук В. В., канд. техн. наук.;

Божко Т. В.,

Верніченко-Цвєтков Д. Ю., канд. техн. наук.;

Ігнатенко М. Я.,

Колесник А. М., канд. техн. наук.;

Клочко Т. О., канд. техн. наук.;

Міланіч Г. Ю.;

Старко М. В.

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

## **РЕЗУЛЬТАТИ КОМПЛЕКСНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ДОВКІЛЛЯ УКРАЇНСЬКОЇ ЧАСТИНИ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ У 2021 РОЦІ**

З метою оцінки впливу робіт під час експлуатації глибоководного суднового ходу (ГСХ) р. Дунай - Чорне море програмою моніторингу у 2021 р., як і у попередні роки, були передбачені такі основні види робіт:

- проведення та обробка результатів регулярного гідрологічного та гідрохімічного моніторингу на пунктах фонових спостережень, в районі виконання гідротехнічних робіт та в зоні можливого впливу ГСХ Дунай-Чорне море на навколишнє природне середовище;

- проведення та обробка результатів контрольних вимірів якості води та донних відкладів при проведенні днопоглиблювальних робіт на морському підхідному каналі ГСХ та у районі морського відвалу ґрунту;

- оцінка кумулятивних впливів судноплавства на стан наземних та водних екосистем;

- оцінка стану акваторій, що використовуються для нересту риб та для гніздування і харчування птахів;

- проведення комплексних експедиційних обстежень якості вод та стану компонентів навколишнього природного середовища. Комплексні експедиційні обстеження включають гідрологічні, гідрохімічні та гідробіологічні дослідження

морської частини ГСХ, а також прибережних екосистем на території Дунайського біосферного заповідника;

- моніторинг стану іхтіофауни, оцінка негативного впливу на рибні ресурси при експлуатації суднового ходу Дунай-Чорне море;

- щоквартальні розрахунки збитків, нанесених водному середовищу та рибним запасам та розмір компенсаційних платежів, оцінка залишкової ґрунтоємності гідровідвалів (морського тощо);

- попередній розрахунок збитків, що завдаються компонентам навколишнього природного середовища, внаслідок експлуатаційних робіт на трасі морського підхідного каналу ГСХ р. Дунай-Чорне море та при складуванні вилученого ґрунту на 2021 р.;

- моніторинг рослинних та тваринних угруповань берегової лінії та плавнів Дунайського біосферного заповідника при експлуатації ГСХ Дунай-Чорне море;

- аналіз та узагальнення результатів спостережень, розробка прогнозів зміни стану навколишнього природного середовища; оцінка можливого транскордонного впливу експлуатаційних днопоглиблювальних робіт та судноплавства;

- розроблення рекомендацій щодо попередження та мінімізації впливів експлуатації ГСХ на навколишнє природне середовище, у т. ч. у транскордонному контексті.

Моніторингові роботи були спрямовані на відстеження впливів (прямих та опосереднених) експлуатаційного днопоглиблення в районі морського підхідного каналу (МПК) на екологічний стан узмор'я, а також інших факторів природного і антропогенного характеру, що формують ситуацію в досліджуваному регіоні (гідрологічний режим, об'єми стоку води та наносів, гідрохімічний режим стоку Дунаю, динаміка морського краю дельти, стан кормової бази риб, тощо). Досліджувався також стан прилеглих до району проведення робіт охоронних територій, біорізноманіття, наявність рідкісної флори та фауни, а також отримували необхідну інформацію щодо транскордонних впливів у відповідності до вимог Конвенції Еспоо.

До виконання робіт головним виконавцем (УкрНДІЕП Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України) були залучені наступні організації: Дунайська гідрометеообсерваторія (ДГМО), Державне підприємство «ЧорноморНДІпроект», Дунайський біосферний заповідник НАНУ (ДБЗ), Державна установа «Інститут морської біології» (ІМБ) НАНУ, Інститут гідробіології Національної академії наук України (ІГБ).

**Стисла характеристика гідрометеорологічних умов.** 2021 рік був помірно теплим та вологим. Середня річна температура повітря склала 11,9°C, що перевищує середнє багаторічне значення на 0,2°. Сума опадів за рік склала 468,0 мм — це відповідає 104% від багаторічної норми.

Середній річний рівень води у 2021 році у вершині дельти Дунаю був нижчим за середньобагаторічний. Максимальні рівні води були зафіксовані у другій половині лютого, небезпечних позначок не досягли. На постах розташованих в морській Кілійській дельті на коливання рівнів води протягом року мають вплив згінно-нагінні явища, середні місячні та річні рівні води були вищими за середні багаторічні значення.

В Чорне море за 2021 рік поступило з Дунаю 192 куб. км води, що відповідає середній витраті води 6080 куб. м/с. Максимальні середньодобові витрати води у вершині дельти Дунаю (10900 куб. м/с) спостерігались у лютому, на піку зимового паводку, мінімальні (2820 куб. м/с) — у листопаді.

Середня витрата води рукава Бистрого склала 1140 куб.м/с. Таким чином, через рукав Бистрий у море було винесено 36,0 куб. км води, або 18,8% загального припливу у дельту на замикаючому створі Дунаю. Максимальні значення витрати води склали 1960 куб.м/с у лютому, мінімальні (586 куб.м/с) — у листопаді.

Стік завислих наносів Дунаю за 2021 рік склав 14,7 млн. тон, з яких 2,75 млн. тон, або 18,7% від загальної кількості пройшло по рукаву Бистрому [1].

Аналіз багаторічних матеріалів вимірів витрат води та завислих наносів показує, що на цей час у вершині дельти Дунаю зберігається тенденція зменшення водоносності рукавів Кілійської системи, яка пов'язана з транскордонним впливом гідротехнічних робіт в румунській частині дельти по випрямленню рукава Георгіївській. При цьому частка стоку води та наносів рукава Бистрий за останні роки залишаються відносно стабільними.

**Результати гідрохімічних досліджень.** Гідрохімічний режим р. Дунай залежить, в основному, від змін гідрологічних факторів: водності, температури води та кількості завислих речовин. Значні швидкості течії та турбулентність потоку сприяє однорідності хімічних показників та їх відносно обмеженої амплітуди.

В порівнянні з багаторічними значеннями відмічається тенденція до зменшення кількості завислих речовин та концентрації розчинених газів.

У відібраних пробах кількість завислих речовин та розчиненого кисню була меншою від багаторічних значень. Таке ж порівняння концентрацій азоту нітритного, амонійного, головних іонів та твердості указує на їх зменшення у водах дунайської гирлової області.

У звітному періоді було відмічене зростання концентрацій загального фосфору, силікатів в порівнянні з середньою величиною ретроспективного багаторічного періоду.

Кількість органічних речовин в дунайській воді в порівнянні з багаторічними значеннями зменшилась, але, як і раніше, співставлення величин окиснюваності указує на перевагу органічних речовин, що важко окислюються, над речовинами, що окислюються відносно легко.

Із речовин - забруднювачів, що були знайдені в дунайській воді у звітному періоді, нафтопродукти та СПАР не досягали рівнів ГДК, хоча відмічалось збільшення величини концентрації СПАР в порівнянні з середніми багаторічними величинами. Концентрація фенолів вдвічі перевищила рівень середніх багаторічних та складала 2 ГДК. Величина рН, концентрації азоту нітритного, фосфорних сполук, знаходились практично на однаковому рівні середніх багаторічних значень. На 2 мкг/дм<sup>3</sup> в порівнянні з багаторічним значенням зменшився вміст хрому шестивалентного, який складає в теперішній час 4 ГДК.

За нашими даними, забруднення вод р. Дунай металами у 2021 р. мало наступні характеристики:

- валовий вміст заліза, марганцю, цинку, нікелю та міді у порівнянні з даними 2005 року нижчий, переважно фіксуються значення на рівні попереднього року;
- за даними експедиційних досліджень у 2021 році найбільше забруднення металами спостерігалось переважно у жовтні;
- валовий вміст заліза у воді, як і у попередні роки, перевищував значення як ГДК<sub>р.г.</sub> так і ГДК<sub>к.пб.</sub> протягом усього року на усіх пунктах спостереження; залізо має найбільші перевищення з досліджуваних металів;
- за валовим вмістом марганцю також спостерігались перевищення ГДК<sub>р.г.</sub>, також мали місце разові випадки перевищень ГДК<sub>к.пб.</sub> за валовим вмістом (до 1,4 ГДК<sub>к.пб.</sub>);
- валовий вміст цинку в більшості проб був мінімальним і не перевищував ГДК;
- валовий вміст нікелю в переважній більшості проб не перевищував ГДК.;
- валовий вміст міді впродовж року змінювався по окремим пунктам спостережень від 0,003 мг/дм<sup>3</sup> до 0,0092 мг/дм<sup>3</sup>, перевищень ГДК<sub>к.пб.</sub> не спостерігалось.

Високий вміст металів у донних відкладах спостерігається по всій українській частині річки. У 2021 році відмічається зменшення масової частки досліджуваних

металів у донних відкладах порівняно з попереднім роком [1].

Співставлення результатів моніторингу з рекомендованими міжнародними нормами TNMN і JDS щодо вмісту металів показують, що у 2021 році перевищення нормативів мали місце для вмісту нікелю у донних відкладах. Виявлені факти порушень нормативів мали разовий характер не перевищували 2,0 у донних відкладах. Опосереднені по ділянці річки результати спостережень, як по окремим сезонам, так і в цілому за рік не перевищують вищевказаних нормативів вмісту металів у воді.

**Результати гідробіологічних досліджень.** Дослідження стану гідробіологічних угруповань української частини дельти Дунаю виконувались нами по трасі суднового ходу Дунай – Чорне море у травні, липні та жовтні 2021 року. Всього за період експедиційних досліджень було відібрано 327 проб води та донних відкладів для біологічного та хімічного аналізу.

У ході аналізу 37 альгологічних проб, відібраних під час експедиційних виїздів у травні, липні й жовтні 2021 р. у 13 досліджених створах р. Дунай, було виявлено 148 видових і внутрішньовидових таксонів з 8 відділів прісноводного фітопланктону. Окремо у травні, липні та жовтні 2021 р. було відмічене відповідно 110, 84 і 64 таксономічні одиниці планктонних водоростей, що свідчить про помірне видове різноманіття з підвищенням на початку травня (у період весняного максимуму розвитку фітопланктону) та поступовим зниженням під час інших відборів, особливо у більш прохолодний осінній період.

Максимальне різноманіття планктонних водоростей в усі сезони відборів 2021 р. спостерігалось серед характерних для річкового фітопланктону реофільних діатомових (Bacillariophyta): у травні – 50 % від загальної кількості видів, у липні – 40 %, у жовтні – 48 %. Представники відділу Зелені (Chlorophyta) посідали друге місце, складаючи відповідно 28, 31 і 23 %. В інших відділах фітопланктону видове різноманіття було значно меншим, особливо у жовтні.

В цілому фітопланктон дослідженої ділянки української частини р. Дунай у травні та липні 2021 р. був представлений діатомово-хлорококовим комплексом, у жовтні – переважно діатомовим, що загалом характерно для сезонів спостережень і типу водойм. Більшість виявлених видів належали до прісноводно-солонуватоводних. Крім типових планктонних, до складу фітопланктону досліджених створів постійно входили як перифітонні, так і бентосні форми.

Зоопланктон досліджених ділянок української частини дельти р. Дунай за видовим складом і показниками кількісного розвитку характеризувався як досить

бідний. Під час трьох експедиційних виїздів загальне видове різноманіття перебувало на рівні від 11 до 13 таксонів, за кількістю видів у створах – від повної відсутності до 9 видів.

Інтегральну оцінку якості води здійснювали за допомогою біотестування – методичного прийому, заснованого на використанні в стандартних лабораторних умовах біологічних тест-об'єктів для визначення токсичності води шляхом реєстрації зміни відповідних показників їх життєдіяльності під впливом сумісної дії і взаємодії специфічних хімічних токсичних речовин. За результатами еколого-токсикологічної оцінки стану поверхневих вод дослідженої ділянки р. Дунай у травні й у липні серед 12 проб води 2 виявили хронічну токсичність, які за токсикологічним показником не відповідали встановленому нормативу і відносились до II класу якості – «слабко забруднені» (р. Дунай нижче м. Ізмаїл, нижче м. Кілія), інші за ступенем забрудненості відповідали I класу – «вода чиста» (р. Дунай вище м. Рені, вище м. Кілія, вище м. Вилкове, р. Очаківський, р. Бистрий та р. Старостамбульський). У жовтні серед 13 проб води 4 виявили хронічну токсичність води (р. Дунай нижче м. Ізмаїл, нижче м. Кілія, р. Бистрий 9 км, Рені) і віднесені до 2 класу якості – «слабко забруднені». 9 проб води за ступенем забрудненості віднесено до I класу якості – «вода чиста» (р. Дунай вище м. Кілія, вище м. Вилкове, р. Старостамбульський 11 км, 4 км, р. Бистрий 1 км, 0 км, р. Очаківський 17 км, 6 км, Восточний 0,5 км).

Індикація сапробності вод Дунаю за зоопланктоном дозволяє віднести українську частину річки 2021 р. до  $\beta'$  мезосапробної зони, 3 категорії якості вод, тобто до достатньо чистих вод, з індексами сапробності на різних ділянках у межах 1,5-1,8. За розвитком зоопланктону сапробіологічний стан р. Дунай у 2021р. був відносно благополучним, але загальне видове багатство залишалось на невисокому рівні.

Результати аналізу проб зообентосу свідчать про коливання за різноманіттям і кількісними показниками. Це може свідчити про неоднорідність місць мешкання та нестабільність умов існування бентосних організмів, що обумовлено, в першу чергу, природними факторами (структура ґрунтів, швидкість течії тощо), а не антропогенним впливом - проведенням днопоглиблювальних робіт. Видовий склад макрозообентосу у травні 2021 р. налічував 3 великих таксонів донних безхребетних, у липні – 3, у жовтні – 4. Згідно з результатами проведених досліджень можна зазначити, що коливання складу і кількості зообентосу в першу чергу пов'язані з природними факторами, а не впливом днопоглиблювальних робіт.

Іхтіологічні дослідження у 2021 році виконувались у складі комплексного моніторингу при експлуатації глибоководного суднового ходу (ГСХ) Дунай-Чорне море

по гирлу Бистре згідно технічного завдання до договору між УКРНДІЕП і ІМБ та «Програми...».

Науково-дослідні іхтіологічні лови здійснюються у відповідності з «Методическими указаниями по оценке численности рыб в пресноводных водоемах» (ВНИИПРХ, 1990), Методиці збору і обробки іхтіологічних та гідробіологічних матеріалів (ІРХ, 1998) і виконуються ставними і плавними сітками, ятерами та ін. знаряддями.

У ході науково-дослідних ловів у 2021 р. було зареєстровано наявність 38 видів риби, які належать до 13 сімейств. З них 6 видів, занесених до Червоної книги України (білуга, севрюга, стерлядь, в'язь звичайний, чіп звичайний, йорж смугастий), та 6 видів вселенців (піленгас, ротань головешка, карась сріблястий, товстолобики строкатий та білий, чебачок амурський).

Найважливішим промисловим об'єктом в р. Дунай є дунайський прохідний оселедець. Вилов інших видів риби на його тлі є незначним. У 2021р. вилов оселедця склав 385,8 т, що майже вдвічі більше, ніж у 2020 р., і лише на 48,3 т менше, ніж у рекордному 2010 р.

Рівень води в період нересту основних промислових груп в річці був досить високим, нерестовища були залиті водою на 80-90 %. В квітні-травні віднерестилися основні промислові фітофільні риби, що співпало з помірним рівнем р. Дунай. Температурний режим води в р. Дунай сприяв успішному нересту фітофільних риби. Всього в 2021 році було зареєстровано 96 випадків прилову молоді *осетрових* в різні знаряддя лову: стерлядь - 75, севрюга – 14, білуга - 7. Не було зареєстровано жодного випадку прилову російського осетра.

Вміст хлорофілу «а» фітопланктону навесні й влітку був вище, ніж восени, що збігається із загальноприйнятими уявленнями про сезонну динаміку цього показника [2]. Водночас, у донних відкладах вміст хлорофілу «а» восени був вищим, ніж улітку та навесні, що може пояснюватися процесом осідання фітопланктону. Взагалі, вміст пігментів у донних відкладах був, порівняно зі значеннями попередніх років, достатньо високим, на відміну від концентрацій пігментів фітопланктону. Пігментні індекси фітопланктону восени були значно нижче, ніж влітку та навесні, що дещо протирічить уявленням про звичайну динаміку активності мікроводоростей, але може бути пов'язано з короткотерміновими коливаннями показників на момент відбору. Пігментні індекси донних відкладів найнижчими були навесні, а влітку й восени знаходилися на співставному рівні.

Відзначено тенденцію до збільшення середніх концентрацій пігментів фітопланктону по мірі наближення до морського краю дельти, що протилежно тенденції, відзначеній за розподілом середньобагаторічних концентрацій.

Просторовий розподіл вмісту пігментів у донних відкладах характеризувався тенденцією до збільшення значень по мірі наближення до морського краю дельти як за величинами, визначеними у 2021 році, так і за середньобагаторічними.

За класифікацією TNMN [3] досліджені води по вмісту хлорофілу «а» відповідали 1 класу якості. Концентрації хлорофілу «а» фітопланктону в середньому відповідали за різними оцінками рівням від оліготрофних до мезотрофних вод. Вміст хлорофілу «а» у донних відкладах у цілому відповідав мезотрофним водам з переходом у евтрофні (середнє значення відповідало евтрофним водам).

Проведеними УКРНДІЕП дослідженнями і розрахунками встановлено, що у 2021 р. води української ділянки дельти Дунаю за середніми рівнями показників відповідали 2 категорії екологічної оцінки (чисті з переходом у достатньо чисті), а за середніми з найгірших рівнів показників – 4 категорії (слабко забруднені). Якість вод української ділянки дельти Дунаю за класифікацією TNMN знаходилася між 1 і 2 класами. Перевищення рибогосподарських і господарсько-побутових ГДК відзначено за середніми концентраціями фенолів.

Узагальнюючи матеріали досліджень 2021 року можна зазначити, що загалом суттєвих порушень в стані екосистеми р. Дунай за гідробіологічними показниками не виявлено.

**Аналіз динаміки руслових процесів і завислих речовин в дельті Дунаю та прибережній частині Чорного моря за матеріалами космічних зйомок.** У 2021 році (як і в попередні 2013-2020 рр.) для виконання робіт були залучені знімки з космічного апарату Landsat 8. Вибір знімків КА Landsat обумовлений їх доступністю та можливістю використання всього набору спектральних каналів як для надійної візуальної ідентифікації водних об'єктів, так і для автоматичної обробки спеціалізованим програмним забезпеченням (для ідентифікації водних поверхонь найбільш ефективною є комбінація інфрачервоних (далекого, середнього та ближнього) та червоного каналів, а для оцінки кількості завислих речовин використовуються червоний і блакитний канали). Також знімки КА Landsat мають оптимальне просторове розрізнення, що забезпечує необхідну детальність досліджень.

У 2020-21 рр. берегова лінія в районі Української частини дельти Дунаю була найбільш стабільною за всі роки спостережень. Сезонні розмиви та накопичення осадів були мінімальними, а на деяких ділянках і зовсім не фіксувалися.



Таким чином, просторово-часові зміни берегової лінії Дунайського гирла у 2021 році зазнавали мінімального сезонного коливання за весь період спостережень зі збереженням загальної форми структурних елементів.

Для аналізу динаміки берегової смуги та розподілу завислих речовин у дельті Дунаю у 2021 р. створена база даних космічних знімків, проведена їхня обробка та дешифрування. Аналіз космічних знімків за 2021 рік показав наявність змін в дельтоутворенні р. Дунай за рахунок процесів акумуляції та розмиву.

За період спостережень району затоки Таранів конфігурація оточуючих затоку кіс у 2021 році, як і у попередні роки змінювалася, весняного розмиву кіс не спостерігалось, коливання берегової лінії були мінімальними.

Істотних змін у конфігурації берегів острова (півострову) Пташиний не відбувалося.

Структура та площа островів Нова Земля у 2021 році майже не змінилася.

Просторово-часові зміни берегової лінії Дунайського гирла у 2021 році зазнавали мінімального сезонного коливання за весь період спостережень зі збереженням загальної форми структурних елементів.

Візуальний та розрахунковий аналіз розподілу завислих речовин західної частини акваторії Чорного моря в районі дельти р. Дунай показав наступну динаміку:

- загальний напрям виносу зважених речовин південний та південно-східний, в окремі періоди берегова течія та вітропотік зносить їх у північно-східному напрямку;
- максимальні концентрації завислих речовин у прибережній частині акваторії Чорного моря в районі гирл Бистре та Старостамбульське спостерігалися 26 лютого і 5 березня, мінімальні – 20 липня, 21 серпня та 2 грудня;
- у зоні дампінгу аномалій фототону, пов'язаних з відвалом ґрунту, не спостерігається, за виключенням 5 серпня, де на знімку присутній відірваний струмінь зважених речовин в межах периметру зони, але причиною цього найбільш ймовірно є зміна напрямку виносу з гирла Бистрого [1].

За результатами моніторингових спостережень у 2021 році не виявлено суттєвих впливів експлуатації ГСХ «Дунай – Чорне море» та робіт з підтримки паспортних характеристик морського підхідного каналу на довкілля української частини дельти р. Дунай, а також транскордонного впливу на суміжні території. Зміни, що відмічаються у стані екосистеми дельти Дунаю, обумовлені, головним чином, традиційним комплексом факторів природного та господарського впливу.

## Література

1. Заключний звіт про науково-дослідну роботу «Комплексний екологічний моніторинг довкілля під час експлуатації глибоководного суднового ходу р. Дунай – Чорне море у 2021-2022 роках. Район Морського підхідного каналу». Т.1 / НДУ УКРНДІЕП. – Харків, 2022. – 335 с.
2. Water Quality in the Danube River Basin – 2006. TNMN – Yearbook 2006. Vienna: International Commission for the Protection of the Danube River (ICPDR), 2009.- 40p.
3. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Проект. / А.В. Гриценко, О.Г Васенко, Г.А. Верніченко та ін. – Харків: УкрНДІЕП, 2012. – 37 с.

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

Карлюк А. А., канд. техн. наук.;

Черба О. В., наук. співр., аспірант.

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

## **ПРОВЕДЕННЯ ОПЕРАТИВНИХ ЗАХОДІВ ДОСЛІДЖЕННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ПРИ ВИНИКНЕННІ ЕКСТРЕМАЛЬНИХ ЕКОЛОГІЧНИХ СИТУАЦІЙ**

Проблеми забруднення водних ресурсів, водокористування, імовірність виникнення різних екстремальних і надзвичайних ситуацій в Україні, визначають актуальність проведення оперативних заходів дослідження водних об'єктів. Забезпечення доступу до чистої води — одна з 17 основних цілей ООН для сталого розвитку. Саме тому подальше вивчення та узагальнення існуючих систем заходів дослідження поверхневих вод в умовах екстремальних ситуацій і визначення шляхів підвищення якості вод є актуальним та має важливе практичне значення. Мета дослідження – забезпечення екологічної безпеки масивів поверхневих вод шляхом проведення оперативних заходів щодо дослідження водних об'єктів при виникненні екстремальних екологічних ситуацій.

Екстремальна екологічна ситуація на водному об'єкті це – ситуація, яка виникла або може виникнути під впливом антропогенних чи природних факторів із створенням екстремальних умов існування для організмів та порушенням умов водокористування та з порушенням стійкого позитивного стану екосистеми водного об'єкта [1].

Згідно зі статтею 35 Закону України про охорону навколишнього природного середовища [2], державний контроль у сфері охорони навколишнього природного середовища здійснюється центральним органом виконавчої влади та виконавчими органами сільських, селищних, міських рад.

Оперативне обстеження водного об'єкта при виникненні екстремальної екологічної ситуації повинно включати наступне:

- виявлення основних джерел забруднення;
- визначення зони забруднення;
- збір та аналіз відомостей про фізико-географічні та морфометричні характеристики водного об'єкта;

– встановлення пунктів, в яких відбираються проби води для подальшого хімічного, гідробіологічного та мікробіологічного аналізу.

На водному об'єкті з інтенсивним водообміном проби відбираються в пункті, розташованому вище джерела забруднення і на декількох пунктах, які знаходяться в зоні забруднення. На водному об'єкті з помірним і уповільненим водообміном один пункт розташовується поза зоною забруднення і кілька всередині неї. При неоднорідному хімічному складі води в пункті встановлюється не менше трьох вертикалей (біля берегів і на стрижні), при однорідному хімічному складі – одну вертикаль на стрижні. Першу вертикаль розташовують на відстані не далі 0,5 км від берега або від місця скидання стічних вод, останню – безпосередньо за межею зони забруднення.

Оперативне обстеження також повинно включати повітряний контроль за станом водних об'єктів при виникненні екстремальної екологічної ситуації:

– проведення екстреного обстеження водних об'єктів у випадках забруднення їх в результаті аварії, а також в інших випадках екстремально високих рівнів їх забруднення;

– отримання оперативної інформації про стан водних об'єктів з використанням дистанційних методів контролю або шляхом безпосереднього відбору проб з водного об'єкта з подальшим проведенням аналізів в хімічних лабораторіях;

– отримання фотодокументів про вид та обсяги скидання забруднюючих речовин і їх джерел, необхідних для пред'явлення позову порушників;

– здійснення контролю за рівнем забрудненості водних об'єктів в місцях водокористування та його змінами в часі.

Для повітряного контролю за станом водних об'єктів використовуються літаки, вертольоти цивільної авіації та безпілотники DJI.

Для відбору і консервації проб у бортоператора на борту гвинтокрила (літака) повинен бути пробовідбірник, що дозволяє проводити відбір проб з берега, необхідний посуд, встановлена в тарі, що оберігає її від випадкових ударів, і консервуючі речовини.

Залежно від фактичних і очікуваних метеорологічних умов в районі авіаспостережень уточнюється маршрут і режим польоту, визначається оптимальна висота польоту. Остаточне рішення про виліт приймає командир повітряного судна, виходячи з фактичної погоди в районі авіаспостережень і можливих її змін. Про прийняте рішення інформує бортоператор.

Основна увага в ході обльоту контрольованої території або акваторії повинна приділятися виявленню забруднення, змін його інтенсивності, а також скиду забруднюючих речовин. Необхідно визначити джерело забруднення акваторії або території. При здійсненні повітряного контролю бортоператор повинен проводити візуальне спостереження за станом водних об'єктів та прилеглої території, при необхідності проводити фотографування і робити відповідні записи в борт-журналах авіаконтролю і аерофотографування. На кожне повітряне фотографування необхідно оформляти дозвіл контролюючих органів.

У бортовому журналі авіаконтролю необхідно фіксувати всі випадки забруднення водних об'єктів (промисловими, сільськогосподарськими і комунальними підприємствами), місця забруднення водозбірної поверхні, утворення заторів льоду, затоплення при проходженні повені та паводків, що загрожують населеним пунктам і об'єктам сільського господарства. За виявленими порушеннями бортоператор складає протокол про виявлене забруднення або засмічення водного об'єкта та інформує басейнове управління (інспекцію) щодо використання і охорони вод для термінового впровадження заходів.

Порівнюючи з традиційними методами, відбір проб води безпілотником дає можливість виконувати дослідження більш ефективно, безпечно та зменшує час відбору на 75 %. Безпілотники можливо використовувати для реєстрації телеметрії – точного часу і координат місця відбору. Завдяки архівному журналу коптер здатний повертатися на колишні точки відбору проб для аналізу змін. Безпілотний відбір проб води можна застосовувати під час екстремальної події на воді, особливо в місцях, де небезпечно відправляти людей.

Для забезпечення екологічної безпеки масиву поверхневих вод необхідний періодичний контроль за станом водного об'єкта з метою виявлення первинних ознак екстремальних ситуацій. Обстеження водного об'єкта проводять організації, які здійснюють його експлуатацію. Координація всіх заходів за екологічним станом водного об'єкта здійснюється органами охорони природи і головною науково-дослідною установою та розробляються плани (схеми) проведення контролю конкретно для кожної водойми. У випадку підтвердження відомостей про початок екстремальної ситуації необхідно почати оперативний збір інформації про екологічний стан масиву поверхневих вод та визначити заходи локалізації його забруднення.

## Література

1. Васенко О.Г., Бузевич І.Ю., Старко М.В., Голенчук Л.В. Рекомендації по проведенню досліджень масової загибелі риби при виникненні екстремальних ситуацій на водних об'єктах. Харків, УКРНДІЕП, 1999. 36 с.
2. Про охорону навколишнього природного середовища: Закон України від 25.06.1991 р. №1264-XII. Верховна Рада України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1264-12#Text> (дата звернення: 11.08.22).

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

**Міланіч Г. Ю.** наук. співр.

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

## **АНАЛІЗ РЕЗУЛЬТАТІВ ТРАНСКОРДОННОГО ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ УКРАЇНСЬКОЇ ЧАСТИНИ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ (2018-2022 рр.)**

Проблеми дельти Дунаю викликають занепокоєність урядів як України, так і сусідніх країн, вимагають подальшого розвитку транскордонного співробітництва. З цієї точки зору впровадження (вдосконалення) в українській частині дельти Дунаю системи моніторингу, яка відповідає міжнародним стандартам та вимогам європейського законодавства, дає об'єктивну картину стану екосистеми ділянки басейну, є надзвичайно актуальним.

За результатами екологічного моніторингу виконано оцінку сучасного екологічного стану масиву поверхневих вод дельти Дунаю на території України за гідрохімічними й гідробіологічними показниками та критеріями за сучасними методиками й класифікаціями, у тому числі за груповими й комплексним екологічним індексами, моніторинг стану іхтіофауни. Також були розроблені головні вимоги до геоінформаційної системи (ГІС) екологічного моніторингу української частини дельти Дунаю для наочного відображення та аналізу результатів спостережень, визначена її структура, створена інтерактивна електронна карта української частини дельти Дунаю, інформаційно пов'язана з базою даних щодо його екологічного стану.

Здійснено аналіз екологічних процесів у дельті Дунаю та у прибережній частині моря з використанням космічних знімків, визначено транскордонний вплив на екологічний стан української частини дельти Дунаю, проведено моніторинг наземних і прибережних екосистем на території Дунайського біосферного заповідника, виконано збір і внесення до бази даних інформації щодо показників якості поверхневих вод української частини дельти Дунаю, розроблено блоки аналітичної підсистеми ГІС, що забезпечують комплексну оцінку та прогнозування якості річкової води.

Узагальнено моніторингові дані стосовно оцінки сучасного екологічного стану масиву поверхневих вод дельти Дунаю на території України, розроблено блоки аналітичної підсистеми ГІС, що забезпечують оцінку та прогнозування якості річкової

води в районах точкових джерел забруднення, створено математичну модель переносу забруднюючих речовин у дельті Дунаю при аварійному забрудненні річкової води, розглянуто питання коригування Програми моніторингу за результатами проведених досліджень та міжнародних зобов'язань України.

З урахуванням результатів проведених досліджень було розроблено пропозиції щодо попередження негативного впливу на довкілля дельти Дунаю, у тому числі в транскордонному контексті, удосконалено геоінформаційну систему (ГІС) екологічного моніторингу, зокрема, розроблено підсистему відображення інформації та тестування ГІС і створено за допомогою ГІС тематичні карти української частини дельти р. Дунай. Запланований комплексний екологічний моніторинг за узгодженою з Румунською стороною програмою на даному етапі здійснено не було.

Виконано оцінку впливу на довкілля наземного складування донних відкладень вздовж рукавів дельти Дунаю та коригування Програми моніторингу за результатами оцінки. Зокрема, запропоновано комплекс заходів щодо охорони довкілля при виборі місця розташування та спорудженні берегового відвалу та розроблено рекомендації щодо подальшої раціональної експлуатації відвалу.

Проведено визначення хімічного стану масиву поверхневих вод р. Дунай в межах України за пріоритетними речовинами відповідно до ВРД, що стало підставою для удосконалення програми комплексного екологічного моніторингу української частини р. Дунай, а саме для додаткового включення до переліку контрольованих показників ряду пріоритетних забруднюючих речовин.

За даними багаторічних моніторингових досліджень розроблено пропозиції щодо моніторингу іхтіофауни, зокрема обмеження, що рекомендуються при виконанні днопоглиблювальних робіт у періоди дії спеціалізованих нерестових заборон на промисел, а також заходи проти надзвичайних випадків (НВ), у тому числі пов'язаних з інвазійними видами у басейні Дунаю.

За результатами моніторингових досліджень української частини дельти р. Дунай було розроблено План щодо компенсаційних заходів або заходів мінімізації можливих негативних впливів при реалізації нового проекту ГСХ р. Дунай – Чорне море.

В цілому за результатами проведених досліджень не було виявлено суттєвих впливів експлуатації ГСХ «Дунай – Чорне море» та робіт з підтримки паспортних характеристик морського підхідного каналу на українську частину дельти Дунаю, а також суттєвого транскордонного впливу. Контрольні спостереження показали, що фактичні зміни компонентів навколишнього природного середовища, які відбуваються



під впливом діяльності з відновлення ГСХ, не перевищували прогнозних, а найчастіше були менш істотними. Зміни, які відмічались у стані екосистеми дельти Дунаю, обумовлені, головним чином, традиційним комплексом факторів природного та господарського впливу, на які й повинні бути спрямовані заходи щодо покращення екологічного стану водойм і якості води.

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

Старко М. В.

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

## **ВУГОР ЄВРОПЕЙСЬКИЙ В УКРАЇНІ: АНАЛІЗ МОЖЛИВОСТЕЙ ЗБІЛЬШЕННЯ ЙОГО ПОПУЛЯЦІЇ З ВРАХУВАННЯМ ВИМОГ МІЖНАРОДНОЇ РАДИ З ДОСЛІДЖЕННЯ МОРЯ (ICES)**

### **Вступ**

Проблема збереження європейського вугра *Anguilla anguilla* (далі вугор) як біологічного виду та стійкого використання його ресурсів набула особливої актуальності в кінці ХХ – початку ХХІ століття через значне скорочення чисельності риб, що досягають місць нересту в Саргасовому морі та беруть участь у природному відтворенні. Основною причиною цього процесу є антропогенна трансформація шляхів міграції риб до місць нагулу та нересту, у тому числі забруднення вод Світового океану, а також континентальних водойм. Зарегулювання стоку рік Європи призвело до значного скорочення кількості особин, що досягають місць нагулу, а також утруднення міграції дорослих особин до місць нересту. Істотну роль скороченні запасів цієї цінної риби грає також надмірне виловлення дорослого вугра, що скорочує його повернення до нерестовищ в Саргасовому морі. Складність відновлення запасів європейського вугра пов'язана з неможливістю його розмноження у штучних умовах. На відміну від більшості інших видів риб, досі не розроблені методи штучного відтворення європейського вугра, у зв'язку з чим стратегія підвищення запасів цього виду риб базується на усуненні природних та пов'язаних з діяльністю людини перешкод на шляхах міграції молоді та покатного вугра [1].

Поголів'я вугра скорочується з початку 1970-х років і наразі вважається поза безпечними біологічними межами [2]. Тому у 2007 р. на основі рекомендацій Міжнародної ради з дослідження моря (ICES) Європейський союз прийняв законопроект, відповідно до якого всі держави-члени повинні розробити та впровадити план управління популяцією вугра та максимально скоротити експлуатацію та іншу діяльність людини, що впливає на рибальство чи запаси [3].

На даний час вугор занесений до Червоної книги Міжнародного союзу охорони природи (IUCN) як вид, що знаходиться під загрозою зникнення [4].

Згідно Наказу №29 Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України від 19.01.2021 р. та відповідно до статей 14, 16 Закону України «Про Червону книгу України», статті 44 Закону України «Про тваринний світ», рішення Національної комісії з питань Червоної книги України від 10 червня 2020 р., з метою збереження і відтворення рідкісних і таких, що перебувають під загрозою зникнення, видів тварин, вугор європейський занесений до Червоної книги України як зникаючий вид (додаток 1, №435).

Крім того, складність відновлення запасів європейського вугра пов'язана з відсутністю в даний час технології його розмноження у штучних умовах. На відміну від більшості інших видів риби, ефективні методи штучного відтворення європейського вугра досі не розроблено. У зв'язку з цим стратегія підвищення запасів цього виду риби базується на усуненні природних і пов'язаних з діяльністю людини перешкод на шляхах міграції молоді та покатного вугра, а також регулюванні питань експлуатації ресурсів [5].

Зараз в УКРНДІЕП розробляється план управління щодо вугра європейського з врахуванням міжнародних вимог Міжнародної ради з дослідження моря (ICES). Розробка плану та проведення робіт, які будуть запропоновані в ньому, матимуть велике значення для підвищення біорізноманіття водних об'єктів країни. Крім того, враховуючи велику цінність та вартість риби, як продукту харчування, збільшення видобутку вугра може мати вагомий економічний ефект.

### **Поширення та чисельність вугра європейського в Україні.**

Про поширення та чисельність вугра у водних об'єктах України в літературі зустрічаються зовсім різні думки, що зумовлено, на нашу думку, дуже рідкісним та поодиноким виявленням риби.

Так, ще в середині та наприкінці ХХ століття зазначалося, що в прісних водних об'єктах України вугор зустрічається дуже рідко. В невеликих кількостях ця риба виявлялася в Чорному морі. Окремі особини ловилися в Дністрі, Південному Бузі, Дніпрі (до Могілева), а також в озерах Шацької групи на Волині [6,7].

При цьому автори відзначають, що до зарегулювання Дніпра вугор був поширений у всіх великих річках України та їх притоках. Найбільша концентрація риби спостерігалася у озерах Північно-Західних регіонів України. Вона зустрічалася у лиманах Північно-Західної частини Чорного моря та біля берегів Криму. Після зарегулювання Дніпра у дніпровських водосховищах вугор перестав зустрічатися [7,8].

В даний час (дані 2018р.), до ареалу вугра в Україні, на думку С. В. Межжеріна, належать лише водні системи на північному заході та Дунай. При цьому, на думку

їхтіолога, вугор відзначається лише в річці Дунай і Шацьких озерах, проте навіть там його слід вважати не промисловою рибою, а рідкісним видом [9].

У той же час проведений нами аналіз літератури показує, що зараз, хоча часто і поодинокі, вугор виявляється у багатьох регіонах України.

Результати багаторічних досліджень іхтіолога Ю. В. Мовчана, які базувалися на власних матеріалах, колекціях риб, що знаходяться в іхтіологічних фондах Зоологічного музею ННПМ НАНУ, а також на аналізі відомостей численних наукових джерел щодо видового складу та розподілу риб в різних регіонах України, показують наступний розподіл вугра в річкових басейнах України [10] (табл. 1).

Таблиця 1 – Динаміка змін наявності та орієнтовна чисельність вугра у басейнах головних річок України, [10]

Річки та їх басейни	Наявність виду		Чисельність
	У минулому	Сучасна	
Дунай	+	+	P
Дністер	+	-	-
Південний Буг	+	-	-
Дніпро	+	+	P
Сіверський Донець	-	+	?
Північного Приазов'я	-	+	?
Криму	-	-	-

*\*)Примітки: + - є; - - немає; ? – існування ймовірне, або викликає сумнів; P – чисельність рідкісна; ? – немає даних.*

Про постійну присутність вугра в річці Дунай повідомляють і інші іхтіологи (Замбриборщ, 1965; Шекк, 2003; Волошкевич, 1999) та дані Дунайського біосферного заповідника [11].

В поодинокі кількостях вугор зустрічається також у придунайських озерах (Сальников, 1961; Джуртубаев та соавт., 2019).

Ю. В. Мовчан не зазначає вугра в річці Дністер у теперішній час [10], табл. 1.1. Однак інші дослідники регулярно виявляють цю рибу там і в інших водних об'єктах басейну Дністра (Худий, 2019), [12].

Зустрічається вугор у староріччях і на ділянках русел р. Прип'яті та в озерах північної частини Рівненської області (Гроховська та ін., 2012; Зубкович, 2021,2022).

Встановлена присутність вугра у складі іхтіоценозів у водосховищах та річках басейну Нижнього Дніпра [13].

Вугор у річці Сіверський Донець, за даними Ю. В. Мовчана, [7], у минулому був відсутній. Нині ж є повідомлення про одиничні знахідки риби в водних об'єктах басейну

верхньої та середньої течій цієї річки. Вважається що він з'явився тут у результаті цілеспрямованого переселення людиною [14,15].

У річках Північного Приазов'я, за даними Ю. В. Мовчана, вугра раніше не було. Нині він тут з'явився ([10], табл. 1.).

Вивчення складу риб багатьох річок північно-західного Приазов'я з одного боку підтверджують відсутність вугра у річках Північного Приазов'я у минулому (крім річки Берда, де риба зустрічалась у 1948-1999рр). З іншого - свідчать про відсутність вугра у цих річках нині (Демченко, 2009,2016).

Відсутній вугор у складі іхтіофауни річок Криму як у минулому, так і тепер ([7], Карпова Е. П., Болтачев, 2012; Карпова 2016).

Вугра регулярно знаходять в Чорному морі (табл. 2).

Таблиця 2 – Поширення та відносна чисельність вугра на різних ділянках Чорного моря у межах України [16]

Ділянка Чорного моря	Наявність виду		Чисельність
	У минулому	Сучасна	
Придунайська	+	+	P
Дністровсько- Одеська	+	-	-
Придніпровська	+	+	P
Ягорлицько-Тарханкутська	+	-	-
Південно-Західний Крим	+	+	P
Південно-Східний Крим	+	-	-

\*) Примітки: + - є; - - немає; ? – існування ймовірне, або викликає сумнів; P – чисельність рідкісна.

Водночас вугра регулярно знаходять і в багатьох його лиманах [17].

Таким чином, проведений аналіз літератури свідчить про досить широке поширення вугра в Україні. При цьому практично всі автори характеризують чисельність риби як незначну. Водночас, в окремих джерелах зазначається, що досить велика популяція вугрів зустрічається у Шацьких озерах, де він нині виступає як інтродуцент, тобто проводиться його вселення. Крім того, там же, вказується, що сьогоднішній день популяція вугра в Україні під загрозою не через невелику чисельність риби, а через незаконний та надмірний її вилов [18].

### **Можливості збільшення популяції вугра в Україні.**

Одним із варіантів збільшення чисельності вугра у водних об'єктах України може бути використання окремих елементів виробництва вугра в Білорусі, де такої риби, враховуючи її цінність, його вирощується чимало [19].

Внутрішні водоймища Білорусі є ділянкою трофічного ареалу вугра, куди раніше він заходив природним шляхом із Балтійського моря до зарегулювання стоку рік Балтійського морського басейну.

З будівництвом каскаду водосховищ на річках Західна Двіна і Німан, природний захід молоді європейського вугра цими річками в нагульні водоймища країни практично припинився. Єдиним можливим шляхом міграції як молоді, і покатного вугра Республіка Білорусь залишається р. Вілія, що впадає в нар. Німан нижче за течією від греблі Каунаської ГЕС, що є нижньою межею зарегульованої ділянки Німану.

Тому в даний час вугрове господарство на внутрішніх водоймах Білорусі ґрунтується, в основному, на зарибленні водойм посадковим матеріалом вугра, а стан популяції (промислових стад) і ресурсів вугра обумовлюється, головним чином, періодичністю та обсягами цих зариблень.

У зв'язку з цим вважається, що підтримання популяції вугра в Білорусі переважно можливе лише шляхом інтродукції його молоді [20].

Промислове повернення вугра досить велике. Так у Білорусі промислове повернення вугра у водоймах у різні роки оцінювалось часткою від 1,5 до 8,5%, а в середньому для всіх водойм Білорусі величина промислового повернення вугру становила 4% [21].

У той час як для безстічних водойм Західної Європи він становить 20-30% при посадках склоподібного вугра, і до 40-60% при зарибленні підрощеною молоддю [22].

Досвід такої роботи в Україні є. Так у Шацькій групі озер вугор з'явився у 1937 році тільки після вселення у них молоді риби. Вина була завезена у формі склоподібної личинки у кількості 110 тис. екз. і випущена до озер Світязь, Луки, Пулемецьке, Острів'янське. У промислових уловах вугор почав з'являтися вже у 1940 р. Останню і найбільшу партію запустили до Шацьких озер 1983 р. У 1956-1965рр молодь вугра також випускали у Рівненську групу озер [23].

Також є інші дані, що в озера Волинської і Рівненської областей, а також у в одне з водосховищ на Донбасі із Західної Європи було завезено понад 5млн молоді вугра, яка після нагулу декілька років була цінним об'єктом промислу (Жукинський и др., 1995).

## **Висновки**

1. Нині вугор відзначається у багатьох водних об'єктах України. Багато в чому це пояснюється високою цінністю (і вартістю) вугра. Тому цю рибу часто вселяють у придатні для неї водні об'єкти та вирощують на продаж. Цим можна, наприклад,

пояснити появу вугра в річці Сіверський Донець. У той же час, практично всюди риба не утворює великих популяцій і зустрічається у поодиноких кількостях. Найбільша кількість риби відзначається у Західних регіонах України.

2. Зміна гідрології багатьох річок, особливо будівництво гребель, негативно позначилося на природній міграції молоді вугра у водні об'єкти України. Тому у багатьох регіонах наявність цієї риби пояснюється вселеннями її молоді, які були проведені раніше. Це потребує спеціального вивчення шляхів появи його молоді у водних об'єктах України.

3. Біологічні особливості вугря в екологічних умовах водних об'єктів України, а також величини скату сріблястого вугра в транскордонні річкові басейни для міграції до місць нересту, які необхідні для підготовки плану управління щодо вугра європейського, судячи з проведеного аналізу літератури, вітчизняними вченими практично не вивчалися. Це вимагатиме подальшого доопрацювання.

4. Як варіант розглядається можливість збільшення поголів'я вугра в Україні шляхом зариблення відповідних водних об'єктів молоддю вугра (скляне вугор), яку можна придбати в ЄС.

5. Окремого опрацювання, враховуючи повну відсутність даних, під час підготовки плану управління щодо вугра європейського з врахуванням міжнародних вимог Міжнародної ради з дослідження моря (ICES) потребує питання забезпечення природної міграції 40% чисельності вугра, який увійшов до України.

### **Література**

1. Ризевский В. К., Куницкий Д. Ф. и др. Проблема сохранения европейского угря (*Anguilla anguilla* L.). - II Міжнародна науково-практична конференція: збірник матеріалів. - Київ: ПРО ФОРМАТ, 2020. – С. 31-33.
2. Daniele Bevacqua, Paco Melià, Alain J. Crivelli. et al. Assessing Management Plans for the Recovery of the European Eel: A Need for Multi-Objective Analyses. – American Fisheries Society Symposium 69:637–647, 2009.
3. COUNCIL REGULATION (EC) No 1100/2007 of 18 September 2007 establishing measures for the recovery of the stock of European eel. - Official Journal of the European Union. L 248/17. 22.9.2007.
4. Бех В. В., Кононенко І. С., Кононенко Р. В. Проблеми та перспективи штучного відтворення та збереження запасів європейського вугра (*Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758)) (огляд). - Рибогосподарська наука України. – Вип. 2. - Київ: 2021. –С. 34-44.

5. Ризевский В. К., Костоусов В. Г., Куницкий Д. Ф. и др. Проблема сохранения европейского угря (*Anguilla anguilla* L.). - Вопросы рыбного хозяйства Беларуси: сб. науч. тр. Вып. 36. - Минск, 2020. - С. 170-179.
6. Берг Л. С. Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран. - Т.2. – Москва-Ленинград: Изд-во АН СССР, 1949. – С. 469-925.
7. Фауна Украины. - Т. 8. - Вип.3. – Киев: Наукова думка, 1988. – 367с.
8. Базаєва А., Костенко С. Падіння чисельності та заходи збереження вугра європейського *Anguilla anguilla*. - Матеріали міжнародної зоологічної конференції «Фауна України на межі ХХ–ХХІ ст. стан і біорізноманіття екосистем природоохоронних територій» – Львів: СПОЛОМ, 2019. – С. 30-32.
9. Енциклопедія мігруючих видів диких тварин України. - Київ, 2018. - 694 с.
10. Мовчан Ю. В. До характеристики різноманіття іхтіофауни прісноводних водім України (таксономічний склад, розподіл по річковим басейнам, сучасний стан). – Збірник праць Зоологічного музею. - №37. – Київ: 2005. – С. 70-82.
11. Літопис природи. Книга 38. – Вилкове: Дунайський біосферний заповідник, 2019. – 231с.
12. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Тернопільській області у 2017 році. - Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Тернопільській області у 2017 році. – Тернопіль: Управління екології та природних ресурсів, 2018. – 253с.
13. Мовчан Ю. В., Романь А. М. Сучасний склад іхтіофауни басейну Нижнього Дніпра (фауністичний огляд). – Збірник праць Зоологічного музею. - №46. – Київ: 2015. – С. 37-51.
14. Гончаров Г. Л. Чужорідні риби-саморозселенці у басейні Сіверського дінця. – Херсон: ФОП Грінь Д.С., 2017. – 68-71.
15. Гончаров Г. Л. Формування іхтіофауни гідроекосистем басейну річки Сіверський Донець. - Автореферат дис. кандидата біологічних наук. – Київ: Інститут гідробіології НАН України, 2017. – 26с.
16. Мовчан Ю. В. Різноманіття риб Чорного моря в межах України та їхній розподіл на окремих його ділянках. - Збірник праць Зоологічного музею, 2010, № 41 . - Київ: 2010. - С. 9-39.
17. Снігірьов С.М., Бушуєв С. Г., Черніков Г. Б. та ін. Іхтіофауна Тилігульського лиману на початку ХХІ століття. - Ukrainian Journal of Ecology. 2017, 7(4). – С. 35–45.



18. Кондратюк В. М., Вдовенко Н. М., Федоренко М. О. та ін. Інструменти формування пропозиції при виробництві європейського вугра для збалансованого розвитку сільських територій. Посібник. Київ: НУБіП України, 2021. - 27 с.
19. Костоусов В., Колтунов В. Угорь: останется ли с нами рыба-феномен. - Наука и инновации. - №3 (205). – Минск: 2020. – С. 31-33.
20. Колтунов В. В., Ризевский В. К., Плюта М. В. Роль республики Беларусь в сохранении мировой популяции европейского угря. - Вопросы рыбного хозяйства Беларуси: сб. науч. тр. Вып. 35. - Минск, 2019 - С. 140-145.
21. Петухов, В. Б. Пресноводные угри *Anguillidae*: репродуктивная биология и аквакультура : дис. д-ра биол. наук. - Минск, 2004. – 337с
22. Müller, H. Productions biologische möglichkeiten der intensivierung und steigerung der aalproduktion in natürlichen gewässern. - Dt. Fischerei-Ztg. – 1969. – Bd. 16, nr. 1. – S. 231–236.
23. Базаєва А., Костенко С. Падіння чисельності та заходи збереження вугра європейського *Anguilla anguilla*. - Матеріали міжнародної зоологічної конференції «Фауна України на межі ХХ–ХХІ ст. стан і біорізноманіття екосистем природоохоронних територій» – Львів: СПОЛОМ, 2019. – С. 30-32.

Васютинська К. А., канд .хім. наук, доц.;

Барбашев С. В., д-р техн. наук, проф.

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

## **ПРИЄДНАННЯ УКРАЇНИ ДО ДИРЕКТИВ SEVESO ТА ПРОПОЗИЦІЇ ЩОДО ЗМІН СИСТЕМИ УПРАВЛІННЯ НЕБЕЗПЕКАМИ ТЕХНОГЕННИХ АВАРІЙ**

Науково-технічний прогрес, індустріалізація та урбанізація ще шість місяців тому уявлялись головними джерелами екологічно небезпечних процесів, які по-різному та в різній мірі проявлялись в регіонах України. Військові дії внаслідок російської агресії не тільки нанесли та продовжують наносити величезні втрати людського життя, руйнування чи повне знищення численних інфраструктурних, промислових, енергетичних об'єктів, економіки в цілому. Трагічними є наслідки проведення бойових дій для природно-ландшафтних систем по всій території України.

Стратегія «випаленої землі», яка практикується російським агресором, вже призвела до величезної кількості техногенних аварій повсюдно, а не тільки в зоні активних військових дій чи на окупованій території. Забруднення небезпечними речовинами повітряного басейну, водних та земельних ресурсів відбувається на значних територіях. Загальні екологічні збитки неможливо підрахувати, бо воєнні дії постійно тривають, і, за попередніми розрахунками, можуть скласти сотні мільярдів доларів.

Артилерійські обстріли, ракетні та бомбові удари здійснюють деструктивний вплив в першу чергу на геологічний фундамент ландшафтів та ініціюють розвиток небезпечних геоекологічних процесів. Повсюдна деградація рослинності, концентровані механічні навантаження на ґрунт внаслідок переміщення важкої техніки, численні аварії підземних комунікацій з втратами з них великих кількостей води і тепла, значні зміни рельєфу з утворенням глибоких воронки та провалів неминуче призведуть до активації цілого комплексу таких явищ, як водно-вітрова ерозія, підняття рівня ґрунтових вод, карст, зсуви та інші небезпечні екзогенні геологічні процеси (НЕГП).

Зазначимо, що в геологічному середовищі України початково поширені карстові породи, що займають 448,16 тис. км<sup>2</sup> [1] або 74,2 % її території. Всього налічується

близько 22 тисяч карстових форм відкритого, покритого і перекритого типу. Особливо небезпечний карст відкритого (11,28 тис. км<sup>2</sup>) і покритого типу (87,68 тис. км<sup>2</sup>), який найбільш уразливий по відношенню до техногенного впливу, зокрема гірничорудних робіт, видобутку різних видів мінеральної сировини відкритим способом.

Раніше проведений авторами чинної статті аналіз змін карст-небезпечних територій з 2001 по 2020 [1] роки виявив їх зростання в усіх адміністративних областях з 227.7 тис. км<sup>2</sup> до 448.16 тис. км<sup>2</sup>. Найбільше розширення таких територій відзначалось в Одеській (27,35 тис. км<sup>2</sup>), Полтавській (26,51 тис. км<sup>2</sup>), Харківській (20,54 тис. км<sup>2</sup>), Київській (18,80 тис. км<sup>2</sup>) областях. За розрахованим та нормалізованим коефіцієнтом розширення карстових територій був визначений ранг регіонів України за приростом площ карстоутворення в порівнянні з представленими чинниками урбанізації за індексом еколого-демографічної урбанізації [2]. Показано, що техногенне навантаження міст безпосередньо пов'язані з уразливістю карстових водоносних горизонтів по відношенню до забруднення різної природи, збільшення підземного дренажу в карстовому середовищі. Загальним для регіонів фактором активізації карстопроявів виступає зміна характеру землекористування, яка обумовлена змінами рівнів залягання, потужності і ступеня забрудненості ґрунтових вод, а також водопроникності порід, що складають водоносні горизонти. В свою чергу, рівень залягання ґрунтових вод впливає на стійкість товщі покритих карстових порід, збільшення їх активної пористості, викликає зниження щільності ґрунтів.

Ушкодження ґрунтового покриву та руйнування гідрогеологічного режиму природних ландшафтів в умовах війни представляє потенційну небезпеку активізації карстових процесів для всіх регіонів країни. Зміни рельєфу, геохімічного складу ґрунтів, гідрологічного режиму, глибинних геологічних структур і механічних властивостей порід здатні синергетично підсилювати один одного, та за своїм масштабом виходити далеко за межі територій проведення військових дій. В цілому, «запущений» війною ланцюг негативних явищ і процесів в зруйнованому довкіллі за механізмом зворотних позитивних зв'язків призведе до різкого збільшення потенціалу небезпек в масштабах всіх регіонів.

Таким чином, в Україні створюються умови підвищення ризиків як суто техногенних аварій, так й таких, що пов'язані із природними лихами, які ініційовані деградацією та руйнацією навколишнього середовища.

Метою статті було розроблення пропозицій щодо модифікації системи екологічної безпеки на основі європейського досвіду та із врахуванням майбутніх змін національного законодавства в сфері забезпечення техногенної безпеки.

По-перше, масштабні зміни якості та кількості всіх типів природних ресурсів, в тому числі територіальних, в поєднанні із всіма економічними негараздами потребує створення принципіально іншого механізму управління екологічною безпекою на основі сучасних методів оцінювання ризику і прийняття рішень в умовах післявоєнного відновлення країни.

Побудова та розвиток техногенної безпеки враховує зміщення основного акценту з ліквідаційних заходів на забезпечення превентивної стадії та організації системи зменшення та управління небезпечними умовами, впливами для пом'якшення наслідків аварійних ситуацій. Основна можливість зниження ризиків полягає в зниженні вразливості, незахищеності, виявлення та зниження основних факторів ризику.

Нова парадигма може включати п'ять основних блоків:

1. Профілактика – розроблення системи заходів щодо запобігання існуючим та новим ризикам аварій із врахуванням конкретних технологій та економічних механізмів.

2. Пом'якшення – зменшення або обмеження несприятливого впливу небезпек та пов'язаних з ними аварійних ситуацій; такі заходи як запобігають та зменшують ймовірність виникнення аварійної ситуації, так й мінімізують руйнівні наслідки неминучих техногенних аварій (наприклад, технічні засоби захисту від повеней, посадка дерев для стабілізації схилів, дотримання правил землекористування та будівництва).

3. Готовність – підвищення здатності реагувати на аварійні ситуації; заходи включають технічні системи реагування та попередження аварійних ситуацій, навчання персоналу, проведення тренінгів з ліквідації наслідків, проведення просвітницьких кампаній.

4. Відгук – дії, що здійснюються безпосередньо перед, під час та відразу після впливу небезпек, спрямовані на захист обладнання, порятунок життів, зниження економічних втрат; вимагають планів оперативних центрів з надзвичайних ситуацій, можуть передбачати евакуацію населення, надання масової аварійно-рятувальної та медичної допомоги, пожежогасіння та інші заходи.

5. Відновлення – дії, які були здійснені для повернення об'єкту до нормальних умов, відновлення основних послуг та усунення збитків (наприклад, очищення від сміття, фінансові заходи задля допомоги людям та тваринам, відновлення інфраструктури та ключових об'єктів).

Регуляція відносин у галузі техногенної безпеки перш за все має враховувати інтеграційні плани України, яка вже стала кандидатом в члени ЄС, та пов'язану з цим необхідність адаптації екологічного європейського законодавства.

Формування системи безпеки та управління ризиками техногенних аварій розпочалося після встановлення 85-відсоткового переважання недоліків систем управління безпекою серед всіх причин виникнення великомасштабних промислових аварій в Європі відповідно Директивам Seveso [3].

Європейська комісія запропонувала першу Директиву 82/501/ЄЕС чи Seveso I у відповідь на аварію на хімічному заводі в Seveso (1976, Італія), яка призвела до викиду діоксину, понад 600 осіб були змушені залишити свої будинки і близько 2000 лікувалися від отруєння діоксином. Директива Seveso I зазнала декількох нормативних змін з 1982 по 2010 рік із врахуванням практики крупномасштабних промислових аварій.

Директива Seveso II запровадила важливі нові положення, які вводили поняття особливо небезпечної для довкілля речовини, їх розширений перелік (зокрема акватоксини). Директива охоплювала не окремі промислові площадки чи цеха, а цілісні промислові об'єкти, деталізувала та підвищила вимоги до звітів з безпеки. Крім того, було запущено нові системи управління, які можуть звести до мінімуму виникнення великих аварій, посилити інформування громадськості та забезпечити більш легкий доступ до екологічної інформації.

У 2003 р. після оцінки досвіду крупних промислових аварій, були внесені правки та прийнято Директиву 2003/105/ЄС. Директива з поправками почала охоплювати підприємства з переробки та зберігання корисних копалин, що містять небезпечні речовини, з видобутку корисних копалин, а також їх хвостосховищ. Основні відмінності Seveso III, прийнятої 24.07.2012 р. полягали у встановленні узгодженої на глобальному рівні системи Організації Об'єднаних Націй з класифікації, маркування та пакування хімічних речовин. Був впроваджений більш відкритий для громадян доступ до інформації про ризики, причиною яких є місцеві компанії, та про поведінку у разі аварії. Також розроблені більш ефективні правила щодо участі громадян у проектах планування землекористуванням. Прийняті більш суворіші стандарти перевірки об'єктів, що гарантують безумовне виконання правил безпеки. Країни-учасники почали дотримуватися цих правил з 1 червня 2015 року, а також почало діяти законодавство про класифікацію хімікатів.

Директив Seveso охоплює підприємства з наявністю небезпечних речовин. Seveso-підприємства (промислові та комерційні) відносяться до таких секторів, як

хімічне виробництво та зберігання хімічних речовин, нафтопереробні заводи, целюлозно-паперові комбінати, переробка та зберігання газу, водоочисні споруди, виробництво та зберігання вибухових речовин, феєрверків тощо. Сфера застосування визначається кількістю та характером зазначених небезпечних речовин (НР), визначених у Додатках, та не залежить від розміру, місця розташування, галузі чи форми власності підприємств. За ступенем ризику (небезпеки) всі небезпечні промислові підприємства Директивою поділяються на дві категорії: верхнього та нижнього рівня в залежності від кількості присутніх небезпечних речовин. Відповідно, Директива встановлює дворівневий підхід:

- підприємства, у яких кількість НР нижча від встановленого нижнього порога (за Додатком I), не мають зобов'язань;
- підприємства, у яких кількість НР вища нижнього порога (за Додатком I), створюють системи керування безпекою на базі внутрішніх аварійних планів, за якими повинні звітувати перед місцевими органами влади;
- підприємства, у яких кількість НР перевищує верхній поріг (за Додатком II) мають повні зобов'язання, більше вимог до зовнішніх аварійних планів та підлягають ретельному контролю.

Для організації і керування політикою запобігання великим аваріям в Директиві Севезо II було введено поняття “оператора”, на якого покладалася функція управління безпекою з метою забезпечення мінімально можливого ризику виникнення аварій. Оператором визначалася будь-яка фізична чи юридична особа, яка експлуатує або утримує промисловий об'єкт. Ключовим обов'язком оператора є здійснення усіх заходів щодо запобігання аваріям та обмеження їхніх наслідків. Оператори також повинні регулярно інформувати громадськість, яка перебуває у групі ризику, забезпечувати звіти з безпеки. Країни-учасниці повинні гарантувати наявність надзвичайних планів заходів щодо зменшення наслідків вірогідних аварій для населення та природного середовища прилеглих до підприємств територій. Фактично на операторі замикаються всі аспекти безпечного функціонування підприємства, що робить його центральною особою, відповідальною за стан техногенної безпеки.



Рисунок 1 – Схематичні рівні Директиви Seveso

Схематично, концепція Seveso представлена на рис. 1.

Блок технологічної безпеки включає переваги та покращення для промисловості шляхом застосування відповідних засобів, структур і систем керування безпекою.

Зниження ризиків нещасних випадків завдяки планам запобігання великим аваріям та системам управління безпекою має гарантувати високий рівень захисту людей та довкілля. Планування дій щодо захисту є основною складовою керування наслідками катастроф, забезпечує оптимальний захист у випадку аварії. Аварійне планування включає розгляд заходів безпеки за допомогою оновлених звітів про безпеку та регулярних перевірок.

Досвід формування системи безпеки та управління ризиками техногенних аварій визначив необхідність врахування ефекту доміно, що призводять до каскадних подій, зміщує спектр можливих сценаріїв аварій в сторону найбільш несприятливих факторів і явищ. Ефект доміно небезпечний підсиленням загроз для населення та природного середовища, що знаходяться в зонах впливу вражаючих факторів аварій навіть на невеликих підприємствах з небезпечними речовинами, які не підпадають під дію Директиви. Це вимагає від місцевих органів влади наявності повної бази даних усіх шкідливих підприємств регіону та зовнішніх планів ліквідації аварій на всі можливі випадки.

До протоколу Seveso приєдналося 27 країн Європи, введення протоколу здійснюється відповідним законом і обов'язкове для виконання на всій території держав. Вступ до ЄС неможливий без приєднання до Seveso.

У разі приєднання України до Директиви необхідно буде приведення законодавства до вимог Seveso, навчання нових інспекторів Seveso та фахівців для підприємств, методико-нормативного забезпечення для розроблення відповідних документів підприємствами. Тобто всю систему управління ризиками промислових аварій необхідно юридично і практично модернізувати до норм ЄС.

Важливою віхою на шляху перетворень з'явився Закон України про приєднання до Конвенції СЕК ООН про транскордонний вплив промислових аварій, який набув чинності 29 травня 2022 р. після його ухвалення українським парламентом 3 травня та підписання Президентом 17 травня. Україна стане Стороною Конвенції на 90-й день після дати здачі її документа про приєднання на зберігання Генеральному секретарю ООН.

Серед переваг приєднання України до Конвенції можна відмітити збільшення потенціалу для вирішення проблем транскордонних аварій, мінімізація витрат на

запобігання, збільшення співробітництва, обмін досвідом та технологіями, передовою практикою та інформацією для покращення транскордонної готовності до аварій.

В Україні, яка приймає активну участь у низці заходів та проектах з управління небезпечними видами діяльності та проходить стадію адаптації законодавства, частково виконуються аналогічні Seveso вимоги. Як правило, вони стосуються сфери запобігання та пом'якшення наслідків промислових аварій на небезпечних об'єктах, а саме:

- ведення реєстрів об'єктів підвищеної небезпеки (ОПН);
- розроблення планів локалізації і ліквідації аварійних ситуацій та аварій (ПЛЛАС) трьох різних рівнів для потенційно небезпечних об'єктів (ПНО);
- розроблення Декларацій безпеки із оцінками рівня ризику, сценаріями ймовірних аварій, розрахунками очікуваних збитків від заподіяння шкоди населенню та довкіллю для ОПН;
- створення системи запобігання та оповіщення населення, робота із засобами масової інформації тощо.

Перші проекти щодо «Вдосконалення національної системи нормативного регулювання у сфері хімічної безпеки та захисту» мали розроблюватись у довоєнний період під координацією ОБСЄ, і передбачали адаптацію національного законодавства щодо регулювання у сфері безпеки та управління ризиками.

Авторами чинної статті пропонуються напрями вирішення наступних проблемних питань, які, на наш погляд, необхідно врахувати для впровадження в країні означених змін.

По-перше, існує значна розбіжність між реєстрами потенційно небезпечних і об'єктів підвищеної небезпеки за українським законодавством (Закон України «Про об'єкти підвищеної небезпеки», «Положення про Державний реєстр потенційно небезпечних об'єктів», «Методика ідентифікації потенційно небезпечних об'єктів») та Seveso-підприємствами внаслідок обмеження останніх обов'язковою наявністю небезпечних хімічних речовин. Якщо Україна приєднається до Директиви без будь-яких змін та умов, то поза регулюванням залишаться об'єкти з небезпеками іонізуючого випромінювання та перевезення небезпечних речовин (автомобільний, залізничний, вантажно-розвантажувальний та інший транспорт), транспортування трубопроводами, підприємства видобутку та збагачення корисних копалин, і, головне, полігони твердих відходів, в тому числі високотоксичних виробничих відходів. В європейських країнах для цих галузей розроблено окреме законодавство. Тож, в майбутніх змінах можна рекомендувати або модернізацію Директиви в плані



розширення її дії на інші галузі, або розроблення додаткових національних нормативно-правових положень щодо ОПН, які не увійшли до переліку Seveso-підприємств.

Другий аспект стосується планування землекористування відповідно обов'язків Seveso в цілях обмеження впливу великих аварій на населення та природне середовище, які знаходяться за межами небезпечного об'єкту (промислової площадки), але попадають в зону ризиків нетипових небезпечних подій та умов техногенного походження.

Авторами чинної статті вже аналізувались чинники зростання небезпек від промислових підприємств, розташованих поряд з житловими районами, що особливо притаманне містам з концентруванням всіх можливих об'єктів техносфери [2]. Швидка та неконтрольована урбанізація супроводжується високою щільністю та хаотичним розселенням населення без врахування зон ризиків як стихійних, так і техногенних небезпек.

Стаття 12 Директиви вимагає підтримання належних відстаней між підприємствами Seveso та житловими масивами з урахуванням ризику промислових аварій. Але в Директиві не встановлені конкретні розміри зон вразливості, тож, доки не існує механізму реалізації безпечного планування землекористуванням.

З іншого боку, впровадження планів землекористування як важливого елемента нової узгодженої системи екологічної безпеки в Україні може бути ускладнене у випадках зберігання небезпечних речовин (сировини чи відходів) за межами підприємства, розкиду промислових площадок з технологіями різного рівня небезпек, характеру інфраструктури та географічного розташування крупних магістралей всередині промислових зон по відношенню до об'єктів.

Наслідки техногенних аварій також можуть синергетично посилюватись у випадках виникнення каскадних процесів за ефектом Доміно для декількох близько розташованих підприємств. Встановлені в Україні норми санітарно-захисних зон (СЗЗ) архаїчні, абсолютно не враховують сценарії виникнення та розвитку можливих аварій, які здатні виникнути навіть на невеликих підприємства з мінімальними кількостями НР.

Вимоги врахування ефекту Доміно в планах землекористування відкривають шлях до вдосконалення чи повної заміни категорій безпеки підприємств, особливо для ряду щільно розташованих об'єктів на основі чіткого визначення відстані між ними з урахуванням ризиків та критеріїв їх зонування. На наш погляд, необхідно застосовувати методи моделювання та штучного інтелекту для оцінювання ймовірності аварій за найгіршим сценарієм з найбільшими наслідками. Широке

застосування геоінформаційних технологій дозволяє реалізувати прив'язку розрахованих зон ризику до місцевості із врахуванням змінених форм реллефу та клімату.

Тож, плани землекористування з погляду пом'якшення наслідків аварій, зменшення вразливості населення та природного середовища, безумовно призведуть до кардинальних змін самого поняття «промислова зона» та відповідних нормативів щодо встановлення її границь та правил виносу підприємств за межі міст.

Наприкінці, звернемо увагу на кричущу необхідність проведення ретельних досліджень щодо військово-техногенних та природно-техногенних впливів на геологічне середовище з точки зору різкого зростання ймовірностей виникнення техногенних аварій під впливом природних лих, особливо гідрогеологічного характеру. Вище вже були означені ті майбутні проблеми, пов'язані із пошкодженням геологічної основи природних ландшафтів внаслідок війни, адже напівзруйнована природна система буде постійно та з більшою частотою та агресивністю ініціювати небезпечні процеси та явища, що спричиняють аварії на техногенних об'єктах. Планування землекористування, особливо для будівництва нових житлових високоповерхових масивів та об'єктів економіки, транспортних мереж, має враховувати стан територій уражених ЕГП. Це може викликати додаткові труднощі, адже можуть виникнути проблеми незадовільного стану самої спостережної мережі, особливо на території східних та південних областей, де, в основному, знаходились геологічні підприємства галузі та ділянки, на яких проводились спостереження.

Таким чином, актуальним та своєчасним стає завдання кардинальної перебудови національної системи екологічної та техногенної безпеки на основі досвіду та тенденцій ЄС. Розроблення заходів контролю за промисловими аваріями, планів чи інших правил допустимого використання землі за межами підприємства мають ґрунтуватися на ризик-орієнтованих підходах, наприклад, на критеріях прийнятності ризику, як у деяких країнах Європи. Основні зусилля мають бути спрямовані на встановлення нормативно-правової та технічної основи визначення докладних та конкретних критеріїв ризику, які матимуть як науковий, так і суспільний контекст.

## **Література**

1. Васютинська К.А., Барбашев С.В. Оцінка впливу факторів урбанізації на небезпеку активізації карстових процесів у регіонах України. *Геохімія техногенезу*. 2021. 5, 33 – 40. <https://doi.org/10.15407/>

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. Chemical accidents (Seveso I, II and III) – prevention, preparedness and response. (2013). available at: <http://ec.europa.eu/environment/seveso/> (дата звернення 10.08.2022)

**Витько В. И.**, канд. физ.-мат. наук

*Научно-исследовательское учреждение «Украинский научно-исследовательский институт экологических проблем», г. Харьков, Украина*

## **«ГРЯЗНАЯ БОМБА» НА ЗАЭС**

Радиологическое оружие — разновидность, использующая в качестве поражающего фактора *ионизирующее излучение* радиоактивных материалов. Один из видов радиологического оружия — «грязная бомба», состоящая из заряда взрывчатого вещества с добавлением радиоактивных веществ. Одним из вариантов реализации «грязной бомбы» может быть намеренный подрыв установки невоенного назначения, использующей радиоактивные материалы, в частности, любой объект на Запорожской атомной электростанции (ЗАЭС), содержащий радиоактивные вещества.

Использование «грязной бомбы» может привести к радиационному заражению почвы, воды, атмосферного воздуха на обширных территориях. Очистка территории может занять продолжительное время. Воздействие ионизирующего излучения может привести к развитию лучевой болезни у населения. Всё это является крайне нежелательным фактором для Украины, которая ведет тяжелую войну с Россией.

ЗАЭС стоит на берегу Днепра. Естественно, радиоактивные вещества попадут в эту реку. Воды Днепра текут в Черное море. Поэтому все причерноморские государства могут лишиться курортной зоны. Исчезнет рыболовство и все, что с ним связано. Этим отраслям грозит полный коллапс.

В докладе рассматривается сценарий разрушения одного контейнера сухого хранения отработавшего ядерного топлива и радиоэкологические последствия такой радиационной аварии, которая может возникнуть при обстреле ЗАЭС.

### **1 Зоны риска на ЗАЭС**

#### *1.1 Реакторы*

На ЗАЭС расположены 6 реакторов типа ВВЭР-1000, в каждом из которых загружено ядерное топливо. Загрузка по двуокиси урана - 80т. Обогащение топлива – 4,4 %. Реактор работает при высоком давлении 160 атм. Толщина цилиндрической части корпуса из специальной стали, примерно, - 20 см.

Защитная герметичная оболочка корпуса реактора представляет собой цилиндр с внутренним диаметром 45 м с куполообразным верхом (перекрытием).

Оболочка представляет собой предварительно напряженную монолитную железобетонную конструкцию с металлической облицовкой внутри из углеродистой стали толщиной 8 мм. Толщина стенки цилиндра 1,2 м, купола – 1,1 м.

Реактор Запорожской АЭС защищен и останется цел, даже если на него упадет самолет весом 20 т. Развитие неконтролируемой цепной реакции крайне маловероятно.

Наибольшую опасность представляет исчезновение электропитания циркуляционных насосов, охлаждающих активную зону.

В Государственной инспекции ядерного регулирования Украины сообщили, что остановка всех энергоблоков Запорожской АЭС может привести к развитию ситуации по «Фукусимскому сценарию». Остановка всех энергоблоков и потеря всех источников электропитания может привести к выходу из строя систем охлаждения и повреждению активной зоны реакторной установки, а, также, выходу радиоактивных веществ в окружающую среду.

### *1.2 Бассейн выдержки*

Большинство вспомогательных систем располагаются в обстройке реакторного отделения, к ним относится и бассейн выдержки. Это - мокрое хранилище отработавшего ядерного топлива.

У реактора на ЗАЭС этот бассейн выдержки находится в обстройке реакторного отделения, то есть до него еще надо добраться. И повредить его надо определенным образом, чтобы оттуда достаточно быстро ушла вся вода. Потому что если пробоина будет небольшой, то в бассейн можно просто доливать воду, и утечки воды всей воды не случится. Такой вариант существует.

Для охлаждения бассейна выдержки *отработавшего ядерного топлива* используется система расхолаживания бассейна выдержки. Необходимость этого обусловлена *остаточным энерговыделением* топлива после его использования, из-за которого его хранят 3—4 года в специальном бассейне рядом с реактором. Если произойдет обесточивание насосов системы расхолаживания бассейна выдержки, то может произойти перегрев и расплавление отработавшего ядерного топлива, и выходу радиоактивных продуктов в окружающую среду. В состав системы, состоящей из трёх одинаковых каналов для резервирования, входят теплообменники и насосы

### *1.3 Сухое хранилище отработавшего ядерного топлива (СХОЯТ)*

На Запорожской АЭС реализована система промежуточного хранения отработавших тепловыделяющих сборок (ОТВС) в вентилируемых бетонных контейнерах (ВКХ-ВВЭР), устанавливаемых на бетонной площадке. Она является

прямой модификацией применяющейся на АЭС США системы промежуточного хранения, имеющей лицензию надзорных органов США (NRC) [1].



*Рисунок 1 – Расположение СХОЯТ на площадке ЗАЭС.  
(На площадке справа в 10 рядах стоят бетонные контейнеры. Снимок Google earth в августе 2022г.)*

В одном контейнере хранятся 24 ОТВС в цилиндрической герметичной корзине хранения, изготовленной из углеродистой стали. Эта корзина является также и радиатором, отводящим избыточное тепло ОТВС в объем вентилируемого бетонного защитного контейнера. Корзина заполнена гелием, что создает и поддерживает в течение всего периода хранения сухую, инертную теплопередающую среду.

Герметичная корзина помещается в вентилируемый бетонный контейнер, который выполняет следующие защитные функции: отвод избыточного тепла от корзины; защиту корзины от внешних климатических, механических и тепловых воздействий; биологическую защиту персонала, обслуживающего СХОЯТ; обеспечение устойчивого вертикального размещения корзины с ОТВС при транспортировке и хранении.

Загруженный вентилируемый бетонный контейнер устанавливается на специальной площадке хранения, которая располагается на охраняемой территории АЭС, см. рис.1 в правой части. Бетонные блоки в настоящее время размещены в рядах по 15-16 штук в каждом и сгруппированы в 3 колонны.

#### *1.4 Открытое распределительное устройство и линии электропередач.*

При повреждении надо останавливать блоки. Без питания внутри реактора стержни с бором на электромагнитах сбрасываются в реактор. Но потом необходимо 1-2 месяца на восстановление. С ним связаны трансформаторные подстанции. Все это легкие цели для ударов.

Запорожская АЭС имеет четыре линии электропередач (ЛЭП). По ним со станции идет энергия, которую она вырабатывает. Причем как минимум две из них из-за боевых действий оказались выведены из строя. Весной также сообщалось, что перестала работать третья ЛЭП. Какие именно ЛЭП остаются рабочими на данный момент - неизвестно.

Если все ЛЭП выйдут из строя, то все энергоблоки на Запорожской АЭС нужно будет остановить.

## 2 СХОЯТ. Анализ аварии

Рассмотрим гипотетическую аварию с повреждением всех ТВЭЛ в герметической корзине хранения с последующей потерей герметичности корзины. Такая авария представляет собой абсолютно гипотетический случай. Единственным типом воздействий на бетонный контейнер, который может привести к одновременному повреждению корзины и всех ТВЭЛ, является значительное внешнее динамическое воздействие, например, в результате применения специальных боеприпасов.

Рассматриваем максимальную активность хранящегося топлива, т.е. ОТВС ВВЭР-1000 с выгоранием 55000 МВт×сут/т(U), с выдержкой 6 лет и обогащением 4,34 %.

При такой гипотетической аварии в атмосферу согласно [2] будет выброшен ряд радионуклидов, наиболее важные из которых приведены в табл. 1.

Таблица 1 – Выбросы радионуклидов

Радионуклид	Бк
<sup>85</sup> Kr	8,17 E12
<sup>60</sup> Co	7,40 E09
<sup>90</sup> Sr	5,13 E10
<sup>106</sup> Ru	7,63 E09
<sup>125</sup> Sb	2,53 E08
<sup>134</sup> Cs	2,33 E10
<sup>137</sup> Cs	8,05 E10
<sup>144</sup> Ce	5,54 E08
<sup>147</sup> Pm	3,18 E09
<sup>154</sup> Eu	7,70 E08
<sup>238</sup> Pu	7,07 E08
<sup>241</sup> Pu	1,54 E10
<sup>241</sup> Am	2,02 E08
<sup>244</sup> Cm	8,40 E08

Считается, что выброс происходит равномерно в течение суток с высоты 6 м на площадке хранения.

Для расчетов радиационных эффектов при повреждении вентилируемого контейнера хранения использовалась программа HotSpot. Программа HotSpot (Версия 3.0.3 2015 г.), которая позволяет выполнять расчеты воздействия радиационных эффектов на организм человека, связанных с выбросом в атмосферу радиоактивных материалов [3]. Программа предназначена для расчетов последствий кратковременных выбросов – несколько часов. Результаты расчетов HotSpot являются консервативными, то есть, оценка дозы обычно больше, чем радиационные эффекты, которые связаны с выбросом радиоактивных материалов, поскольку считается, что человек пребывает 100% времени в точке облучения.

Работа программы HotSpot протестирована по вычислениям, сделанным в [2] для выбросов ряда нуклидов с использованием программы GENII [4]. Получено хорошее согласие для зависимости временного интеграла объемной активности радионуклидов в приземном слое воздуха, на оси следа, от расстояния, и для среднегодовых объемных активностей в зависимости от расстояния.

Для указанной гипотетической аварии (выброс по табл. 1) рассчитана объемная среднегодовая активность суммы трансурановых элементов (ТУЭ) в нижнем слое атмосферы, на оси следа, в зависимости от расстояния. Результаты приведены на рис.2

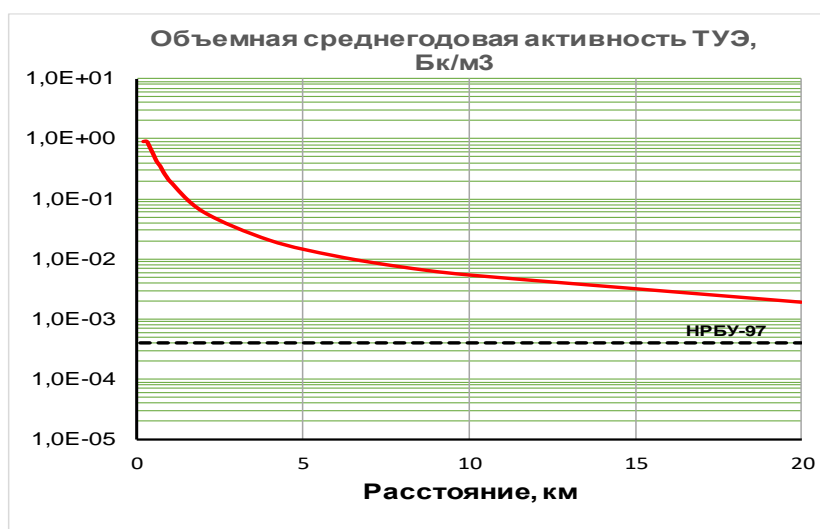


Рисунок 2 – Объемная среднегодовая активность ТУЭ в зависимости от расстояния, Бк/м³ (кривая). Пунктирная прямая - допустимая концентрация в воздухе <sup>241</sup>Am для населения по НРБУ-97

Как следует из приведенных расчетов при разрушении контейнера на расстояниях до 10 км среднегодовая объемная активность трансурановых элементов



превысит допустимую концентрацию для населения более чем в десять раз. А в непосредственной близости от места аварии (<2 км) объемная активность ТУЭ может превысить норматив более чем в 100 раз.

Зависимость эффективной дозы от расстояния на оси следа распространения факела выброса приведено на рис. 3. Согласно НРБУ-97, предел дозы для населения равен 1 мЗв/год. Человек, оказавшийся в момент распространения облака взрыва контейнера хранения с отработавшем ядерным топливом на расстоянии от 80 м до 5 км получит дозу, превышающую допустимый норматив в десятки раз.



Рисунок 3 – Зависимость эффективной дозы на оси следа от расстояния. Пунктирная прямая показывает разрешенное значение согласно НРБУ-97

Рассчитанное пространственное распределение эффективных доз при данной аварии приведено на рис. 4. Во внутренней самой малой закрашенной красным цветом области уровни доз > 20 мЗв; в немного большей закрашенной зеленым цветом области уровни доз > 10 мЗв; а в закрашенной синем цветом, уровни доз > 1 мЗв. Размеры этой последней области примерно 400 м × 5000 м.

Большая часть жителей г. Энергодара в результате описанной аварии получит дозы более 1 мЗв, если скорость ветра в момент аварии будет направлена в сторону города.



Рисунок 4 – Пространственное распределение доз в районе аварии.

## Выводы

Рассмотрены зоны риска на ЗАЭС, при попадании в которые возможен выброс радиоактивных веществ в окружающую среду.

Рассмотрена гипотетическая авария, сопровождающаяся полным разрушением вентилируемого контейнера хранения на площадке СХОЯТ.

Рассчитаны загрязнение атмосферного воздуха радионуклидами и эффективные дозы, которые может получить население, попавшее в зону аварии.

Показано, что дозы, превышающие предел дозы по НРБУ-97, могут быть на расстоянии до 5 км от места взрыва.

## Литература

1. Безопасность сухого хранения отработавшего ядерного топлива. В Г Рудычев, С. В Алехина, В. Н. Голощапов и др. / Под общ. ред. акад. НАН Украины Ю М Мацевитого, чл.-корр. НАН Украины И. И Залюбовского. -Х.: ХНУ имени В Н. Каразина, 2013.-200 с. - (Серия «Безопасность атомных станций»)
2. Государственное предприятие "Национальная атомная энергогенерирующая компания "ЭНЕРГОАТОМ" - ОП "АТОМПРОЕКТИНЖИНИРИНГ". Строительство централизованного хранилища отработавшего ядерного топлива реакторов ВВЭР АЭС Украины. Проект. Том 12.1. Оценка воздействий на окружающую среду. Часть 1. Материалы ОВОС. Редакция 2. 571402.201.012-ОВОС01, 239 с.

3. Steven G. Homann, Fernando Aluz zi. 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.
4. GENII Version 2 Software Design Document. B.A. Napier, P.W. Eslinger, D.K. Strenge, C. Fosmire, J.V. Ramsdell, Jr. Pacific Northwest National Laboratory. URL: [http://www.academia.edu/28343662/GENII\\_Version\\_2\\_Software\\_Design\\_Document](http://www.academia.edu/28343662/GENII_Version_2_Software_Design_Document)

Волошин В. С., д-р. техн. наук, проф.

ДВНЗ «Приазовський державний технічний університет». м. Дніпро. Україна.

## ЧИ ВАРТО ШУКАТИ «ЗОЛОТІ ПРОПОРЦІЇ» ФІБОНАЧЧІ В ПРОЦЕСАХ УТВОРЕННЯ ВІДХОДІВ

Все, що пов'язано з «золотою пропорцією» Фібоначчі, повинно мати свою логіку прагнення до досконалості. Принаймні, багато вчених інтерпретують цю залежність від середньовіччя до наших днів [1, 2, 3]. У популярній і навіть науковій літературі вона майже завжди абсолютизується, вважаючи «золоту пропорцію» найбільш гармонійним поєднанням форми, розміру, руху, вкладаючи в неї значення універсальності для самих різних систем: в живопису, архітектурі, в числових і геометричних фігурах, в русі океанічних хвиль і планет, в фізіології людини і найпотраємніших шарах квантової фізики і нейробіології. Було б неправильно не намагатися «перевірити гармонію алгеброю» щодо величезної різноманітності штучних технологій, створених протягом століть людиною, зокрема, в тій їх частині, яка ніким не спростовується як об'єктивна реальність, а саме в пропорціях системи  $r \& w$  ("продукція – отход"), розуміючи, що, можливо, існує оптимальне співвідношення між обсягом виробленого корисного продукту та об'ємом отриманих відходів. Таке дослідження могло б наблизити нас до розуміння сенсу мінімально можливого рівня утворення відходів в технологічних процесах, якщо такі залежності існують в природі, а також до семантичного розуміння термінів «безвідходні» і «маловідходні» технології.

В першу чергу ми дотримуємося логіки тих творів, які не абсолютизують все, що пов'язано з «золотою пропорцією» та іншими «аналогами» ряду Фібоначчі в природі, архітектурі, антропології, образотворчому мистецтві [1, 2, 3, 4, 5]. Це дозволяє позбавитися від помилок або неточності в результатах і більш якісно інтерпретувати властивості таких послідовностей, яких, як відомо, крім ряду Фібоначчі, багато, наприклад, [6, 7, 8].

Загальна формула послідовності, який, зокрема, носить назву ряду Фібоначчі (позначається тут як FS - Fibonacci Series або Fibonacci Sequence, як і комусь це буде зручно) має вигляд  $X_i = \sum_{n=1}^N X_{i-n}$ . Словосполучення «зокрема» тут вживається тільки тому, що послідовні ряди, в яких кожен наступний термін залежить від значень попередніх, існують в певній множині і не тільки до рядів Фібоначчі. Тут  $X_{i-n}$

послідовність членів ряду, що попередують розрахованому  $X_i$ -ому;  $n$  - порядковий номер попереднього члена, включеного до суми для обчислення розміру нового  $i$ -го члену;  $N$  - розмірність суми членів для підрахунку чисел шуканого ряду.

Зрозуміло, що для FS завжди  $N = 2$ . Але й тільки. Існують варіанти рядів, де  $N > 2$ . Задача також тривіальна, але вона дозволяє визначити деякі властивості таких нових рядів, які можуть стати в нагоді в прикладних дослідженнях. Тільки вже називати їх на честь Леонарда Фібоначчі, можна з певною часткою уяви.

Є деякі дивовижні властивості цих послідовностей, включаючи FS, які зазвичай не беруться до уваги, хоча ці властивості емпірично використовуються в багатьох додатках.

1. Одна з основних, на нашу думку, властивостей чисел у рядах типу FS, на які посилаються у відомій літературі, мабуть, полягає в оптимальній взаємній енергетичній залежності параметрів об'єктів, які позначаються членами FS: вони пов'язані мінімальною ентропією при енергетичному обміні між об'єктами, формами, які позначені зв'язаними числами за правилом цього ряду. У літературі можна прочитати про що «золота пропорція» у вигляді FS є формою, що забезпечує розвиток процесів, позначених числами заданої послідовності, саме енергетично найменш витратним способом [3, 7, 8]. Правда, поки що це положення не має строгих доказів і підтверджується лише деякою практикою. Проте, ця властивість успішно використовується.

2. Не менш важливою властивістю, характерною для ряду типу FS, є безперервність залежності властивостей кожного наступного члена ряду від властивостей двох його попередніх членів [6, 8], якщо кожен наступний член ряду має фізичний або інший зміст узгоджений із попередніми. Для прикладних задач це може мати особливе значення. Властивості кожного  $i$ -го члена FS -  $X_i$ , повинні відповідати властивостям тих попередніх членів  $X_{i-1}$  і  $X_{i-2}$  з яких складається це число, якими б не були ці властивості. Це теж гіпотеза, але, як і перша властивість, вона може мати право на існування і має безліч практичних підтверджень.

3. Ще одна властивість, що пов'язана з FS, є наявність кореневого механізму для запуску рядів, аналогічних FS (рис. 1). Наприклад, при  $N = 2$  кореневий механізм послідовності штучно містить всього два числа, що дорівнюють «0» і «1». Всі наступні числа з ряду визначаються вже за формулою (1) шляхом підсумовування двох попередніх. Для такого числового ряду, як відомо,  $\varphi(2) = \Phi \rightarrow 1,618$ . Загальне правило полягає в тому, що із збільшенням значення порядкових номерів чисел в послідовності, число Фібоначчі починається з  $\varphi = 2$  і далі  $\Phi = \varphi(2) \rightarrow 1,618$ . Якби не

$\varphi = 1,5$  число між членами з  $i = 3$  і  $i=4$ . Далі, коли  $i > 4$  число  $\Phi$  стає передбачувано близьким до відомого значення 1,618.

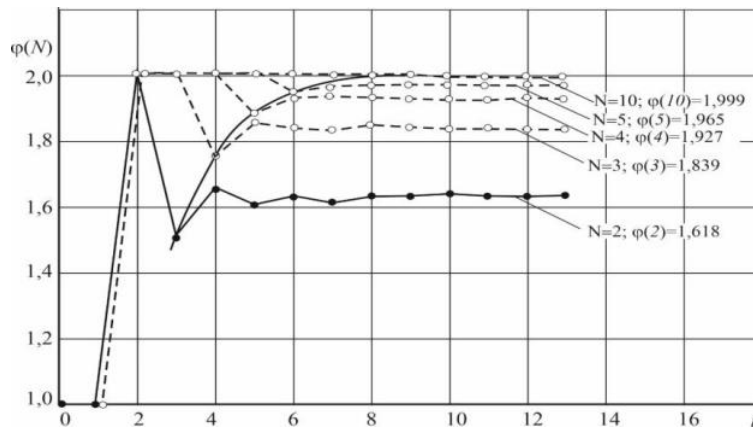


Рисунок 1 – Коренева властивість запуску для FS і всіх його аналогів.

При цьому виникає питання: властивості якої частини членів рядів-аналогів FS накопичує кожен наступний член ряду? Наприклад, кожен наступний член FS накопичує якості двох попередніх. Але для FS аналогових рядів з  $N \gg 2$  ці залежності можуть бути більш складними, з математичним доведенням того, що будь-який  $i$ -й член ряду містить сліди властивостей попередніх, включаючи навіть властивості найпершого члена.

Розглянемо ці особливості таких рядів на прикладі процесів утворення відходів у всьому різноманітті виробничих систем і технологічних процесів, спрямованих на отримання товарної продукції і супутніх відходів.

У прикладному аспекті нас можуть зацікавити тільки члени такого ряду з накопичувальним об'ємом  $N \geq 2$  одиниць. Тобто системи, в яких кожен член послідовності числового ряду, який вони позначають, складається з числа попередніх членів числом  $N$ , яке збігається з кількістю об'єктів, що належать до системи. А їх числове значення, наприклад, може відображати компонентність матеріальних потоків, або кількісну масову характеристику, або інше.

Для системи «рzw» (продукт-відходи) моделі-аналоги FS застосовуються саме з позицій послідовності накопичення результатів, наприклад, коли із загальної номенклатури компонентів сировини (S) одна її частина отримує якість товару (P), а інша частина - якість непотрібного продукту (O) [9]. Для такої моделі кожний наступний член ряду може бути представлений вихідною багатоконпонентною сировиною. Наприклад, у випадку з FS компоненти сировини збігаються з числом  $N = 2$  з загальної формули. Тоді властивості сировини є відображенням наступного члена FS  $X_i$

співпадають з властивостями попередніх членів, тобто компонентів, позначених як  $X_{i-1}$  і  $X_{i-2}$ , кожен з яких в силу закладених правил і технологій перетворюється або в продукт, або у відхід. З такого числового ряду практично завжди можна виділити комбінації, відповідні багатоконпонентній сировині для будь-якого технологічного процесу. Саме тут має значення параметр  $N > 2$ , розмір якого повинен відповідати кількості складових матеріальних потоків, що беруть участь в технологічному процесі.

Ще одним варіантом складових для таких випадків, можна прийняти кількість видів матеріальних потоків, які супроводжують дану виробничу систему. До таких складових відносяться: - сировинна база технологічного процесу (позначається як S);- виробнича база технологічного процесу (P);- база відходів (O);- джерела енергії (E);- інформація всіх видів, які забезпечують власне технологічний процес (I).

Якщо кожному з цих потоків присвоїти деяку відповідність числовому ряду, який побудований відповідним чином, і позначити цей ряд як умову мінімізації опосередкованих змін для всіх матеріальних потоків, можна отримати умовну послідовність типу S; P; O; E; I. В якості числових значень членів ряду можна взяти і їх компонентний склад, як елементи відповідного матеріального потоку, або його масове значення. Також можливі похідні від зміни ентропії системи, або окремих її членів, що особливо важливе, якщо враховувати роль ентропійних процесів в системах утворення відходів [9].

Безумовно, мінімальна зміна ентропії відноситься до інформаційного потоку (I) . Максимум - до непідготовленої сировини (S). Виробництво (P) є найбільш якісним, з точки зору перетворення енергії, процесом на відміну від виробництва відходів (O) [9], а тому в числовому ряду має бути вище за якістю споживаної для цього енергії. При таких умовах числовий ряд, відповідний розподіленним матеріально-інформаційним потокам в порядку зростання ентропії виглядає наступним чином:

$$I; E; P; O; S. \quad (1)$$

Але навіть поза аргументом на користь оптимального енергетичного співвідношення в таких системах, нам може допомогти властивість послідовного накопичення кожним членом досліджуваного ряду якостей його попередніх членів.

Присвоїмо йому властивості аналога ряду Фібоначчі для  $N = 4$ . Тобто кожен наступний член ряду складається з суми чотирьох, що обліковуються за попередньою загальною формулою. При цьому стан матеріального балансу в конкретному технологічному процесі, тобто  $x_5 = x_4 + x_3 + x_2 + x_1$  повинен бути дотриманий. У

нашому випадку це співвідношення  $S = O + P + E + I$ . Як впливає з головного правила рядів-аналогів FS:

$$\begin{cases} x_2 = \varphi(4) \cdot x_1 \\ x_3 = \varphi(4)x_2 = \varphi(4)^2 \cdot x_1 \\ x_4 = \varphi(4)x_3 = \varphi(4)^3 \cdot x_1 \\ x_5 = \varphi(4)x_4 = \varphi(4)^4 \cdot x_1 \end{cases} \quad (2)$$

Складемо формалізовану таблицю членів такого ряду і спробуємо визначити деякі його властивості, які можуть виявитися корисними в даному дослідженні (табл. 1).

Тут  $\varphi(3)=1,839$  відноситься до аналізу матеріальних потоків, а  $\varphi(4)=1,928$  відноситься до аналізу як матеріальних, так і інформаційних потоків.

Тут  $\varphi(3)=1,839$  відноситься до аналізу матеріальних потоків, а  $\varphi(4)=1,928$  відноситься до аналізу як матеріальних, так і інформаційних потоків.

Що стосується реальних матеріальних потоків конкретних галузей, то порівняння числових рядів типу (3) представлено в таблиці 2. При найбільш загальному розгляді очевидно, що немає тісного зв'язку ряду послідовності типу (3) з рядами - аналогами FS.

Таблиця 1 - Деякі ряди чисел, аналоги FS по відношенню до умов виробничих систем (за виразами (2)).

	<b>Інформація, +I (<math>x_1</math>)</b>	<b>Енергія, +E (<math>x_2</math>)</b>	<b>Продукція, +P (<math>x_3</math>)</b>	<b>Відход, +O (<math>x_4</math>)</b>	<b>Сировина, =S (<math>x_5</math>)</b>
$\varphi(2)=1,618;$ $(x_5 = x_4 + x_3)$	-	-	+1	+1,618	=2,618
$\varphi(3)=1,899;$ $(x_5 = x_4 + x_3 + x_2)$	-	+1	+1,839	+3,381	=6,219
$\varphi(4)=1,928;$ $(x_5 = x_4 + x_3 + x_2 + x_1)$	+1	+1,928	+3,717	+7,167	=13,817

Розкид даних свідчить про неправильність таких порівнянь і складає неприйнятні від 62% до 269% по всіх числах ряду, і від 76% до 227%, по ряду  $\frac{O/S}{x_2/x_4}$  та  $\frac{O/S}{x_4/x_5}$ , що показує, яка частина відходів належить до сировини.



Таблиця 2 – Порівняльні значення ряду-аналога FS для  $N = 3$  в залежності від змін зростання ентропії кожної матеріальної складової для деяких технологічних процесів.

Характер виробництва↓		Відносність зміни ентропії для кожної складової матеріального потоку, долі одиниці.			
Вид матеріального потоку→		Енергія,+E, ( $\pm\Delta_{\text{откл}}^E$ , %)	Продукція,+P ( $\pm\Delta_{\text{откл}}^P$ , %)	Відход,+O ( $\pm\Delta_{\text{откл}}^O$ , %)	Сировина,=S ( $\pm\Delta_{\text{откл}}^S$ , %)
$\varphi(3)=1,899; (E +P+O =S) \rightarrow$		1	+1,839	+3,381	=6,219
Витоки параметру→	теор.	$(x_1/x_4)$	$(x_2/x_4)$	$(x_3/x_4)$	$(x_4/x_4)$
	факт.	$\Delta(\delta S_E)/\Delta(\delta S_S)$	$\Delta(\delta S_E)/\Delta(\delta S_S)$	$\Delta(\delta S_E)/\Delta(\delta S_S)$	$\Delta(\delta S_E)/\Delta(\delta S_S)$
Виробництво Сталі	теор.	0,161	+0,295	+0,543	=1,0
	факт.	4311/6248=0,6 (+328%)	4854/6248=0,77 (+163%)	2049/6248=0,32 (-65,5%)	6248/6248=1,0 (0%)
Виробництво чавуну	теор.	0,161	+0,295	+0,543	=1,0
	факт.	3872/12024=0,3 (+86,3%)	5867/12024 =0,49 (+66,1%)	6144/12024 =0,51 (-6,3%)	12024/12024=1,0 (0%)
Виробництво зернової муки	теор.	0,161	+0,295	+0,543	=1,0
	факт.	94,6/485=0,195 (+21,1%)	144,9/484,7=0,2 (+1,3%)	217,6/484,7=0,44 (-20,9%)	484,7/484,7=1,0 (0%)
Виробництво цементу	теор.	0,161	+0,295	+0,543	=1,0
	факт.	947/4761=0,19 (+23,6%)	2632/4761=0,55 (+87,5%)	2290/4761=0,48 (-12,9)	4671/4761=1,0 (0)
Виробництво вогнеруку	теор.	0,161	+0,295	+0,543	=1,0
	факт.	596/3119=0,19 (+18,6%)	1032/3119=0,33 (+12,2%)	1504/3119=0,48 (-6,2%)	3119/3119=1,0 (0)
Будівництво дорожнього. полотна	теор.	0,161	+0,295	+0,543	=1,0
	факт.	2977/9452=0,3 (+95,7%)	5822/9452=0,61 (+108,8%)	4641/9452=0,49 (-10,5%)	9452/9452=1,0
Випічка хлібо-булочних виробів	теор.	0,161	+0,295	+0,543	=1,0
	факт.	30,7/221=0,139 (-15,9%)	77,1/221=0,349 (+18,3%)	104,3/221=0,472 (-15,0%)	221/221=1,0 (0)

У цьому порівнянні цікавим є співвідношення виду  $(O/S)$  для систем «рsw» (виробництво-відходи) і умовного числа-аналога Фібоначчі, наприклад,  $(\varphi(2/4) = x_2/x_4)$ . Співвідношення  $\frac{O/S}{x_2/x_4} > 1$ , за логікою, свідчить про надмірне утворення відходів в тій чи іншій системі, і навпаки,  $\frac{O/S}{x_2/x_4} < 1$  свідчить про цілком прийнятну витрату сировини в технологічному процесі. Значення  $\frac{O/S}{x_2/x_4} \rightarrow \min$  може означати наближення до теоретичного мінімуму в процесі відходоутворення.

Очевидно, що в більшості випадків порівняння розглянутих параметрів на відповідність рядам-аналогам FS далеко не зовсім вдале. За невеликим винятком теоретично обґрунтовані значення коефіцієнтів - аналогів числа Фібоначчі, не

збігаються, а розбіжність досягає десятків відсотків. Проте загальна закономірність для окремих технологічних процесів, наприклад, для технологій виробництва муки, хлібобулочних виробів, вогнеруку та ін. може бути очевидною, хоча і не універсальною. Супротив технологіям металургійного виробу, прокладання дорожнього полотна та ін.

Нас може зацікавити поведінка параметрів, в даному випадку, кількісне значення відходів в порівнянні з сировинною базою і з виробництвом готової продукції з точки зору стану конкретної технології в кількісних показниках ряду Фібоначчі. Як приклад ми покажемо матеріальний баланс опосередкованої конверторної плавки у співвідношенні до однакових показників для технологіях виробництва борошна (табл. 3). Для уточнення: технологією виробництва борошна передбачається процес зберігання зерна, його підтримка (сушка, суспензія, очищення зерна, сегрегація, структурний аналіз), підготовка до подрібнення (формування помольних партій зерна), помел зерна (одноразовий і повторюваний) на валкових машинах.

Нас буде цікавити співвідношення  $\frac{O/S}{x_2/x_4}$  для цього виду технологій. Як виходить з таблиці 2, це співвідношення відрізняється від теоретичного у  $0,295/0,1222=2,4$  рази, що занадто далеко від передбаченого стану. На той же час співвідношення  $\frac{P/S}{x_3/x_4} = 0,255$  відрізняється від теоретично можливого у  $0,543/0,255=2,12$  рази, що також не відповідає теоретично обґрунтованому рівню.

Розглянемо, як порівнюється такий загальний показник, як  $X \cdot \Delta(\delta s)$ , що відображає односпрямовані симплекс-приведені зміни ентропії для різних матеріальних потоків з послідовності (3). Тут  $X$  -відносний кількісний показник для послідовності матеріальних потоків (3) (табл. 3) Борошномельне виробництво, в даному випадку, розглядається як більш збалансоване за матеріальними потоками і їх енергетичною цінністю для виробництва. Це показує на те, що кількість відходів при даній технології зводиться до мінімуму, по можливості, в деякий ліміт від загального обсягу матеріального ресурсу технології що змінюється.

Очевидно, що послідовність  $S_2 \rightarrow O_2 \rightarrow P_2 \rightarrow E_2$  більш прийнятна для її описання основною загальною формулою послідовності Фібоначчі (табл. 4). Це не підтримує фактичне число  $F=1,618$ , тобто ми маємо справу з деяким наближенням до послідовності FS, яке має властивості, викладені вище. Послідовність  $S_1 \rightarrow O_1 \rightarrow P_1 \rightarrow E_1$  більш складна і явно не схожа на ряд Фібоначчі в будь-якому з його властивостей. Але в той же час властивості цих чисел дозволяють аналізувати їх з точки зору власне технологічного процесу.

Отримані залежності між односпрямованою симплекс-приведеною зміною ентропії для матеріальних потоків утворення відходів і отриманого корисного продукту, відповідно, дозволяють оцінити їх з позицій принципу термодинамічної подвійності, що описаний в роботі [9], як нерівнозначні на користь технологічного процесу отримання борошна супроти технологічного процесу виробництва сталі. В роботі [9] показано, що завдяки принципу термодинамічної подвійності у виробничій системі створюються умови для окремих, але взаємопов'язаних процесів отримання корисних продуктів і утворення відходів.

Таблиця 3 – Серединний матеріальний баланс плавки конвертера та виробництва борошна, приведених до 1 тони відповідної сировини та розрахункові дані щодо доведення  $\varphi(3)$ -пропорцій.

Виробництво сталі				Виробництво борошна			
Прибуткова частина балансу, на одиницю сировини.		$\Delta(\delta s)10^4$ *кДж/кгК		Прибуткова частина балансу, на одиницю сировини.		$\Delta(\delta s)10^4$ *кДж/кг*К	
<b>СИРОВИНА (S),</b> у т. ч.:		1,000		<b>СИРОВИНА (S), у</b> т.ч.:		1,000	8,613
1	чавун рідкий	0,719	10,101	1	сире зерно	0,78	8,349
2	металевий брухт	0,218	4,992	2	зернобове насіння	0,14	8,41
3	лайм	0,053	1,41	3	вода кондиційна	0,08	1,264
4	феросплави та лігатура	0,0075	3,772	$\sum [S \cdot \Delta(\delta s_s)]$		7,79074 · 10 <sup>4</sup>	
5	шлак мікзера	0,00016	14,542	<b>ВІДХОДИ, (O)</b> у т. ч.:		0,172	0,099
6	накип металобрухту на стінках	0,00145	21,05	1	домішки і відходи зернових і бур'янів	0,014	1,389
7	забруднення металобрухту	0,0015	31,823	2	втрати на фасування борошна	0,03	3,964
$\sum [S \cdot \Delta(\delta s_s)]$		<b>8,486 · 10<sup>4</sup></b>		3	борошняний пил і кормове борошно	0,014	7,112
<b>ВІДХОДИ, (O)</b> у т. ч.		<b>0,33521</b>	<b>29,278</b>	4	висівки	0,09	0,641
				5	полова	0,021	2,95
1	конвертерн. шлак, у т.ч. додатково: металеві корольки - гарнісаж конвертерн.-	0,2254	44,293	6	втрати від псування зерна через кліматичні та сезонні умови	0,09	47,247
		0,0065	23,337				
		0,0020	27,451				
2	конвертерні гази	0,03071	31,296	7	відходи полови	0,003	0,064

3	конвертерний пил	0,0441	24,719	8	металева домішка	0,000003	0,095		
4	вироби та видал. металу	0,006	8,177	$\sum [O \cdot \Delta(\delta s_o)]$		4,60996 · 10 <sup>4</sup>			
5	металл. корольки в шлаці	0,0095	23,337	ПРОДУКЦІЯ, у т. ч.		0,828			
6	гарнісаж конвертерний в шлаці	0,011	23,835	борошно сортове		0,738			
<b>ВСЬОГО:</b>		1,0988		крупка, дунсти для переробки.		0,09			
$\sum [O \cdot \Delta(\delta s_o)]$		12,7741 · 10 <sup>4</sup>		$\sum [P \cdot \Delta(\delta s_p)]$		3,9773 · 10 <sup>4</sup>			
<b>ПРОДУКЦІЯ, (P) у т.ч.:</b>		0,8634	$\Delta(\delta s) \cdot 10^{4*}$	<b>ЕНЕРГІЯ в перерахунку на · 10<sup>4</sup> кВт*ч/кг сировини</b>		<b>0,0834</b>	<b>0,049</b>		
	рідкий метал	<b>0,8634</b>	<b>4,444</b>	1	теплова	0,0618	9,149		
$\sum [P \cdot \Delta(\delta s_p)]$		3,837 · 10 <sup>4</sup>		2	механічна (ударна та фрикційна)	0,0216	3,112		
<b>ЕНЕРГІЯ, у. е. т.ч.:</b>		<b>0,0988</b>	<b>0,46</b>	$\sum [E \cdot \Delta(\delta s_E)]$		0,632627 · 10 <sup>4</sup>			
1	кисень наддув.	0,0646	0,45	<b>ВСЬОГО:</b>		<b>1,0834</b>			
2	електрика забезпечення	0,0342	0,01	1					
$\sum [E \cdot \Delta(\delta s_E)]$		0,0294 · 10 <sup>4</sup>		2					
<b>ВСЬОГО:</b>		<b>1,0988</b>							
Розрахункові дані									
1	O/S	0,335	P/S	0,863	1	O/S	0,172	P/S	0,828
2	$(\frac{O/S}{x_2/x_4})^{**}$	0,182	$(\frac{P/S}{x_3/x_4})^{***}$	0,255	2	$(\frac{O/S}{x_2/x_4})^{**}$	0,093	$(\frac{P/S}{x_3/x_4})^{***}$	0,244

\*-одиниця виміру значення зміни зростання ентропії компонента кДж/(кг· К)

\*\* - тут значення  $\frac{x_2}{x_4} = 1,839$  для умовного числа Фібоначчі  $\varphi(3)=1,839$ .

\*\*\*-тут значення  $\frac{x_3}{x_4} = 3,381$  для умовного числа Фібоначчі  $\varphi(3)=1,839$ .

Отримані дані (табл. 3, 4) дозволяють оцінити порівнянність параметрів ряду (3) з пропорціями Фібоначчі не на користь їх сумісності. Причину цього слід визначати в явному дисбалансі показників односпрямованої симплекс-керованої зміни ентропії для процесів утворення відходів. Вони мають значення суттєво вищі ніж такі самі показники для отримання продукції, при тому що, в чисельному стані, на порядок відрізняються в порівнянні з типовими значеннями термінів ряду Фібоначчі тощо. Можна зробити висновок про надлишок потужностей, для даної технології і запропонувати напрямок

мінімізації відходів в сталеплавильному виробництві, що спрямований на ліквідацію такого надлишку. Якщо значення утворення відходів досягнуті в межах свого мінімуму, можливі спроби такого порівняння.

Таблиця 4 – Порівняльні дані односпрямованих симплекс-приведених змін ентропії для різних матеріальних потоків з послідовності (1).

№	Виробництво сталі		Виробництво борошна	
	Сировина, $S_1$	$8,486 \cdot 10^4$	Сировина, $S_2$	$7,79074 \cdot 10^4$
2	Відходи $O_1$	$12,774 \cdot 10^4$	Відходи, $O_2$	$4,60996 \cdot 10^4$
3	Продукція, $P_1$	$3,837 \cdot 10^4$	Продукція, $P_2$	$3,9773 \cdot 10^4$
4	Енергія, $E_1$	$0,294 \cdot 10^4$	Енергія, $E_2$	$0,632627 \cdot 10^4$

Це свідчить про те, що не існує оптимального співвідношення проміж чисельними компонентами різних матеріальних складових технологічного процесу, відповідно до того, як це існує в рядах типу FS. Можна припустити, що тільки мінімізація умов прояви принципу термодинамічної подвійності у виробничій системі може в граничному вираженні стати підставою для появи в матеріальних потоках технологічного процесу відносин, близьких до пропорції Фібоначчі або пов'язаних з нею залежностей у відповідних рядах. Тим не менш, співвідношення  $\varphi(N)$  має бути недосяжною метою для кожного технологічного процесу, якщо розцінювати його з позицій співвідношення «рzw».

### Висновок

Таким чином, слід визнати, що аргументів на користь дуже привабливого рішення розглядати числові значення «золотої пропорції», хоча б в деякому наближенні, в якості універсального критерія мінімуму утворення відходів в технологічних процесах не існує. Існуюче різноманіття технологій дає підстави вважати, що для деяких з них співвідношення компонентів сировини, відходів і продуктів, в якійсь послідовності, може наближатися і навіть корелювати з числом Фібоначчі або пов'язаними з ним числами  $\varphi(N), N > 2$ , але це лише непрямі наближення, що вказують на відсутність точного співвідношення у відповідності «золотій пропорції» як критерію мінімального утворення відходів. Причина цього бачиться в існуванні непохитного принципу термодинамічної подвійності, як основи нерівномірного розподілу ентропії в енергетиці технологічних процесів. Цей висновок, хоч би й опосередковано, свідчить про те, що оптимальні енергетично-ентропійні співвідношення для кількості відходів та інших матеріальних потоків, не можуть

базуватися за правилами «золотої пропорції», як корельованих між собою членів ряду Фібоначчі чи його аналогу.

### **Література**

1. Радзюкевич А. В. Красивая сказка о «золотом сечении». Электронный ресурс. Режим доступа: <http://www.sibdesign.ru/index.php?text=1&razdel=stat&textnew=20030615041954>
2. Архитектурная теория Альберти / Зубов В. П. — Санкт-Петербург: Алетейя, 2001. — 464 с.
3. Тиммердинг. Г. Е. Золотое сечение: Пер. с нем./под ред. Г. М. Фихтенгольца. Изд. 2-е. — И.: КомКнига, 2005. — 88 с.
4. Антропометрический атлас. /Сост.: С. В. Ермакова, Т. П. Подставкаина, А. Н. Строкина. М.: ВНИИТЭ, 1977. — 138 с.
5. Ле Корбюзье. Модульор: - М : Стройиздат, 1976.- 239 с.
6. Кучин В. Пирамида чисел Фибоначчи / В. Кучин, М. Кучина /: Литагент, 2020. — 179 с.
7. Аракелян Г. Математика и история золотого сечения. — М.: Логос, 2014. — 404 с.
8. Воробьев Н. Н. Числа Фибоначчи. М.: «Наука», 1969, 112 с.
9. Волошин В. С. Природа отхоодообразования. Мариуполь. Изд. Рената. 2007. - 666 с.

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

**Елистратова Н. Ю.**, ст. преподаватель

*Государственное высшее учебное заведение «Приазовский государственный технический университет». г. Днепр. Украина.*

## **СЕМАНТИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ТЕРМИНА «РИСК».**

(часть 1)

Любой вид человеческой деятельности легко представить в виде цепочки последовательных во времени событий, в основе которых – принятие решения, которое и приводит к конкретному событию, в том числе, связанному с риском, как негативной стороной этого события. При этом неотъемлемыми составляющими этой деятельности, в обязательном порядке, являются временной фактор, энергия, ее качество и вид, а также информация о системе [1, 2, 3]. Чаще всего определение рисков основано на вероятностных методах его оценки, которые, как правило, носят постфактумный характер [4]. Это ограничивает возможности для оценки реального риска, принятия соответствующих и своевременных решений по его блокировке, что является актуальным для многих прикладных областей, где требуется принятие соответствующих практических решений.

Риск является производной от некоторого многообразия понятий, которые складывались исторически и имели некоторую содержательную иерархию.

Рассмотрим последовательность следующих **синонимических** и сопутствующих им терминов (рис. 1): *угроза* (1), *опасность* (2), *риск* (3), *неопределенность* (4), *случайность* (5), *событие* (6), *вероятность события* (7), *принятие решения* (8), *определенная данность* (9). Эта последовательность является весьма объективной не только в семантическом смысле, но и функционально, когда каждое последующее понятие является производным от предыдущего. Например, риск становится не только уточняющим синонимом слов «угроза» или «опасность». Он дополняет эти предыдущие термины новым содержанием и более развитым смысловым наполнением. То же относится, например, к смысловой цепочке: «неопределенность-случайность-событие-определенная данность», или цепочке «событие-принятие решения-определенная данность» и т. д.

Степень реализации события, его правильность и, в конечном результате, – правильность принятого решения зависят от множества причинно-следственных связей, в том числе, и от состояния внешней среды, и может либо дать, либо не дать необходимый результат. Эта часть нашей терминологической последовательности, собственно, и отвечает за результат: каким будет событие, связанное с прогнозируемым риском.

Таким образом, появляется дополненная терминологическая цепочка односмысловых функциональных терминов: *риск* (3), *неопределенность* (4), *событие* (6), *причинно-следственные отношения* (10), *принятие решения* (8), и, в конце концов – *реальная определенность* (9).

Объединение этих двух цепочек дают некоторое представление о значимости каждого из оперируемых нами терминов. Понятия «угроза» и «опасность», как термины, предшествующие по своему смыслу термину «риск», не вызывают возражений (рис. 1). Но очевидно, что при пересечении семантической и функциональной цепочек появляются отдельные термины, которые, как бы, выпадают из этой логической цепи.

Рассмотрим такой термин как «неопределенность». В системе он означает недостаточность *информации*, а значит, высокую степень изменения энтропии самой системы. Определенность характеризуется наличием достаточной информации о системе или ее изменениях и, соответственно, снижением изменения энтропии системы до нулевой отметки. То же самое относится и к энергии системы. В самом общем случае, неопределенность в источниках и способах преобразования энергии для реализации этого события, а значит, изменение энтропии таких систем велико.

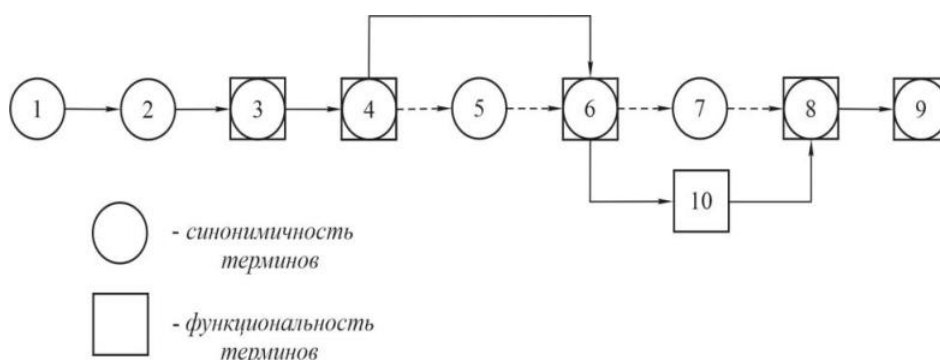


Рисунок 1 – Синонимическая и функциональная последовательности терминов, связанных с понятием «риск» (обозначения по тексту).



И, напротив, чем более конкретным является рисковое событие при приближении ко времени его реализации, тем более конкретными являются источники и способы преобразования энергии, чем обеспечивается локализация изменения энтропии. В основе таких отношений, в данном случае, лежит отношение «неопределенность – вполне определенное событие».

Главным генератором риска почти всегда является человек, его целенаправленные действия. Другим генератором риска является внешняя окружающая среда, в частности, природа. И тот и другой источники риска являются в большей степени спонтанными, носят характер случайности и неопределенности. Преодоление риска представляется в виде одного из способов выравнивания таких случайных процессов, из неопределенности в определенное состояние, как в человеческой деятельности, так и в природном окружении.

Отдельные из этих составляющих, а именно, время, информация и энергия (две последние - в виде интегрального показателя изменения энтропии системы), а также причинные связи в совокупности, являются основой для принятия решения с определенной долей риска (рис. 2). Результатом такого решения является событие, которое путем реализации в настоящем времени переходит из состояния неопределенного, в состояние свершившегося события. Таким образом, понятие «риск» легко сводится к его конкретному смысловому содержанию в зависимости от предмета приложения и обладает количественным значением в виде двоичного кода.

Главным отличительным признаком всех опосредованных случаев, является то, что количественной оценкой риска остается *бинарное отношение* «1; 0», обозначающее наличие или отсутствие риска в системе. В событийном риске также присутствует своя бинарность, как еще не реализованный, но реальный риск «1» в некоторой отдаленной неопределенности, и реализованное нулевое риск-событие «0» в настоящем времени  $T_H$ .

Подтверждая переходное «определенно-неопределенное» состояние системы, П. Бернштейн описывал риск как *сигнал* к овладению стратегией поведения в условиях неопределенности в независимости от степени овладения будущим [5]. Значит риск, в более общем понимании, это обозначение *переходного процесса*.

Понятию риска свойственен *дуализм*. В частности, в литературе подчеркивается дихотомизм самого термина «риск» [6].

Типичные пары «удача-потеря», «выигрыш-проигрыш», «опасность-безопасность» свидетельствуют о том, что мы имеем дело именно с этим свойством. Риск часто определяют как ситуацию выбора. Тем не менее, мы утверждаем, что

событийные свойства «риска» таковы, что, собственно, событие, как предшественник информации о негативе или позитиве, отличается от семантического состояния понятия «риск».

Число доступных нам источников литературных публикаций в открытой печати и в интернете достигало 200 единиц в областях прикладной рискологии, безопасности труда и технических систем, преаксидентной, экологической, экономической и тех авторов, которые занимаются риск-инжинирингом для самых различных компаний, банков, страховых и торговых агентств, заказывают подобные исследования и участвуют в научно-практических конференциях в Украине, Литве, Польше, Молдове.

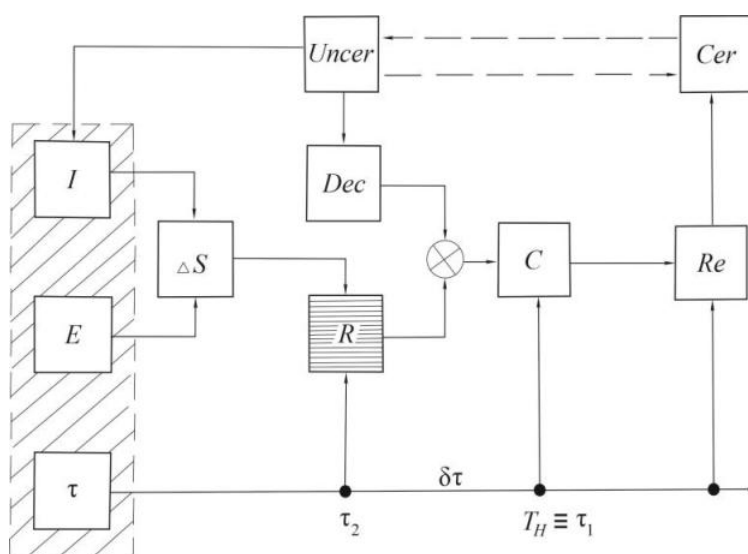


Рисунок 2 – Функциональная схема рискообразования в логической системе.

*I – информация (information); E – энергия (energy);  $\tau$  – время;  $\Delta S$  – изменение энтропии; R – риск; Dec – принятие решения (decide); C – событие; Re – результат (result); Cer – определенность (certainty); Uncer – неопределенность (uncertainty).*

Опыт таких специалистов, с одной стороны, привычка работы с устоявшимися понятиями, частая неудовлетворенность получаемыми стандартными результатами, дающими мало возможностей для аналитического исследования и практических результатов, с другой стороны, делают их мнение вполне объективным там, где стоит вопрос о правилах и терминологиях.

Нам удалось собрать мнения 42 экспертов в указанных областях, включая научных работников и практикующих специалистов в риск-инжиниринге и консалтинге. Некоторые оценки экспертов отбирались из удобоваримых литературных источников и дополнялись к уже имеющимся.

Экспертная оценка тех или иных терминов для понятия «риск», в объеме 60 баллов, выставлялась по шкале, сопоставимой с исходной шкалой частоты

публикаций в доступной литературе (примерно 0÷64 доступных публикаций). Это позволяло сравнивать актуальность различных терминологических вариантов, применяемых в литературе с их субъективной популярностью среди практических специалистов и научных работников в области рискологии.

Условная разница между величиной экспертной оценки и фактическим индексом упоминания конкретного типа термина «риск» может рассматриваться как некоторая функция ожидания ( $\pm\Delta$ ). Если экспертная оценка термина превышает число публикаций на эту тему, это может служить для специалистов информацией об актуальности и перспективах в таких формулировках. И наоборот, если экспертная оценка ниже, чем число сопоставляемых и доступных смысловых публикаций, это можно оценивать, как снижение актуальности таких интерпретаций искомого термина.

Если сгруппировать отдельные признаки рисков, наиболее часто встречающиеся в литературных источниках по степени их убывания, и соотнести их с результатами экспертных оценок, которые дают специалисты, связанные с риск-инжинирингом и научными исследованиями в этой области (табл. 1), можно сделать некоторые выводы о предпочтениях, оказываемых тем или иным формулировкам понятия «риск».

Сразу обратим внимание на общую тенденцию: чем меньше ссылок в литературе, тем, в целом, ниже и экспертная оценка для конкретного понятия риска. В частности, наиболее частыми в литературе являются ссылки на риск как на реализацию угрозы (в производственных системах) и его влияние на экономические показатели системы (поз. 1 и 2, табл. 1). При этом экспертные оценки этих двух формулировок далеко не самые высокие, что показывает на неудовлетворенность во мнении экспертов при их применении.

Обращает внимание высокая оценка экспертов на термины рисков, которые связаны с нарушением работы системы (поз. 4 табл. 1), как основы для аварий, неблагоприятных итогов работы, человеческих жертв, экономических потерь и т. д. И функция ожидания для этого термина «риск» достаточно высока ( $\Delta = +17$ ).

И наоборот, риски, связанные с событийностью, как их основой, занимают пока небольшую нишу в прикладной литературе, но при этом их актуальность у экспертов достаточно высока по сравнению с другими терминологиями (поз. 3, табл. 1).

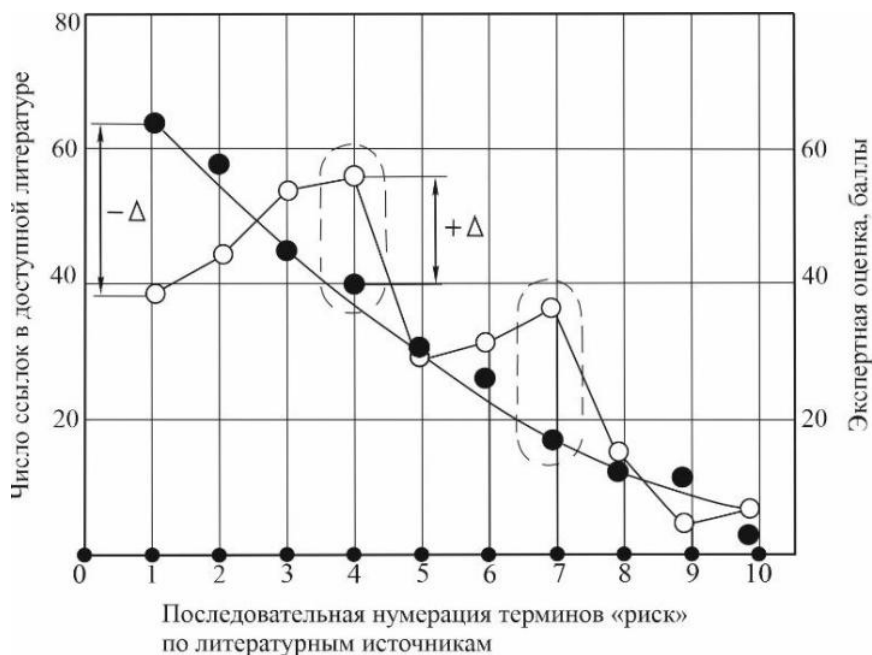
Таблица 1 – Объектность и принадлежность понятия «риск» в доступной научной литературе и экспертных оценках.

№№ п/п	Объектная принадлежность термина «риск»	Литературные ссылки	Экспертная оценка (60 баллов)	Показатель ожидания, $\Delta$ , ( $\pm$ )
1	Риск как реализация угрозы	64	38	(-26)
2	Риск как вероятность изменения доходов, ущерб	57	44	(-13)
3	Риск как вероятность события	44	53	(+9)
4	Риск свершения события, связанного с нарушением функционирования системы	38	55	(+17)
5	Риск как частотная характеристика события	29	28	(-1)
6	Риск как количество нежелательных потерь в зависимости от обстоятельств	25	29	(+4)
7	Риск как неопределенность событий	16	36	(+20)
8	Риск как вероятность события при условии наступления другого события	11	14	(+3)
9	Риск как производная от произведения вероятности на сумму последствий	10	4	(-6)
10	Риск, как соответствие между актуальным настоящим и неопределенным будущим	2	5	(+3)

Важные для нас формулировки риска, связанные с таким термином, как неопределенность (поз. 7, табл. 1) также получили свою оценку в экспертной среде, в особенности по материалам некоторых научно-практических конференций. Условная разница между экспертной оценкой и количеством литературных ссылок, как показатель ожидания, для седьмой позиции (неопределенность риска) максимальна для этого анализа и составляет 20 пунктов. Для сравнения, такая формулировка термина «риск», как событийный микст (восьмая позиция в табл. 1) имеет такой своеобразный индекс ожидания всего в 3 пункта.

Не самые высокие оценки и частота упоминаний в литературе свидетельствуют о возможном резерве этого направления в будущих исследованиях. И, в частности, возможно, что данная работа в этом плане окажется весьма полезной для специалистов. Ориентация на событийность, как субъектность для понятия риска может оказаться весьма полезной для многих межотраслевых и многофункциональных терминологий, которые встречаются в литературных

источниках. Примером наглядности этого является рис. 3. В целом, достаточно высокую экспертную оценку получают те формулировки термина «риск», которые связаны с событийными ориентирами.



*Рисунок 3 – Графическое отображение упоминаемости в литературе для отдельных терминов «риск», в сопоставлении с экспертными оценками специалистов.*

При этом далеко не лидирующие позиции, как в литературе, так и в экспертных оценках, занимают наиболее часто встречающиеся вероятностные и частотные характеристики этого понятия. Многократно эксплуатируемые в самых различных источниках, эти понятия возможно уже не устраивают исследователей не просто по количественному смыслу, а по фактическому смысловому наполнению результатов исследований или инжиниринговых экспертиз. К этому нас подталкивает и пример многочисленных методов исследований в риск-инжиниринге применительно к экономическим, финансовым, страховым компаниям, которые в своей работе уже давно отошли от вероятностно-статистических методов анализа рисков в направлении качественного изучения показателей риска. При этом к количественным параметрам, которыми оценивается риск все чаще относят чисто экономические показатели – ущерб, потеря, доход, экономическая эффективность и др.

Мы можем делать предварительный вывод о том, что общепринятое понятие риска не вполне соответствует ожиданиям экспертов и требует своего изменения. Высокая содержательность термина требует несколько иной его смысловой интерпретации, с учетом совокупности признаков, дающих комплексное представление о риске.

## Литература

1. Найт Ф. Х. Риск, неопределённость и прибыль. М.: Дело, 2003. 359 с.
2. Sommestad T., Ekstedt M., Johnson P.A. Probabilistic relational model for security risk analysis, *Computer & Security*, 2010. Vol. 29. №6. P. 659-679.
3. Миков Д. А. Управление информационными рисками в системах дистанционного мониторинга состояния объекта. Канд. Дисс. М.: МГТУ им. Баумана. 2018. 156 с.
4. Абрамов М. А. Вероятностная оценка как средство управления системой защиты информационных ресурсов предприятия // Информационные технологии и математическое моделирование: сборник материалов IX Всероссийской научно-практической конференции с международным участием. Анжеро-Судженск: Издательство Томского университета, 2010. С. 3-7.
5. Бернштейн П. Против богов. Укрощение риска. М.: Олимп-бизнес. 2002. С.19.
6. Волченко В. В. Риск в опыте философской рефлексии. //Научно-методический электронный журнал «Концепт», - 2016. Т. 11, С. 1181-1185. [URL:http://e-koncept.ru/2016/86255.htm](http://e-koncept.ru/2016/86255.htm)

Волошин В. С., д-р техн. наук, проф.;

Елистратова Н. Ю., ст. преподаватель

Государственное высшее учебное заведение «Приазовский государственный технический университет». г. Днепр. Украина.

## СЕМАНТИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ТЕРМИНА «РИСК» (предложение к современной интерпретации термина) (часть 2)

В предыдущей части данной работы мы рассмотрели три позиции, которые влияют на смысл термина «риск»: события, время, энтропию системы, выражаемую через изменения информации и энергии. В объеме этих соображений и исходя из материалов, опубликованных ранее [1], дадим понятие риска следующим образом. Риск рассматривается, как бинарное отображение субъективной ожидаемости *события* на границе неопределенности. Риск, как событийная характеристика, является производной от функции стрелы *времени* и минимизации роста *энтропии* в направлении к его определенному состоянию. Графическая интерпретация данного термина представлена на рис. 1. Уточненное определение термина «риск» может иметь следующие смысл.

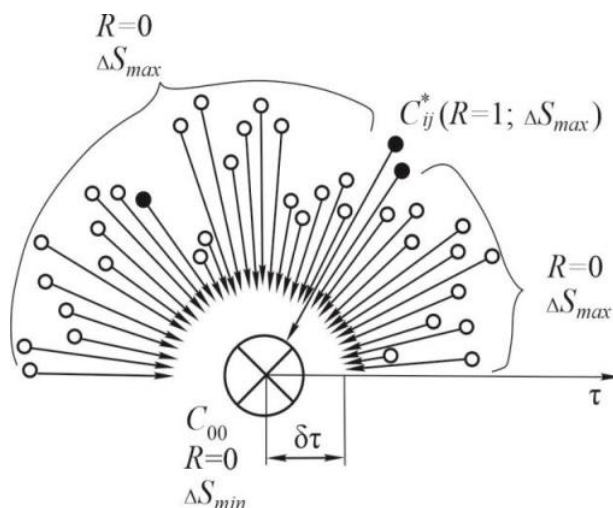


Рисунок 1 – Графический смысл термина «риск» в координатах «событие-время-энтропия». Здесь:  $C_{ij}$  - текущее состояние события из числа предполагаемых в будущем ( $i$  – порядок временного интервала;  $j$  – ранг события);  $C_{00}$  – событие, свершившееся, из числа предполагаемых рискованных ( $C_{ij}^*$ );  $\Delta S$  – изменение энтропии состояния системы при переходе от неопределенности к вполне определенному состоянию;  $\delta\tau \rightarrow 0$  – бесконечно малый интервал времени, отделяющий неопределенность от вполне определенного состояния системы.

**Риск** – это бинарное отображение субъективно ожидаемого *события* на границе неопределенности, в основе которой лежат *временные и энтропийные* изменения в направлении к его определенному состоянию.

Определение получается весьма непростым, но максимально точным с позиций событийности риска. Более упрощенное и понятное определение термина «риск» будет дано ниже.

Бинарность отображения в понятии «риск», относящаяся к некоторому событию, как «неопределенность – определенное событие» или «1;0», зависит от временных рамок этого события и уровня его конкретизации, определяемого, как изменение энтропии системы за бесконечно малый временной отрезок ( $\delta\tau$ ) [1].

Определенный интерес в понятии «риск» представляет термин «субъективное». Он отражает вариативность возможностей для различных событий из равнозначно предполагаемых, из которых только одно имеет возможность совершиться как рисковое в момент времени  $T_n$ . Временные и энтропийные изменения в системе свидетельствуют о том, что появления рискового события является процессом динамическим и зависящим от изменения этих параметров. Свойству динамичности системы отвечает и применение термина «ожидаемость события», как один из реальных вариантов процесса перехода от неопределенности к определенному событию. Таким образом, предложенная интерпретация термина «риск» соответствует свойствам этого понятия, которые были рассмотрены в данной работе.

Следует отметить еще одно качество событийного риска во временной иерархии. Риск – понятие векторное, однонаправленное и совпадающее по направлению с вектором событий. Этим полностью оправдывает словосочетание «риск событийный», векторно направленный из предполагаемого будущего для такого события в настоящее, совершаемое в момент времени  $T_n$ .

На первый взгляд, сложность такого технического определения термина «риск» и его пояснение связаны с количеством определяющих показателей – время, событие, энергия, информация, энтропия. Но каждое из них активно по отношению к данному термину и является его неотъемлемой составляющей. Авторы не претендуют на полную исчерпываемость данного определения, но могут настаивать на его объективности. В равной степени, такое определение может показаться мало приемлемым для гуманитарной сферы, однако, может стать поводом для более серьезных междисциплинарных исследований. В данном случае можно представить весьма упрощенное обозначение термина «риск» следующим образом:



**Риск** – это альтернативное отображение субъективно ожидаемого события на границе неопределенности в направлении к его определенному состоянию.

В таком определении остается очевидной временная и векторная зависимости, в упрощенной форме включенные в термин и обозначенные словом «ожидаемость». Формулировка содержит понятия дуализма и энтропии, связанных словосочетанием «альтернативное (бинарное) отображение». Сохраняется и понятие событийности термина. То есть, и второй упрощенный, вид формулировки понятия «риск» почти не отличается от ранее предложенных. Но его смысл становится понятным для гуманитарного сообщества.

Рассмотрим составляющие этого термина в первой или второй интерпретации, включая понятия субъектность риска, а именно: субъекта риска, его объекта и предмета притязания. В данном случае:

- *субъектом риска* является событие, его ожидаемости, как качество этого события в рамках существующего и постоянно изменяющегося информационно-временного интервала собственно субъектной системы. Именно событие управляет риском;

- *объектом риска* является человек, либо созданная им объектная система, подвергаемая риску;

- *предметом риска* является область деятельности человека, к которой относится фактическое событие, в том числе, внешняя среда, в том числе, изменения информации и энергии, иногда – предшествующие события.

Отдельным понятием в этих рассуждениях должно являться *событие*, как смысловое наполнение содержания термина «риск». В этимологическом смысле, чаще всего термин «событие» относится к тому, что происходит или уже произошло. Корни слова восходят от слов «бытие», «быть», то есть – существующее, происшедшее. Синонимы термина: факт, явление, происшествие. В философии этим термином объясняются даже такие понятия, как вопросы времени и пространства, смысла бытия [2]. Для наших исследований важным является только смысл события и его временного наполнения.

В этом смысле понятие «события» может иметь следующее расширение, применительно к предмету наших исследований, которое, впрочем, не может претендовать на содержательную исчерпываемость.

**Событие** – это прогнозируемый человеком или последовательно реализованный *порядок действий*, которые в динамическом аспекте изменяют систему или ее части в требуемом или произвольном направлении.

*Субъектом события* является внешняя среда, то есть, то, что, чаще всего, является предметом для термина «риск».

*Объектом события* является человек, что почти всегда сопоставимо с этим понятием для термина «риск».

*Предметом события* является область деятельности человека, что также может сопоставляться с соответствующим признаком для термина «риск».

Такое единосмысловое наполнение двух рассматриваемых терминов – «риск» (см. выше) и «событие» дает основание утверждать об их гносеологическом соответствии. Это крайне важно для вновь предложенной интерпретации термина «событийный риск».

Следует понимать, что бинарность отображений в терминах «риск» и «событие» не совпадают. Риск, как бинарное отображение в направлении от неопределенности к определенному состоянию находится в соотношении «1;0», а «событие» как факт относится к этим состояниям в соотношении противоположном «0;1», т. е. в неопределенном состоянии события как такового еще нет, а в момент определенности событие является уже состоявшимся.

Рассмотрим, каким образом понятие риска в предлагаемой нами этимологии соответствует ранее данным формулировкам применительно к уже известному. В таблице 1 показаны различия в субъектно-объектной ориентированности для различных вариантов определения термина «риск», взятых из литературных источников и относящихся к различным объектно-функциональным системам прикладного характера. Их различия мы видим, как в отношении к субъекту и объекту данной системы, так и для собственно предмета притязаний в рамках указанной терминологии.

Из сопоставления по представленным признакам следует, что:

- как минимум по два показателя объектно-функциональной принадлежности каждого из известных определений (в зависимости от профессиональной области деятельности) совпадают с ответными показателями предлагаемого нами;

- терминологические совпадения для объектно-субъектных частей в известных и в новом определениях, позволяют осуществлять содержательные сопоставления, закладываемые в различные понятия термина «риск»;

- общность смысловых понятий, относящихся к термину «риск» для различных видов рискообразующих систем и предложенного определения термина «риск», дают возможность их обобщения, в том числе, и по семантическим признакам.

Практически во всех формулировках прослеживается общий смысл: опасность для ущерба, а значит и риск, происходят от определенных событий. В различных формулировках меняются только субъектно-объектные отношения, при этом смысловое наполнение термина остается неизменным, хотя и с ограниченным функциональным назначением.

### **Вывод**

Таким образом, можно утверждать, что обозначенная нами формулировка термина «риск» в параметрах: время, событие, информация, энтропия, как парадигма ответственности человека за процессы и результаты своей активной деятельности, отвечает запросам общества на определенный уровень безопасности, и состоит одним из главных основоположений его собственного существования как биологического вида.

### **Литература**

1. Волошин В. С., Лямзин А. В. Риски, события, энтропия. // «Актуальні проблеми безпеки на транспорті, в енергетиці, інфраструктурі». Науково-практична конференція. Херсон, 2021. С.337-339.
2. Делез Ж. Логика смысла / Науч. ред. Я. Б. Толстов. Пер. Я. И. Свирского. — М.: Изд. Центр «Академия», 1995.- 198 с.

Таблица 1 – Смысловые определения для существующих в литературе интерпретаций термина «риск» в сопоставлении с предлагаемым: «**Риск** - это бинарное отображение субъективной ожидаемости события на границе неопределенности, в основе которой лежат временные и энтропийные изменения в направлении к его определенному состоянию».

Определение термина «риск»	Функциональная принадлежность известного определения термина «риск»						Общие признаки совпадения с предлагаемым понятием «риска»		
	Производственные, инженерно-технические системы			Экономические, финансовые, социальные системы, бизнес					
	субъект	объект	предмет	субъект	объект	предмет	субъект	объект	предмет
Риск, как вероятность наступления события, нежелательного для конкретного объекта.	событие	человек, объектная система	область деятельности человека	событие	объектная система	область деятельности системы	+	+	+
							субъектность, объект и предмет риска		
Риск, как частотная характеристика опасных событий среди всех других, внешне связанных	событие	человек, объектная система,	внешняя среда	-	-	-	+	-	+
							субъектность и предмет риска		
Риск, как частота одного опасного события при наступлении другого опасного события.	событие определяемое	человек, объектная система	событие определяющее	событие определяемое	объектная система	событие определяющее	+	+	-
							субъектность и объект риска		
Риск, как произведение вероятности и последствий наступления неблагоприятных событий.	-	-	-	субъектная система	событие	внешняя среда	-	+	+
							объект и предмет риска		

1. Риск как вероятность уменьшения доходов и увеличения расходов. 2. Риск как вероятностное отклонение от ожидаемого исхода (выигрыш, или проигрыш).	-	-	-						
3. Риск как источник прибыли или убытка 4. Риск как событие, ведущее к ущербу в системе.	-	-	-	субъектная система	событие	область деятельности системы	-	+	+
							объект и предмет риска		
Риск, как неопределенное событие, ведущее к наступлению потерь или приобретений	событие	объектная система, человек	внешняя среда	событие	объектная система	область деятельности системы	+	+	+
							субъектность, объект и предмет риска		
Риск, как количество нежелательных потерь при плохом стечении обстоятельств.	событие	объектная система, человек	область деятельности человека	событие	объектная система, человек	область деятельности системы	+	+	+
							субъектность, объект и предмет риска		
Риск, как характеристика события, имеющего неопределенность исхода.	человек	объектная система	внешняя среда	событие неопределенное	объектная система, человек	внешняя среда	-	+	+
							объект и предмет риска		

Риск как реализация угрозы.	событие определенное	объектная система	внешняя среда	событие определенное	человек	опасность внешних проявлений	+	-	+
							субъектность и предмет риска		
Риск, как соответствие между актуальным настоящим и неопределенным будущим в сознании личности.	время	личность, человек	область деятельности человека	время	личность, человек	социальная среда	+	+	+
							субъектность, объект и предмет риска		
Риск как возможность для свершения события, связанного с нарушением функционирования системы.	событие	объектная система	внешняя среда	событие, субъектная система	человек	область деятельности человека	+	-	+
							субъектность и предмет риска		

**Воротинцева Л. І.**, д-р с.-г. наук, ст. наук. співр.;

**Панарін Р. В.**, аспірант

*Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені  
О. Н. Соколовського», м. Харків, Україна*

## **ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ТА МОНІТОРИНГ ЗРОШУВАНИХ ЗЕМЕЛЬ СТЕПУ ПІВНІЧНОГО ЗА ВПЛИВУ ВОЄННИХ ДІЙ**

Наразі у світі неможливо уявити ефективне ведення господарства в зонах з посушливим кліматом без зрошення гідродefіцитних ґрунтів. Світова тенденція активного збільшення площ зрошуваних земель, яка активізувалась в ХХ столітті, інерційно продовжується і в наш час. В основному цей процес зумовлений змінами клімату та необхідністю забезпечення населення продовольством [1].

В Україні найбільш активно розвивається зрошення на територіях Південного та Північного Степу, які включають в себе території Херсонської, Одеської, Запорізької, Миколаївської, Кіровоградської, Дніпропетровської, Донецької та Луганської областей. Більша частина цих територій зараз знаходиться або в зоні активних бойових дій, або в так званій «shelling zone» - території, на якій не відбуваються безпосередні бойові зіткнення, але вона знаходиться в зоні прямого ураження більшої частини артилерійського арсеналу противника.

Об'єктом наших досліджень є зрошувані землі Степу Північного, зокрема, Донецької області, для території якої характерним є посилений антропогенний вплив через активну добичу корисних копалин та велику кількість небезпечних для довкілля промислових підприємств, що призводить до техногенного забруднення навколишнього середовища [2]. Нашими дослідженнями встановлено [3], що за таких умов відбувається погіршення еколого-агромеліоративного стану зрошуваних агроландшафтів даного регіону внаслідок забруднення зрошувальних вод, ґрунтів та сільськогосподарської продукції токсичними речовинами, вміст яких перевищує нормативи гранично допустимих концентрацій небезпечних речовин у ґрунтах.

З 2014-го року природні об'єкти даного регіону зазнають довготривалих руйнувань та додаткового забруднення внаслідок ведення бойових дій. На сьогодні ситуація

загострюється та ускладнюється внаслідок повномасштабного вторгнення російської федерації, що посилює екологічну небезпеку та негативно впливає на стан ґрунтових ресурсів, водних об'єктів, якість сільськогосподарської продукції, призводить до розвитку деградаційних процесів та руйнування ґрунтового покриву.

В Донецькій області станом на 01.01.2021 року на балансі Державного агентства водних ресурсів України обліковувалось 121,824 тис. га зрошуваних земель сільськогосподарського призначення, з них 82,288 тис. га (68%) знаходилось на підконтрольній території (табл. 1) [4].

**За даними Національної ради з відновлення України від наслідків війни**, в зоні ведення бойових дій втрати зрошуваних земель становлять близько 70 %. Орієнтовна сума шкоди, завданої довкіллю за 6 місяців з початку широкомасштабного російського вторгнення в Україну, за оцінками Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України, становить понад 962 млрд грн., із них шкода ґрунтам та землям оцінюється в 138 млрд грн, повітрю – 823 млрд грн. [5].

Слід зауважити, що питання економічного оцінювання екологічних наслідків війни для України є надзвичайно актуальним. Міністерством аграрної політики та продовольства України затверджено Методику визначення шкоди та збитків, завданих земельному фонду України внаслідок збройної агресії Російської Федерації (наказ № 295 від 18.05.2022 року) [6]. Документ унормовує процедуру визначення шкоди та збитків, завданих земельному фонду України внаслідок збройної агресії РФ, що включає втрати земельного фонду, а також пов'язану з ними упущену вигоду. При їх розрахунку враховуються:

- витрати на рекультивацію земель;
- збитки власникам (землекористувачам) земельних ділянок сільськогосподарського призначення;
- витрати на відновлення меліоративних площ.

Відповідно пункту 7 даного наказу, «витрати на відновлення меліоративних площ включають витрати на відновлення меліорованих земель, водогосподарсько-меліоративних систем, об'єктів інженерної інфраструктури зрошувальних і осушувальних систем, дренажної інфраструктури, об'єктів сільськогосподарського водопостачання та водовідведення, які були порушені та зруйновані внаслідок бойових дій, та визначаються на підставі кошторисної вартості робіт у відповідних проектах реконструкції та



капітального ремонту меліоративних систем та/або окремих об'єктів інженерної інфраструктури...»

Таблиця 1. Основні технічні показники водогосподарського комплексу Донецької області (за даними Державного агентства водних ресурсів України) [4]

№	Показники	Одиниці виміру	На підконтрольній території
1	Наявність зрошуваних земель	тис. га	82,30
	У т.ч. державних зрошувальних систем	тис. га	28,80
2	Загальна вартість меліоративних фондів	млн. грн.	251,50
3	Загальна кількість стаціонарних електрифікованих насосних станцій	шт.	86
4	Протяжність трубопроводів	км	698,10
	У т.ч. міжгосподарських	км	136,40
5	Гідроспоруди на меліоративній мережі	шт	2540
6	Наявність дощувальних машин	шт	88

Наразі неможливо точно порахувати екологічні та матеріальні збитки, завдані зрошуваним землям на території Донецької області внаслідок злочинних дій російської федерації у зв'язку з продовженням активного ведення війни. Сума збитків буде залежати як від тривалості війни, так і від можливості оперативно фіксувати всі екологічні злочини та здійснювати їх економічну оцінку.

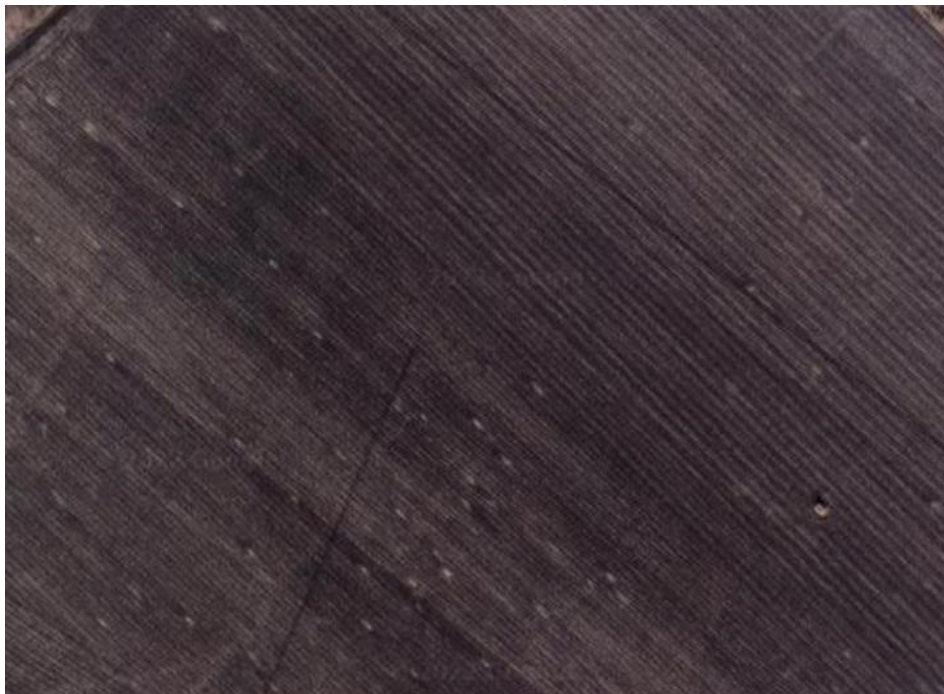
Це також пов'язано із певними проблемами методологічного характеру. Не зважаючи на велику кількість різних за масштабами та тривалістю війн, які велись у світі впродовж останніх 30-40 років, не було розроблено адекватної системи розрахунку екологічних збитків, яка б ґрунтувалася на науково та економічно обґрунтованій методиці обчислення вартості певних руйнувань та ушкоджень. Для багатьох систем обчислення коефіцієнти та показники вартості брались приблизно, виходячи з суб'єктивної оцінки розробників, не дивлячись на те, що дослідження впливу бойових дій на стан навколишнього середовища, і, зокрема, ґрунтів, проводились ще з 40-х років ХХ століття.

При обстеженні земель та розрахунку збитків, завданих військовими діями, слід в окрему групу виділяти зрошувані землі. Це питання є актуальним на сьогодні для України, оскільки основні площі земель меліоративного фонду розміщуються саме в зоні посиленого антропогенного впливу, що неминуче вплине на родючість та стан цих

ґрунтів, якість сільськогосподарської продукції. До того ж на землях, що зрошувалися непридатною водою, відбудуватиметься подальше посилення деградаційних процесів.

Тому за таких умов конче необхідними є дослідження з моніторингу, оцінки впливу військових дій на стан ґрунтового покриву меліорованих земель, оцінювання площ пошкоджень, визначення розміру шкоди, завданої ґрунтам внаслідок збройної агресії та бойових дій, розробка заходів з рекультивації ґрунтів.

Внаслідок ведення бойових дій відбувається руйнування ґрунтового покриву сільськогосподарських земель, посилення його неоднорідності (рис. 1). Вибухи снарядів та авіабомб, що утворюють великі вирви на місцевості, призводять до порушення рельєфу, ґрунтового профілю, що потребує вивчення, розробки та застосування заходів з рекультивації цих ґрунтів.



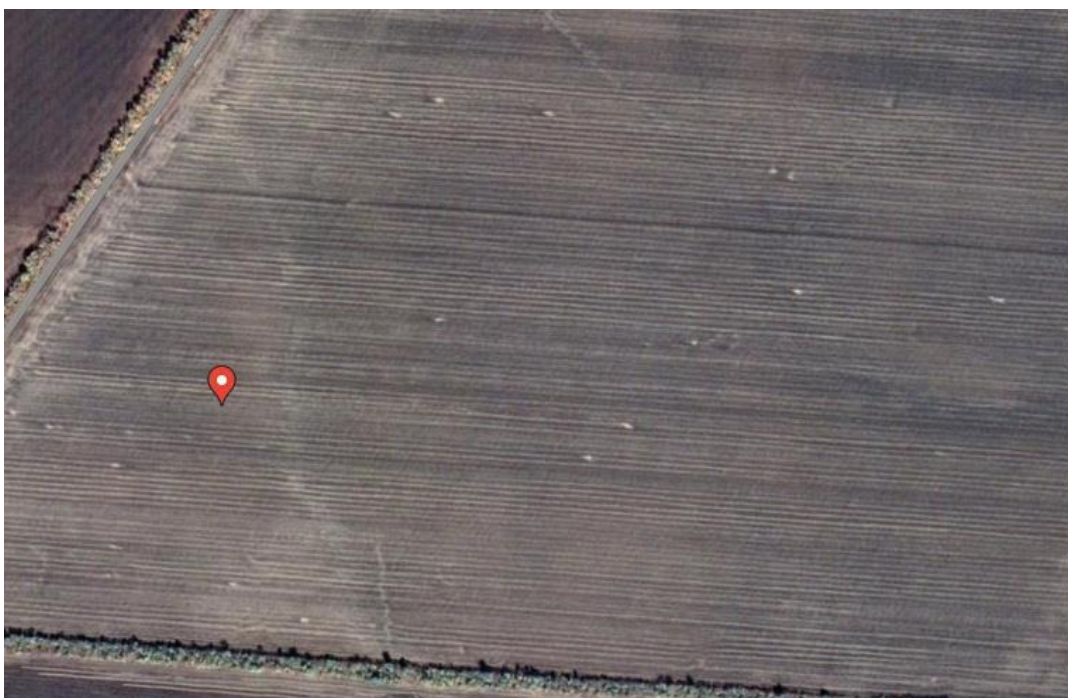
*Рисунок 1 – Наслідки посиленого антропогенного впливу на ґрунтовий покрив (поле поблизу с. Куртівки, Костянтинівський р-н Донецька обл.)  
(Джерело: Google Maps)*

Моніторинг стану ґрунтів в Донецькій області проводився з самого початку війни, з 2014 року. Дослідженнями, які виконувалися під егідою ОБСЄ в період з 2014 до 2017 року, було встановлено, що за даний період відбулося забруднення ґрунтів такими важкими металами, як Zn, Cd, Pb, Sr, Cu, концентрація яких перевищувала гранично допустиму концентрацію в середньому в 1,2-1,5 разів [7]. Також відбулось забруднення

водойм, які є основними джерелами зрошення в області, наприклад, Курахівського водосховища, барієм та нерадіоактивним стронцієм, що неминуче вплине на якість та стан ґрунту, що зрошується цією водою, та на безпечність харчової сільськогосподарської продукції для споживачів завдяки здатності рослин накопичувати важкі метали в своїх тканинах. Хоча доведено, що рослини мають захисні механізми, які не дозволяють токсичним речовинам накопичуватись одразу в плодах, розподіляючи їх по більш стійких до такого впливу тканинах, але при великій концентрації токсичних речовин цей механізм перестає бути ефективним [8].

Також було встановлено, що значний вплив на стан ґрунтів відбувається через пошкодження та створення аварійних та позаштатних ситуацій на небезпечних підприємствах регіону, що призводить до додаткових викидів та потрапляння забруднювачів в ґрунт та зрошувальну воду, а також на поверхні рослин [7]. Під час вибухів у ґрунті, окрім важких металів, лишається багато сірки. Частина цього хімічного елемента, яка є компонентом значної частини боєприпасів, у вигляді порошку залишається у воронках та навколо них, а в контакт з опадами перетворюється на сірчану кислоту.

З початком повномасштабного вторгнення російської федерації на територію України моніторинг ґрунтів, зокрема зрошуваних ґрунтів, ускладнився. За ведення активних бойових дій у регіоні наших досліджень, для оцінювання стану земель актуальним є використання методу дистанційного зондування Землі. На рис. 2 наведено супутниковий знімок, на якому зображено зрошуване поле, на якому розміщена стаціонарна моніторингова площадка, яка є об'єктом наших досліджень. Візуально ми можемо оцінити пошкодження та розрахувати площу поля, ґрунтовий покрив якого зазнав руйнування, а також попередньо оцінити економічну вартість завданих збитків.



*Рисунок 2 – Супутниковий знімок поблизу с. Нікольське, Краматорський р-н Донецької обл. Червоним позначено моніторингову стаціонарну площадку, на якій нами проводяться дослідження. (Джерело: Google Maps)*

На сьогодні в умовах ведення воєнних дій актуальними є питання щодо удосконалення методичних підходів до моніторингу земель, зокрема:

1) більш активне залучення для діагностики стану земель методів дистанційного зондування Землі, які надають можливість одночасного отримання інформації для значної території. Наразі в світі активно застосовуються ГІС для комплексного візуального обстеження стану зрошуваних земель [9];

2) удосконалення методичних підходів щодо обстеження та відбору проб ґрунту на зрошуваних масивах, що зазнали впливу активних бойових дій, що призвело до руйнування ґрунтового покриву, посилення його неоднорідності, забруднення ґрунтів токсичними речовинами та ін. Слід визначити площу враження від точки локального впливу та відбір ґрунтових зразків на цій території для оцінювання небезпечного впливу на стан та властивості ґрунтів.

Наразі необхідним є також застосування компактних приладів для відбору проб в екстремальних умовах, що зробить цей процес більш швидким, безпечним та дасть змогу отримати оперативну інформацію;

3) налагодження юридичних та міжвідомчих зв'язків між науковими установами, що проводять дослідження стану ґрунтового покриву, та Державною службою з надзвичайних ситуацій, військовими відомствами та ін. Така співпраця необхідна для забезпечення доступу до об'єктів досліджень, взаємодії при проведенні польових досліджень, розроблення порядку ведення моніторингу, кількісного та якісного складу моніторингових груп, забезпечення фахівцями, інструментарієм та захисним спорядженням для забезпечення безпеки людей.

Для проведення моніторингу зрошуваних земель першочергово слід виконати зондування території, наприклад, з використанням магнітометрів, для розмінування та очищення території від небезпечних речовин, боєприпасів, мін та ін. Слід також провести картування зрошуваних масивів для оцінювання рівня небезпеки враження та забруднення територій досліджень. На площах з середнім та високим рівнем небезпеки ведення моніторингу та сільськогосподарської діяльності значно ускладнюється та потребує застосування додаткових заходів.

## **Висновки**

У зв'язку з географічною специфікою повномасштабних бойових дій на території України важливим напрямом досліджень є вивчення екологічних проблем регіонів, що зазнають довготривалого впливу, оцінювання змін еколого-агроекологічного стану зрошуваних земель, оскільки значна їх частина постраждала, починаючи з 2022-го року.

Ключовим напрямом в цих дослідженнях має стати моніторинг зрошуваних земель Донецької області, тому що на їхньому прикладі можливо розглянути та оцінити вплив довготривалих бойових дій на стан ґрунтів, їх фізичні, фізико-хімічні та біологічні властивості, визначити спрямованість змін ґрунтових процесів в гідродefіцитних ґрунтах в меліоративний та постмеліоративний періоди за посиленого антропогенного впливу з метою прийняття управлінських рішень та розробки заходів з рекультивації.

Актуальними питаннями є оцінювання якості гідродefіцитних ґрунтів за основними діагностичними показниками в умовах руйнівного впливу військових дій та післявоєнного відновлення, визначення спрямованості змін ґрунтових процесів в гідродefіцитних ґрунтах в меліоративний та постмеліоративний періоди.

В післявоєнний період стратегічними цілями та пріоритетами нашої держави буде відновлення розвитку меліоративних систем, збільшення площ зрошуваних земель та

забезпечення їх оптимального й збалансованого використання для нарощування економічного потенціалу аграрної галузі.

### **Література**

1. Sojka R.E., Bjorneberg D.L. Irrigation: an historical perspective. Kimberly, Idaho, U.S.A. 2002. P. 745-749. URL: <https://eprints.nwisrl.ars.usda.gov/id/eprint/815/1/1070.pdf>
2. Загрязнение тяжелыми металлами Донецкой области, их судьба в почве, растениях, животных, механизмы действия в биологических объектах / М. М. Тимофеев С.Н., Александров В.А. и др. Донецк, 1996. 72 с.
3. Балюк С.А., Ладних В.Я., Носоненко О.А., Мошник Л.І. Агроекологічний стан зрошуваних земель Донецької області. Вісник аграрної науки. 1999. №3. - С. 51-56.
4. Управління інфраструктурою водогосподарчого меліоративного комплексу. Державне агентство водних ресурсів. URL: <https://www.sdbuvr.gov.ua/upravlinnya-infrastrukturoyu-vodohospodarskomelioratyvnoho-kompleksu> (Дата звернення 02.09.22)
5. Дайджест ключових наслідків російської агресії для українського довкілля за 25-31 серпня 2022 року. URL: <https://mepr.gov.ua/news/39684.html>
6. Наказ Міністерства аграрної політики та продовольства України № 295 від 18.05.2022 року Про затвердження Методики визначення шкоди та збитків, завданих земельному фонду України внаслідок збройної агресії Російської Федерації. URL: <https://ips.ligazakon.net/document/re37922?an=1>
7. Ющук А., Лоїк І. Оцінка екологічної шкоди та пріоритети відновлення довкілля на сході України. К.: ВАІТЕ, 2017. 88 с.
8. *Воротинцева Л.І.* Еколого-токсикологічні аспекти зрошення земель в умовах техногенного навантаження та заходи з детоксикації системи «грунт-рослина». *Вісник аграрної науки.* № 9. 2016. С.61-66.
9. Merzah Z. F., Fakhry S., Jaber H.S. Utilization of Remote Sensing and GIS Techniques for Diagnosing Irrigation Water Resources: A Review. Acta Scientific Agriculture. Vol. 6, Is. 7. P. 44-55.

**Гончаренко І. О.**, канд. техн. наук;

*Харківський національний університет ім. В.Н. Каразіна, м. Харків, Україна*

**Таргонський О. О.**, аспірант;

**Пісня Л. А.**, канд. техн. наук;

**Оськіна М. В.**, аспірант;

**Цапко Н. С.**, канд. техн. наук, доц.

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

## **ЕКСПРЕС ОЦІНКА НЕБЕЗПЕК ДЛЯ ЛЮДИНИ І ДОВКІЛЛЯ ПРИ ВИНИКНЕННІ ПОЖЕЖ НА ЗВАЛИЩАХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ ПІД ЧАС ВІЙСЬКОВИХ ДІЙ**

Повномасштабне військове вторгнення російських військ в Україну 24.02.2022 призвело до підвищення ризику виникнення надзвичайних ситуацій на об'єктах, що становлять підвищену небезпеку. Відповідно до національного законодавства [1] утилізація, видалення, оброблення, знешкодження, захоронення побутових відходів належать до видів планованої діяльності та об'єктів, які можуть мати значний вплив на довкілля. До об'єктів поводження з відходами, що одночасно є об'єктами підвищеної небезпеки, належать звалища та полігони твердих побутових відходів (ТПВ), які розміщено майже біля кожного населеного пункту.

За офіційними даними [2] тільки за останні десять років обсяг ТПВ в Україні збільшився на 40% або на 50 млн куб. м щороку. Тільки за 2021 рік утворилось понад 51 млн. куб.м або понад 10 млн. тон ТПВ, які видаляються на 6 тис. сміттєзвалищах і полігонах загальною площею майже 9 тис. га. Через неналежну організацію системи поводження з ТПВ протягом 2021 року виявлено 26,8 тис. несанкціонованих звалищ, що займають площу 0,6 тис. га.

Значні обсяги видалення відходів та недотримання правил під час їх захоронення призводять до виникнення надзвичайних ситуацій, найбільш поширеними з яких є забруднення прилеглих територій рештками побутових відходів, забруднення поверхневих і підземних вод стічними водами і фільтратом, а також розповсюдження інфекційних хвороб. Проте найпоширенішою із надзвичайних ситуацій на подібних

об'єктах залишається пожежа, що може виникнути як при порушенні правил експлуатації, так і при веденні військових дій поблизу населених пунктів.

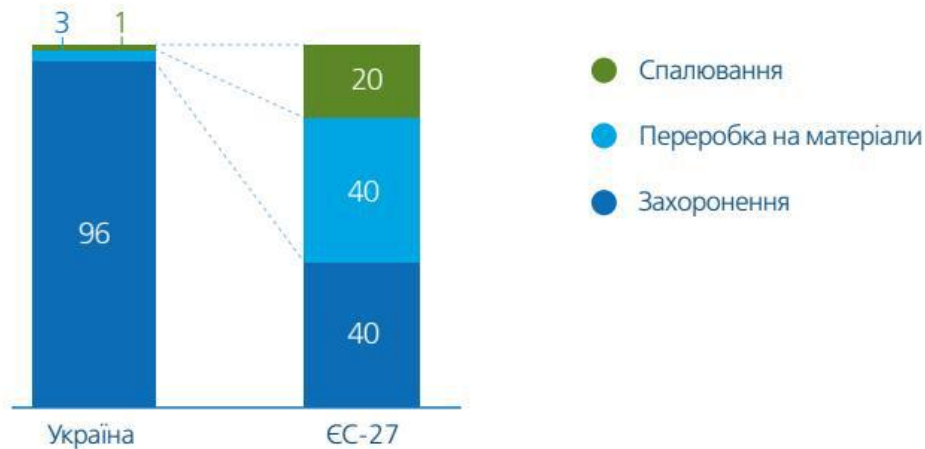


Рисунок 1 – Порівняльні характеристики показників поводження з відходами в Україні та ЄС за даними Міжнародної фінансової корпорації [3]

Через децентралізацію державної влади адміністрації малих міст, селищ та сіл отримали можливість управляти відповідними територіями і ресурсами, але одночасно з цим не мають в штаті виконавчих комітетів фахівців з екологічної безпеки. Така ситуація зумовлює необхідність створення системи підтримки прийняття управлінських рішень в питаннях охорони довкілля та раціонального природокористування, також впровадження відповідних механізмів оцінки ризиків і небезпек.

В запропонованому дослідженні представлено підхід до експрес оцінювання небезпек з використанням дистанційних методів та ГІС-технологій. Об'єктом дослідження є пожежа, площа якої становила не менше 1,0 га [4], що виникла на Балаклійському сміттєзвалищі Харківської області через обстріли 20.07.2022 [5].

За даними Балаклійської міської ради [6] існує звалище ТПВ утворене відповідно рішення виконкому міської ради від 06.10.1982 № 926 та розміщене в межах м. Балаклія на відстані 0,83 км від найближчої житлової забудови (рис. 2). Земельна ділянка під сміттєзвалищем має площу 17,9 га відповідно до Державного акту на право власності на земельну ділянку, зареєстрованого 30.03.2012, цільове призначення – для розміщення полігону твердих побутових відходів. Дане місце видалення відходів належить до перевантажених, системи збору фільтрату та біогазу відсутні, через що



експлуатація звалища ТПВ відбувається з порушенням вимог екологічної безпеки та потребує рекультивациї.

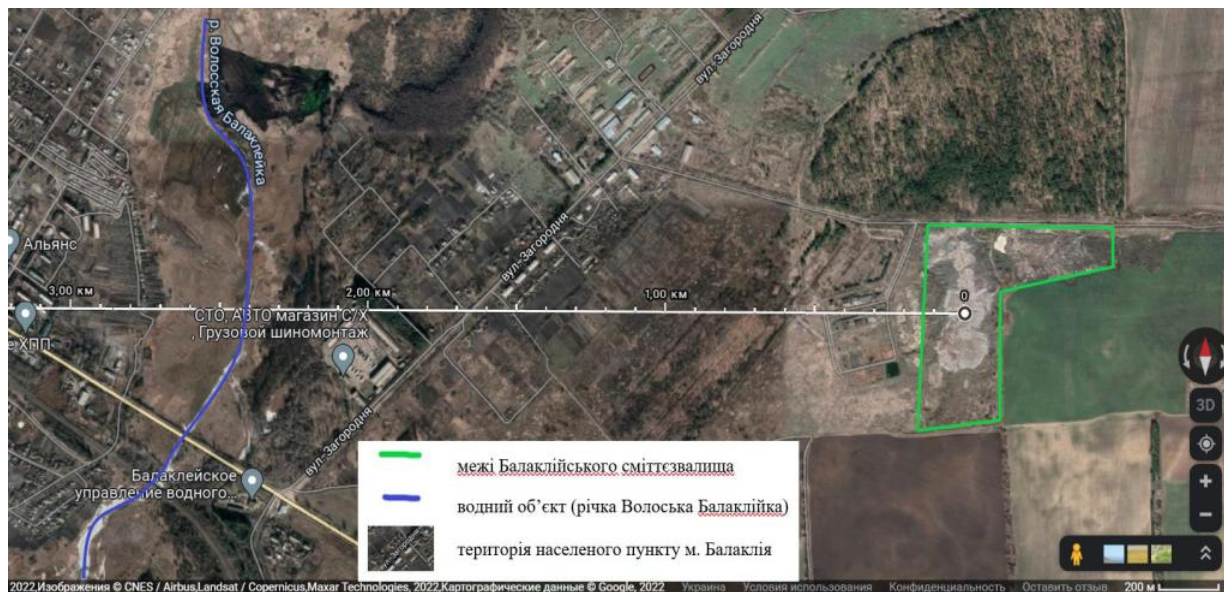


Рисунок 2 – Супутникові знімки Балаклійського сміттєзвалища [7]

Однією з головних проблем, пов'язаних із захороненням ТПВ є утворення в наслідок анаеробного розкладання органічних речовин біогазу, що неминуче попадає в атмосферу. Основними компонентами біогазу є метан ( $\text{CH}_4$ ) та діоксид вуглецю ( $\text{CO}_2$ ). Відповідно до результатів досліджень, проведених у 2018-2019 роках НДУ «Український науково-дослідним інститут екологічних проблем» біогаз, що утворюється внаслідок функціонування звалищ та полігонів ТПВ України, більше ніж на 50% складається із метану [8]. Глобальна емісія біогазу становить 40 млн. т/рік, парниковий ефект якого у 25 разів більший за  $\text{CO}_2$ . Скупчення біогазу в тілі полігону сприяє появі вибухо- та пожежонебезпечних умов та є сприяє самозайманню. Процес горіння ТПВ супроводжується утворенням значної кількості токсичних речовин, показники емісії яких були встановлені на основі різних оцінок за останні 15 років та представлені в таблиці 1 [9].

З аналізу інформації про площу пожежі, нормативну густину відходів, що становить 250,0 кг/куб. м, та враховуючи товщу відходів за 0,25 м, визначено кількість згорілого сміття на Балаклійському сміттєзвалищі, яка щонайменше становить 625000,0 кг або 625,0 тон.

Таблиця 1 – Показники емісії забруднюючих речовин при спалюванні твердих побутових відходів

Назва забруднюючої речовини	Показник емісії, г/кг відходів
Діоксид вуглецю (CO <sub>2</sub> )	1453
Монооксид вуглецю (CO)	38
Метан (CH <sub>4</sub> )	3,7
Етилен (C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> ), у т.ч. окис етилену	1,26
Бензол (C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> )	0,9
Поліциклічні ароматичні вуглеводні (PAHs)	0,3
Аміак (NH <sub>3</sub> )	1,12
Двоокис сірки (SO <sub>2</sub> )	0,5
Оксиди азоту (NO <sub>x</sub> as NO)	3,74
PM <sub>2.5</sub>	9,8
PM <sub>10</sub>	11,9
Сажа (black carbon)	0,65
Ртуть (Hg)	0,00021
Поліхлоровані бифеніли (PCBs)	0,00031

Застосуванням методики «Flash Environmental Assessment Tool» (далі - FEAT 2.0) [10] було розраховано зони небезпечного впливу за мінімальними показниками забруднюючих речовин, що утворились через пожежу. Методику FEAT 2.0 було розроблено United Nations Environment Programme/Office for the Coordination of Humanitarian Affairs для визначення існуючих та потенційних гострих впливів на навколишнє середовище, які становлять ризики для людей та екосистем. Запропонована методика зосереджена насамперед на негайних і гострих впливах, що виникають внаслідок викиду небезпечних хімічних речовин, результати яких представлено в таблиці 2.

Таблиця 2 – Результати аналізу небезпечного впливу пожежі за методикою FEAT 2.0 (без врахування кумулятивного ефекту)

Вид діяльності та/або назва речовини		Класифікація небезпек (відповідно до FEAT 2.0)		Фізичний стан (газ, рідина, твердий)	Показник емісії, г/кг відходів	Кількість утворених забруднюючих речовин, кг	Наявність ризику (людина/довкілля)	Зона небезпечного впливу, км				
Вид діяльності	Найменування забруднюючої речовини	Пріоритет*	№ CAS					Для життя людини	Для здоров'я людини	Ґрунти	Озера	Ріки
Видалення відходів	Діоксид вуглецю (CO <sub>2</sub> )	Гостр. Токс. 3	-	газ	1453,00	908125,00	так/ні	до 0,1	0,5	-	-	-
	Монооксид вуглецю (CO)	Гостр. Токс. 1	630-08-0	газ	38,00	23750,00	так/ні	0,4	2	-	-	-
	Метан (CH <sub>4</sub> )	Займ. Газ 1	74-82-8	газ	3,70	2312,50	так/так	0,2	0,3	-	-	-
	Етилен (C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> ), у т.ч. окис етилену	Канц. 1B	74-85-1, 75-21-8	газ	1,26	787,50	так/так	> 5	> 5	> 10	> 4,5	> 10
	Бензол (C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> )	Займ. Газ 1	86290-81-5	газ	0,90	562,50	так/так	0,2	0,3	-	-	-
	Поліциклічні ароматичні вуглеводні (PAHs)	Канц. 1A, Хрон.токс.водн. 1	50-32-8	газ	0,30	187,50	так/так	> 5	> 5	> 10	> 4,5	> 10
	Аміак (NH <sub>3</sub> )	Гостр. Токс. 2	7664-41-7	газ	1,12	700,00	так/так	до 0,1	0,8	-	-	-
	Двоокис сірки (SO <sub>2</sub> )	ССТ ОДН 1	7446-09-5	газ	0,50	312,50	так/так	> 5	> 5	> 10	> 4,5	> 10
	Оксиди азоту (N <sub>ox</sub> as NO)	Гостр. Токс. 1	10102-43-9	газ	3,74	2337,50	так/так	0,4	2	-	-	-
	PM <sub>2.5</sub>	Асп. Токс. 1	-	твердий	9,80	6125,00	так/так	> 5	> 5	> 10	> 4,5	> 10
	PM <sub>10</sub>	Асп. Токс. 2	-	твердий	11,90	7437,50	так/так	інформація відсутня				
	Сажа (black carbon)	Асп. Токс. 2	1333-86-4	твердий	0,650000	406,25	так/так					
	Ртуть (Hg)	Гостр. Токс. 1	7439-97-6	газ	0,000210	0,131250	так/так	0,4	2	-	-	-
	Поліхлоровані бифеніли (PCBs)	Канц. 1A, Хрон.токс.водн. 1	1336-36-3	газ	0,000310	0,193750	так/так	> 5	> 5	> 10	> 4,5	> 10

\*)- перекладено авторами з англomовного оригіналу

За результатами оцінки та з використанням доступних у вільному доступі картографічних даних від Google візуалізовано зони небезпечного впливу (без врахування кумулятивного ефекту), що становлять (рис. 3):

- 5 км зону від об'єкту – небезпечний ризик для людини;
- 10 км зону від об'єкту – небезпечний ризик для навколишнього середовища (поверхневі води та ґрунти).

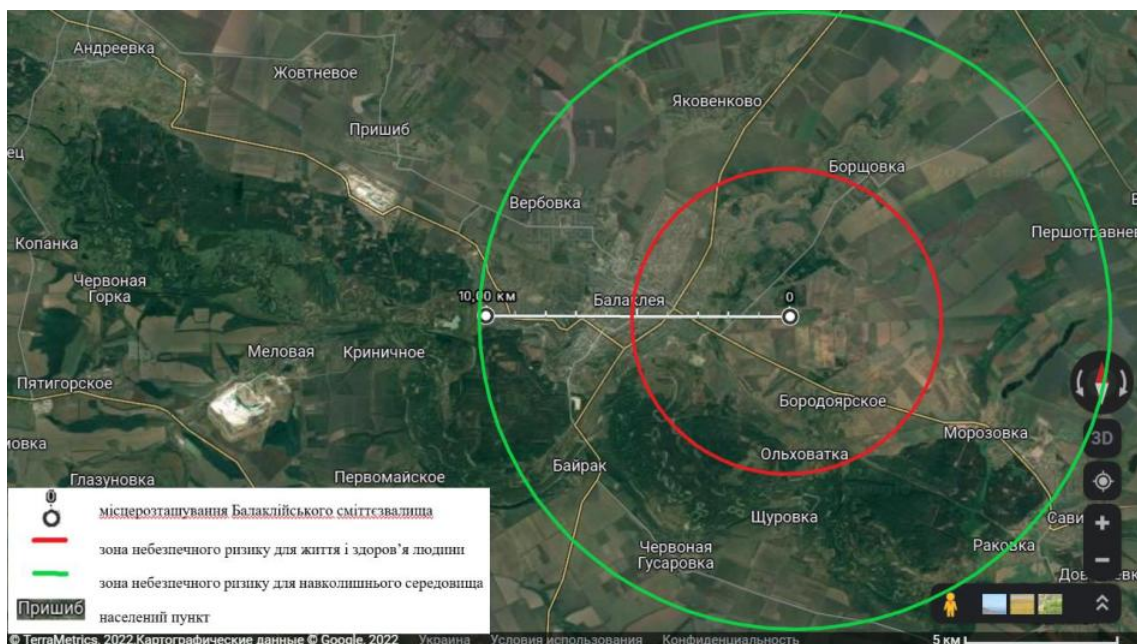


Рисунок 3 – Зони небезпечного впливу через пожежу на Балаклійському сміттєзвалищі

На підставі отриманих результатів можна зробити висновок, що негативні наслідки пожежі, пов'язані із небезпечним впливом на життя і здоров'я людини, розповсюджуються не тільки частину населення м. Балаклія, що проживає на відстані 5 км від сміттєзвалища, а також на мешканців сіл Бородоярське (221 осіб) та Ольховатка (296 осіб). В 10 км зоні негативного впливу на довкілля знаходяться такі поверхневі водні об'єкти як річки Волоська Балаклійка та Сіверський Донець, а також об'єкти природо заповідного фонду серед яких:

- заказники ландшафтні місцевого значення «Крейдянська лісова дача» площею 1477,7 га та «Савинська лісова дача», площею 1711,0 га;
  - заказник ботанічний місцевого значення «Байрак», площею 1,0 га;
  - заказник загальнозоологічний місцевого значення «Лиман», площею 131,2 га;
- унікальне водно-болотне угіддя біля с. Вільхуватка площею 328,0 га, яке зарезервовано для наступного заповідання як місце гніздування сірого журавля

З огляду на викладене слід зазначити, що пропонується підхід може бути використаний для експрес оцінки негативного впливу та подальшої розробки і пріоритезації відповідних заходів реагування на надзвичайні ситуації. У випадку необхідності отримання більш точної оцінки пропонується застосування експертно-аналітичних методів в комплексі з інструментально-лабораторними вимірюваннями вмісту забруднюючих речовин в навколишньому середовищі.

## Література

1. Закон України «про оцінку впливу на довкілля» 23 травня 2017 року № 2059-VIII.
2. Веб ресурс Міністерство розвитку громад та територій України «Стан сфери поводження з побутовими відходами в Україні за 2021 рік» (посилання - <https://www.minregion.gov.ua/napryamki-diyalnosti/zhkh/terretory/stan-sfery-povodzhennya-z-pobutovymy-vidhodamy-v-ukrayini-za-2021-rik>).
3. «Тверді побутові відходи в Україні: потенціал розвитку. Сценарії розвитку галузі поводження з твердими побутовими відходами». Міжнародна фінансова корпорація (IFC), Київ, - 2014 – 114с.
4. Інформаційне повідомлення, доступне за посиланням - <https://fakty.com.ua/ru/ukraine/20220724-u-harkivskij-oblasti-sered-nochi-bulo-chuty-dva-vybuhy>.
5. Повідомлення ГУ ДСНС в Харківській області за посиланням - <https://www.facebook.com/MNSKHARKIV/posts/421940976642068>.
6. Повідомлення про планову діяльність, яка підлягає оцінці впливу на довкілля КП «Балаклійський Житлокомунсервіс» Балаклійської міської ради (посилання - [https://kharkivoda.gov.ua/content/documents/1083/108251/Attaches/povidomlennya\\_balakliyskiy\\_zhitlokomunservis.pdf](https://kharkivoda.gov.ua/content/documents/1083/108251/Attaches/povidomlennya_balakliyskiy_zhitlokomunservis.pdf)).
7. Картографічні матеріали - <https://www.google.com.ua/maps>.
8. Звіт про науково-дослідну роботу за темою № 2/2.3-19 «Розробка методичних вказівок з розрахунку обсягів викидів забруднюючих речовин у атмосферне повітря для полігонів твердих побутових відходів». НДУ «УкрНДІЕП», Харків, - 2019. – 152с.
9. Florin Constantin Mihai, Alexandru Banica, Adrian Grozavu. Backyard burning of household waste in rural areas. Environmental impact with focus on air pollution. 19th International Multidisciplinary Scientific GeoConference on Ecology, Economics, Education and Legislation, Jun 2019, Albena, Bulgaria. pp.55 - 62, DOI: 10.5593/sgem2019/5.1/S20.007.
10. Flash Environmental Assessment Tool (FEAT 2.0). UNEP/OCHA. Geneva, 2016. – 39p. (link - <https://eacentre.org/resources/feat>).

УДК 504: 504.75: 574: 631.452

**Дмитрієва О. О.**, д-р економ. наук, ст. наук. співр.;

**Михайлова С. В.**, наук. співр.;

**Ємельянов С. П.**, наук. співр.

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

**Тиха І. А.**, канд. мед. наук., доц.

*Харківський національний університет ім. В.Н. Каразіна, м. Харків, Україна*

## **«ЦВІТІННЯ» ЦІАНОБАКТЕРІЙ ЯК ФАКТОР НЕБЕЗПЕКИ ДЛЯ ЗДОРОВ'Я ЛЮДИНИ**

Важливим наслідком евтрофування водних об'єктів та ґрунтів є «цвітіння» ціанобактерій, яке найчастіше є шкідливим (CyanoHABs), що є небезпечним через дію двох головних факторів: токсичності та алергійності ціанобактерій.

*Токсичність ціанобактерій* досить повно висвітлена у вітчизняній літературі, тому у цій роботі головна увага буде приділена алергійній дії ціанобактерій. Важливим небезпечним фактором впливу «цвітіння» ціанобактерій та інших водоростей на здоров'я людини є їх властивість викликати алергію. Алергійність – це здатність факторів, що різняться за своєю природою (фізичних, хімічних, біологічних) викликати алергію, яка являє собою стан зміненої реактивності організму у вигляді підвищеної чутливості до повторних впливів дії будь-яких речовин або компонентів власних тканин. В основі алергії лежить імунна відповідь, перебіг якої відбувається з порушенням тканин організму.

Здатність водоростей до алергійного впливу на людину має основне значення у виникненні та розвитку екологообумовлених захворювань.

У закладанні основ дослідження екологообумовлених захворювань, особливо у підґрунтя взаємозв'язку алергії та екології, вагомий внесок зроблено видатним вченим в області мікробіології та імунології, нашим співвітчизником академіком М. В. Васильєвим та проф. Т. І. Колядою. Взаємозв'язку алергії та екології присвячені висловлювання академіка М. В. Васильєва у власних працях:

- «Проблема алергології вже вийшла за рамки традиційних меж медицини та переросла у проблему загальноекологічного плану»;

- «Майже всі форми патології, які визначають захворюваність та смертність у розвинених країнах, прямо чи побічно замикаються або на самій алергії, або на її наслідках»;

- «Значення алергологічних досліджень невинно зростає. Неможливо уявити собі галузь, яка була би спроможна розвиватися без урахування досягнень сучасної імунології»;

- «Проблема алергії впирається, з одного боку, в імунологію та імуногенетику, а з іншого – в сугубо соціальні аспекти сучасного суспільства» [1].

Як відзначається у багатьох дослідженнях закордонних авторів, метаболіти водоростей, що часто перебувають в аерозолізованому вигляді, є важливою частиною впливу, який часто призводить до алергійних захворювань. Для розуміння ролі аерозолізованих алергенів потрібні знання стосовно природи аероалергенів, їх джерел і природи аерозолів, а саме – типу частинок, розмірів їх біологічних складових, динаміки концентрацій, тощо [2].

Дослідження біологічних частинок аерозолів, що переносяться повітрям, зазвичай проводиться шляхом реєстрації зіткнень частинок у повітрі, а також шляхом проведення мікроскопічних досліджень. Переконливо доведена роль повітряних алергенів у виникненні алергійного риніту, зростає число доказів ролі аероалергенів при дослідженні природи астми.

Крім вимірювання вмісту аероалергенів, їх контроль включає також розробку заходів щодо запобігання впливу аерозолів (наприклад, рекомендації щодо перебування у приміщенні під час можливої небезпечної дії аерозолів) та імунотерапію, яка ефективна щодо пилку, але має обмежений ефект щодо інших аероалергенів, наприклад, спор грибів.

В останні десятиріччя через антропогенне збільшення глобальної біомаси ціанобактерій та зміну клімату зростає необхідність ретельної оцінки потенційних ризиків з боку впливу ціанобактерій на здоров'я людини, перш за все – дослідження їх алергійності. Авторами [3] охарактеризована схожість алергійного потенціалу ціанобактерій, які походять з основних екологічних середовищ: прісних та морських вод, а також ґрунтів.

Різні ціанобактеріальні таксони тестували на IgE-імунореактивність алергійних та неалергійних (контрольних) донорів з використанням методу імуноблоту та методу ELISA. Було визначено вивільнення медіаторів з клітин базофільного лейкозу (RBL) щурів, трансфікованих людським FcεR1. Це дало змогу дослідити місцеву алергійну реакцію. Для дослідження алергійності визначали вміст фікоціаніну та IgE-зв'язуючий

потенціал, а також аналізували інгібування для оцінки подібності IgE–зв'язуєчих епітопів.

Методом мас–спектрометрії було виявлено IgE–реактивні смуги у діапазоні від 10 до 160 kDa у вигляді сполук фікобіліпротеїну. Рівні ціанобактеріальних антиген–специфічних IgE у плазмі алергійних донорів і вивільнення медіатора з сенсibilізованих клітин RBL були значно вищими у порівнянні з неалергійним контролем ( $p < 0,01$ ). Дослідження інгібування показало наявність перехресної реактивності між IgE–зв'язувачими білками прісноводних ціанобактерій та стандартом фікоціаніну. Розглянуто IgE–зв'язуєчі характеристики морських видів ціанобактерій та ґрунтових ціанобактерій.

Одержані дані свідчать, що значне збільшення біомаси ціанобактерій через антропогенне навантаження та зміни клімату вимагають підвищення обізнаності щодо потенційної небезпеки ціанобактерій для здоров'я людини, чому сприятиме дослідження вмісту ціанотоксинів у навколишньому природному середовищі України, як у всіх країнах світу [2], [3], а також проведення контролю біоаерозолів.

Вивченню поширеності сенсibilізації людини при дії на шкіру детоксифікованих ціанобактеріальних реагентів у популяції пацієнтів з хронічним ринітом присвячено дослідження [4]. Суб'єкти звернулися за консультацією з приводу алергії у медичне товариство з дослідження алергії і потребували тестування на наявність сезонних та багаторічних алергенів шляхом проведення шкірних тестів (SPT–тест).

Для тестування шкіри були використані детоксифіковані види ціанобактерій. Кожне тестування контрольних (несенсibilізованих) суб'єктів проводилося з використанням детоксифікованих ціанобактеріальних шкірних тест–реагентів з метою виявлення порогів чутливості до алергізуючого фактору.

Тестування пройшли 259 пацієнтів у віці від 7 до 78 років. Більшість пацієнтів були білими жінками, з яких понад дві третини (73,4%) страждали на атопію (тобто схильність до алергійних реакцій). У 74 пацієнтів (28,6%) шкірний тест виявився позитивним (SPT+) принаймні до одного з видів ціанобактерій. Позитивний результат SPT–тесту виявився у 86% пацієнтів по відношенню до ціанобактерії *Microcystis aeruginosa*, а у 12% пацієнтів – по відношенню до ціанобактерії *Aphanizomenon–flos aquae*. Виявлено стійкий зв'язок між ступенем атопії (числом позитивних SPT–тестів), алергійним ринітом і сенсibilізацією до одного або кількох видів ціанобактерій ( $p < 0,001$ ). Це перше дослідження, яке свідчить, що алергія на метаболіти ціанобактерій проявляється у пацієнтів внаслідок впливу саме нетоксичних штамів ціанобактерій [4].



У дослідженні [5] були використані два штами ціанобактерії *Microcystis aeruginosa*, які відрізнялися своєю здатністю до продукування токсину мікроцистину: один штам був токсичним MC(+), а інший – нетоксичним MC(-). Попередні дослідження інших авторів [6] показали, що тільки токсичний штам містить ген, який кодує токсин мікроцистин. Виявилося, що нетоксичний штам *Microcystis aeruginosa* завжди викликав потужну IgE-специфічну відповідь, що свідчило про наявність алергійності. Виникло питання – чи може бути токсичність мікроцистину перешкодою для проявів алергійності. Для вивчення цієї проблеми було проведено цілеспрямоване дослідження, в рамках якого вимірювали вміст мікроцистину у лізатах трьох різних партій *M. aeruginosa* і проводили дослідження IgE-специфічної відповіді за допомогою прямого методу ELISA (ІФА).

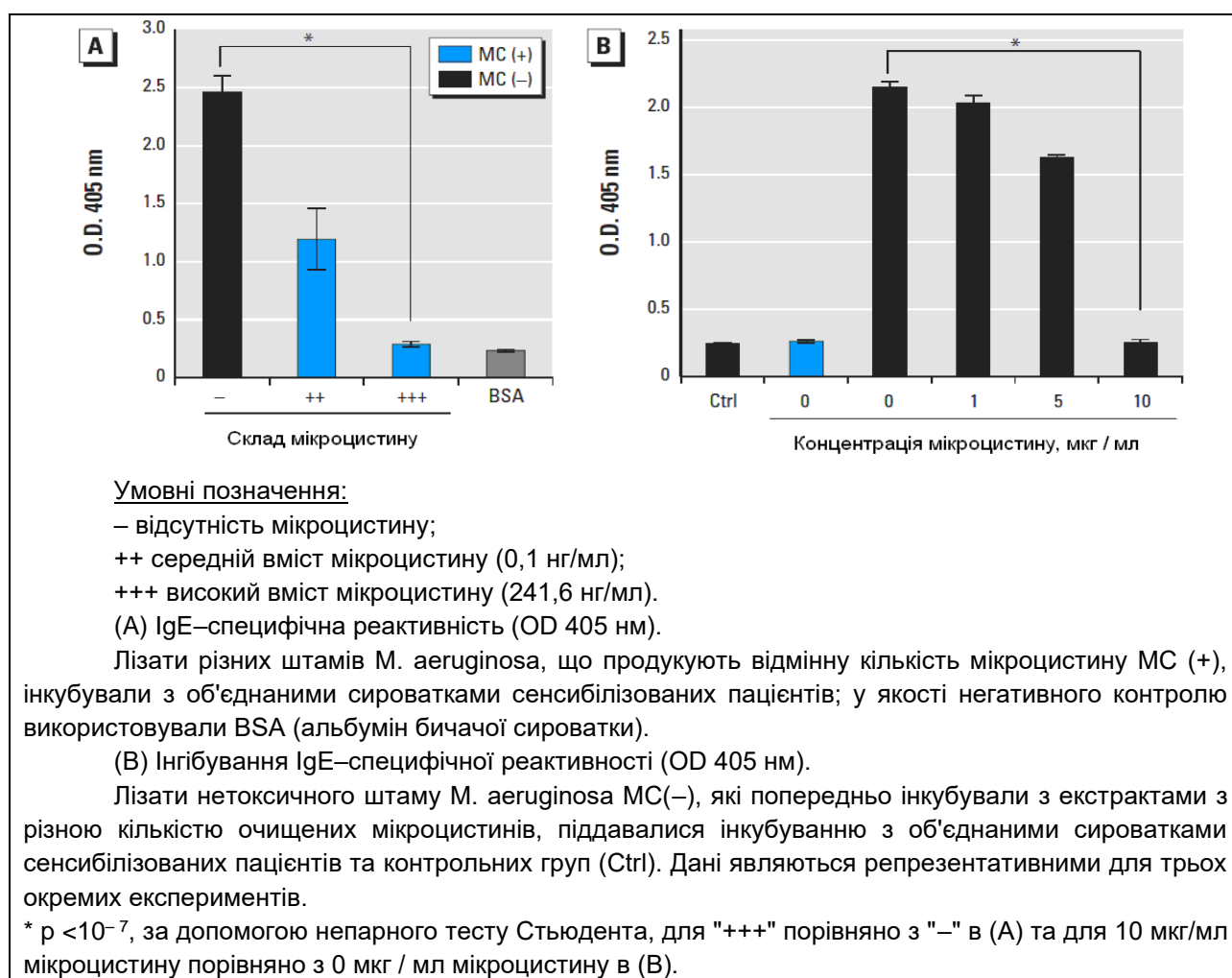


Рисунок 1 – Наявність IgE-специфічної реактивності (А) та інгибування IgE-специфічної реактивності (В)

В цьому дослідженні нетоксичний штам ціанобактерії *Microcystis aeruginosa* MC(-) демонстрував наявність потужної IgE – реактивності (рис. А), а значне зниження IgE-реактивності спостерігалось у лізаті токсичного штаму *Microcystis aeruginosa*

МС(+)) з середнім значенням вмісту мікроцистину (++; 0,1 нг/мл). ІgЕ–реактивності не спостерігалось у лізаті з високим вмістом мікроцистину (+++; 241,6 нг/мл). Це дало авторам [5] підставу для висновку, що алергічна активність лізату була зворотно пропорційною вмісту мікроцистину (тобто токсичності).

Подальше оцінювання впливу мікроцистину на алергічність *M. aeruginosa* проводилося за допомогою непрямого методу ІФА, в якому лізати нетоксичних штамів були преінкубовані при збільшенні концентрації очищеного мікроцистину у діапазоні від 1 до 10 мкг/мл (рис.В). При низьких концентраціях вплив мікроцистину на лізат був мало помітним, тоді як при концентраціях мікроцистину не менше 5 мкг/мл спостерігалось значне зниження здатності лізату до зв'язування з ІgЕ. При концентрації мікроцистину 10 мкг/мл у лізаті нетоксичного штаму ІgЕ–реактивності, по суті, не спостерігалось.

Ці результати дозволили зробити висновок щодо наявності можливої взаємодії між мікроцистином та відповідними епітопами ціанобактерій, що перешкоджає проявам алергічності [5].

Наявність двох основних факторів небезпечного впливу на здоров'я людини (токсичності та алергічності) з боку «цвітінь» водоростей детермінує необхідність проведення контролю як шкідливих, так і нешкідливих «цвітінь» видів фітопланктону, хоча питання щодо зворотно пропорційної залежності між токсичністю та алергічністю водоростей потребує подальших ретельних досліджень.

Пріоритетною вимогою часу є залучення фахівців–імунологів та фахівців з дослідження репродуктивних функцій людини [моноЗ] для контролю алергічних властивостей «квітучих» водоростей та їх впливу на здоров'я людини.

Влітку та восени обов'язковим є проведення еколого-медичних (насамперед імунологічних) досліджень (паралельно з біологічними):

1. Дослідження формули крові мешканців регіону:
2. Імунологічні дослідження крові мешканців регіону евтрофованих водних об'єктів з метою виявлення сенсibiliзації населення до метаболітів ціанобактерій (тобто наявності імунної відповіді):
  - а) дослідження гуморальної ланки імунітету;
  - б) дослідження клітинної ланки імунітету.
3. Обсяг досліджень безпосередньо для імунологічного поста:
  - виявлення абсолютної кількості лімфоцитів у периферичній крові та їх функціональної активності;

- тести Е– та ЕАС–розеткоутворювання для визначення відносної та абсолютної кількості Т– та В–лімфоцитів крові;
- визначення субпопуляцій Т–лімфоцитів (фенотип лімфоцитів);
- визначення концентрації сироваткових імуноглобулінів основних класів (А, М, G), і IgE;
- визначення фагоцитарної активності лейкоцитів;
- спонтанний та стимульований ППН–тест;
- визначення рівня циркулюючих імунних комплексів (ЦІК);
- визначення рівня комплементу.

Обсяг кількості досліджень – 100 осіб, 3 рази на рік.

Токсично-алергійна дія ціанотоксинів - два головних факторів небезпечного впливу ціанобактерій на організм людини. При дослідженні евтрофованих водних об'єктів та ґрунтів обов'язковим є залучення імунологічних досліджень, в яких велику роль відіграє впровадження імунологічного поста, в обов'язок якого входить дослідження сенсibilізованого населення тричі на рік.

### Література

1. Васильев. Н.В., Волянский Ю.Л., В.А. Адо и др. Аллергия и экология. 1994., 256 с.
2. Burge H.A., Rogers C.A. Outdoor allergens. *Environ Health Perspect.* 2000. V. 108 (Supl. 4). P. 653–659.  
URL: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1637672>
3. Lang–Yona N., Kunert A.T., Vogel L. et al. Fresh water, marine and terrestrial cyanobacteria display distinct allergen characteristics. *Science of the Total Environment.* 2018. V. 612. P. 767–774.
4. Bernstein J.A, Ghosh D, Levin L.S. et al. Cyanobacteria: an unrecognized ubiquitous sensitizing allergen? *Allergy Asthma Proc.* 2011. Mar–Apr; V. 32 (2). P. 106–110.
5. Geh E.N., Ghosh D., McKell M. et al. Identification of Microcystis aeruginosa Peptides Responsible for Allergic Sensitization and Characterization of Functional Interactions between cyanobacterial Toxins and Immunogenic Peptides. *Environmental Health Perspectives.* 2015. November. V. 123, № 11. P. 1159–1166.  
URL: <https://ehp.niehs.nih.gov/doi/10.1289/ehp.1409065>.
6. Ouellette A.J., Wilhelm S.W. Toxic cyanobacteria: the evolving molecular toolbox. *Front Ecol. Environ.* 2003. V. 1. P. 359–366.
7. Дмитрієва О.О., І.А. Тиха, І.В. Хоренжая, О. М. Коляда. Еколого-медичні аспекти водокористування евтрофованими водними об'єктами. Монографія. Х., 2016 – 216 с.

**Дмитрієва О. О.**, д-р економ. наук, ст. наук. співр.;

**Цапко Н. С.**, канд. техн. наук., доц.;

**Колдоба І. В.**, зав. сектором;

**Лисов Б. В.**, зав. сектором

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

## **ЗАСТОСУВАННЯ МЕТОДІВ ДЗЗ ДЛЯ СПОСТЕРЕЖЕННЯ ЗА ПРОЦЕСАМИ ЕВТРОФУВАННЯ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ**

Стрімке зростання антропогенного впливу на поверхневі водні об'єкти, кліматичні зміни вимагають прийняття швидких управлінських рішень, які неможливо адекватно розробити без всебічного аналізу змін стану водного середовища у часі та просторі. Одним з негативних наслідків антропогенних змін поверхневих водних об'єктів є зміни, у т.ч. незворотні, у функціонуванні водних екосистем (зменшення їх стійкості до зовнішніх впливів, спроможності до саморегуляції та підтримки на необхідному рівні гомеостатичних внутрішньосистемних процесів) та погіршення якості вод. За даними цільової екологічної „Програми упорядкування водовідведення в населених пунктах України” (далі Програма) основними причинами забруднення поверхневих вод є скиди забруднених комунально-побутових і промислових стічних вод та надходження до водних об'єктів забруднюючих речовин з поверхневими стічними водами з території населених пунктів, а також ерозія ґрунтів на водозабірній площі [1].

У разі забруднення поверхневих вод внаслідок надходження до них біогенних елементів і органічних речовин посилюються процеси евтрофування водойм, зростає біомаса стійких до забруднень видів, збільшується мікробіальне забруднення, в тому числі патогенною мікрофлорою. Евтрофування свідчить про порушення екологічної рівноваги і згодом призводить до деградації водних екосистем - порушується природна здатність водойм до самоочищення, саморегуляції, формування біотичних зв'язків, параметрів якості води.

Для вирішення актуальних завдань екологічно безпечного водокористування необхідно застосовувати сучасні засоби отримання оперативної інформації про стан поверхневих вод України. Систематичне одержання такої інформації традиційними методами вимагає значних матеріальних та часових витрат, а іноді взагалі неможливе.

Досвід експлуатації природоресурсних штучних супутників Землі свідчить про перспективність та ефективність застосування методів дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) для спостереження за якістю поверхневих вод, особливо в процесі їх евтрофування [2-5].

Насамперед, методи ДЗЗ активно використовуються під час моніторингу змін екологічного стану компонентів довкілля, в районах зі складними екологічними умовами, особливо з високим антропогенним напруженням на навколишнє природне середовище. У роботі буде розглянуте питання застосування методів ДЗЗ під час контролю розвитку евтрофування верхів'я Кам'янського водосховища.

Методи ДЗЗ дозволяють отримувати повну узагальнену інформацію про стан будь-якого об'єкту і забезпечують високу оглядовість, одночасне порівняння кількох територій, можливість отримання інформації з важкодоступних точок.

Наразі Україна має у своєму розпорядженні власну інфраструктуру прийому, первинної обробки, архівації й поширення космічних знімків як із закордонних так і з вітчизняних супутників. Сучасна комплектація бортової апаратури відкриває реальні перспективи практичного втілення ідеї космічного моніторингу компонентів навколишнього середовища України як на національному, так і на регіональному й навіть на об'єктовому рівнях.

Контроль за визначеними водними об'єктами здійснювався шляхом приймання та обробки знімків з КА NOAA, TERRA, Aqua, Landsat як власною станцією HRPT «КосмЕк», так і через отримання замовлених у відповідних операторів високоточних знімків. Необхідно відмітити, що у роботі були вперше використані космічні знімки зі супутника Landsat 9, якого було виведено на орбіту 27 вересня 2020 року, та знімки з якого стали доступні для використання лише з 10 лютого 2022 року. На супутнику Landsat 9 встановлено два основних прилади: оперативний наземний тепловізор 2 (OLI-2) та тепловий інфрачервоний датчик 2 (TIRS-2). OLI-2 використовується для отримання зображень у видимому, ближньому інфрачервоному та короткохвильовому інфрачервоному діапазонах з просторовою роздільною здатністю 30 м. TIRS-2 вимірює теплове інфрачервоне випромінювання з поверхні Землі з функціями вимірювання в панхроматичному діапазоні з роздільною здатністю 15 м. Landsat 8 (14-бітне квантування порівняно з 12-бітним), що забезпечує ширший діапазон виявлення потенційних об'єктів. Однією з найбільших переваг 50-річного досвіду спостереження Землі за допомогою програми Landsat є те, що існують архівні дані в десятирічному масштабі, які демонструють кліматичні та антропогенні зміни територій.

Однією з причин складності виконання якісних інформативних космічних знімків є обов'язкове врахування природних умов, які активно впливають на можливості обробки цієї інформації з метою отримання даних щодо спектральної яскравості відбиття водної поверхні або суші. Для більш повного аналізу було вирішено у роботі використовувати знімки різної розподільної здатності з різноманітних КА, - зокрема серій TERRA, Aqua, Landsat, NOAA і «Січ-2», - для вирішення завдань контролю за водними об'єктами, особливо в період їх «цвітіння».

Для проведення системних досліджень, повноти контролю і отримання об'єктивної картини щодо розвитку евтрофування і «цвітіння» верхів'я Кам'янського водосховища, було обрано 8 точок спостережень (рис. 1).

Для визначення змін стану водних екосистем в обраних 8 точках спостережень можна використовувати різні підходи. Можна розглядати всі 8 точок протягом року у сукупності, а можна розглядати й зміни у кожній з цих точок протягом липня-вересня окремо. Часто буває доцільним розбивка всієї сукупності точок, на групи по 2-4 точки з наступним груповим моделюванням. Вибір варіанту залежить від наявності у дослідницькій лабораторії фахівців з достатнім рівнем математичної і програмної підготовки.

Використання запропонованого підходу із визначенням космічних показників дозволяє одержати оперативну оцінку рівня розвитку евтрофування поверхневих водних об'єктів дозволяє характеризувати розподіл фітопланктону по акваторії за тих чи інших гідрометеорологічних умов і дає чітку інформацію щодо еколого-санітарної ситуації, що формується в місцях питних і технічних водозаборів, зон рекреації та інших ділянках водосховищ. Це дозволяє оперативно приймати необхідні адекватні управлінські рішення щодо зменшення негативних еколого-соціальних наслідків водокористування з евтрофованих водних об'єктів.

На основі сумісного аналізу експериментальних даних етапу наземних спостережень щодо вмісту хлорофілу "а" та результатів космічних спостережень із визначенням коефіцієнта спектральної яскравості (КСЯ) та NDVI одержується оцінка рівня «цвітіння» поверхневих водних об'єктів (табл. 1).

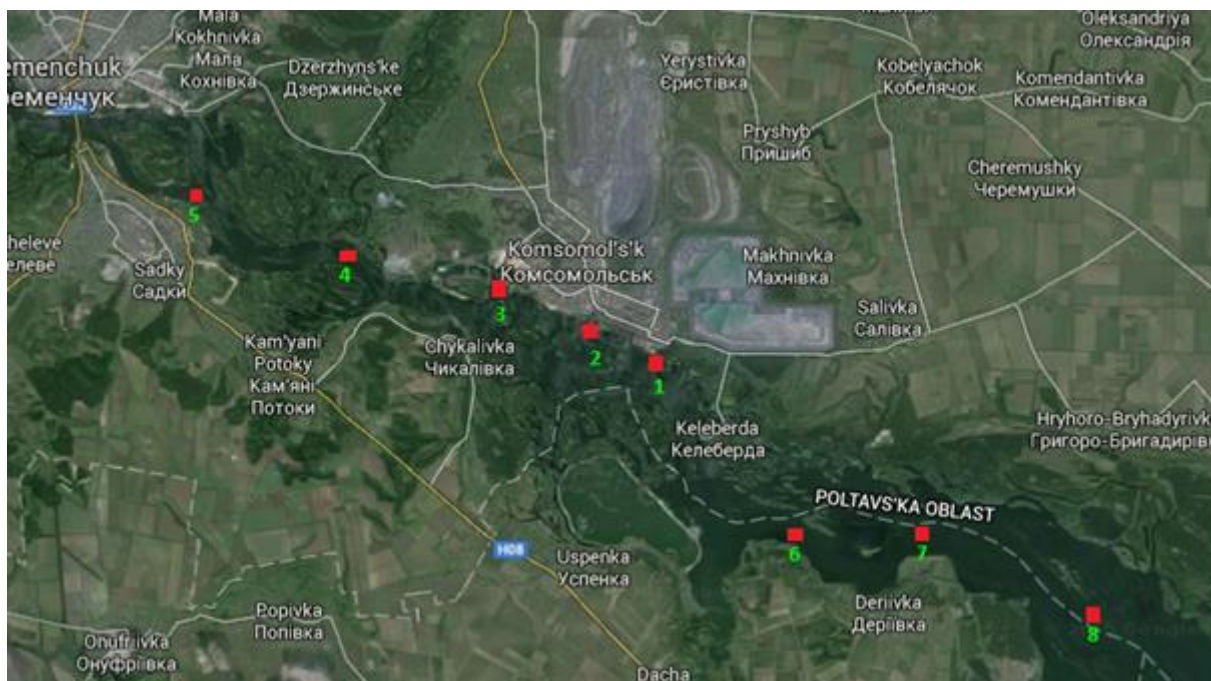


Рисунок 1 – Контрольні точки спостереження на Кам'янському водосховищі річки Дніпро

Таблиця 1 – Шкала визначення рівня «цвітіння» ПВО із використанням методів ДЗЗ

Якість поверхневих вод (рівні «цвітіння» води)	КСЯ	NDVI	Вміст хлорофілу «а», мкг/дм <sup>3</sup>
Чиста (I початкове)	≤ 4	≤0,05	< 1
Слабко забруднена (II слабе)	4 - 19	0,05–0,2	1 - 10
Помірна забруднена (III помірне)	20 - 33	0,2–0,3	11 - 50
Брудна (IV сильне)	34 - 40	0,3–0,4	51 - 100
Дуже брудна (V дуже сильне «гіперцвітіння»)	>40	>0,4	>100

Для оцінки рівня евтрофованості водного об'єкту використовується коефіцієнт спектральної яскравості (КСЯ) пікселів зображення, який одержується шляхом обробки результатів ДЗЗ. Яскравісні характеристики точок поверхні водосховища аналізуються як у зеленій – (0,51-0,55 мкм), так і у червоній області спектра (0,6-0,7 мкм), де лежить максимум поглинання сонячної радіації хлорофілом водоростей, а в інфрачервоній області (0,7-1,0 мкм) перебуває область максимального відбиття для водоростей.

Розрахунок NDVI базується на двох найбільш стабільних (не залежать від інших чинників) ділянках спектральної кривої відбиття рослин. У червоній області спектра

(0,6-0,7 мкм) лежить максимум поглинання сонячної радіації хлорофілом рослин, а в інфрачервоній області (0,7-1,0 мкм) перебуває область максимального відбиття клітинних структур. Тобто висока фотосинтетична активність веде до меншого відбиття в червоній області спектра і більшого - в інфрачервоній, і кількість хлорофілу з цієї причини впливає на значення NDVI.

Це дозволяє чітко аналізувати й відокремлювати рослинні об'єкти від інших природних об'єктів. Для води з незначною кількістю водоростей індекси NDVI приймають негативні значення, а чим більше зелена фітомаса, тим вони вищі і стають позитивними. Індекс може набувати значення від -1 до +1. NDVI може бути розрахований на основі будь-яких знімків високого, середнього або низького розрішення, якщо КА мають спектральні канали в червоному (0,55-0,75 мкм) та інфрачервоному діапазоні (0,75-1,0 мкм). Алгоритм розрахунку NDVI вбудований практично в усі поширені пакети програмного забезпечення, пов'язані з обробкою даних дистанційного зондування (ArcView Image Analysis, ERDAS Imagine, ENVI, Ermapper, Scanex MODIS Processor, ScanView та ін.)

Аналіз даних спостережень методами дистанційного зондування Землі протягом II кварталу 2022 року та розрахунки рівня евтрофування Кам'янського водосховища, зроблені на їх основі, показали, що вміст хлорофілу "а", мкг/дм<sup>3</sup>, складає від 0,6-до 9,6 одиниць, що відповідає визначенням якості поверхневих вод на рівні «цвітіння» води – від «Чиста» (I початкове «цвітіння») до «Слабко забруднена» (II слабке «цвітіння»). З кінця травня відзначено поступове збільшення розвитку фітопланктону, що відповідає сезонним коливанням процесів евтрофікації.

Таким чином, методи ДЗЗ дають можливість виявляти процеси «цвітіння» водойм в динаміці. Такий підхід при використанні інтегральних інформативних показників відкриває нові можливості для виявлення загальних тенденцій змін, що відбуваються у екосистемах, може скласти основу комплексного моніторингу водойм та їх водозборів на якісно новому рівні і слугувати базою розробки екологічно дружніх та нових методів дослідження.

## **Література**

1. Дмитрієва О.О., Данілішин Б.М. Державна цільова екологічна „Програма упорядкування водовідведення в населених пунктах України” як основний документ перспективного розвитку водокористування в Україні // Водочисні технології.– 2006. – №3 (19). – С. 17-22.



2. Дмитрієва О.О. Екологічно безпечне водокористування у населених пунктах України: Монографія – Київ: Рада по вивченню продуктивних сил України НАН України, 2008. – 459 с.
3. Красовский Г.Я., Петросов В.А. Інформаційні технології космічного моніторингу водних екосистем і прогнозу водоспоживання міст/Рада національної безпеки і оборони України та Український інститут досліджень навколишнього середовища і ресурсів. – Київ: Наукова думка, 2003.- 224 с.
4. Слободяник М. П. Використання матеріалів ДЗЗ у моніторингу та управлінні водними ресурсами // Проблеми безперервної географічної освіти і картографії. Харків, 2015. – Вип. 21. – С. 80-84
5. Зацерковний В. І., Оберемок Н.В. Тішаев І. В., Казанюк Т. А. Використання технологій геоінформаційних систем та дистанційне зондування Землі для моніторингу водних об'єктів // Наукоємні технології № 1 (33), 2017 – С. 78-88
6. Васенко О.Г., Брук В.В., Свиридов Ю.В. Геоінформаційна модель якості води в системі екологічного моніторингу дельти Дунаю // Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки: зб. наук. пр. / УКРНДІЕП; ХНУ імені В. Н. Каразіна – Х.: ПП «Стиль-Іздат», 2020. — Вип.42. – С. 63-80

Забара І. І.

Комунальне підприємство «Міськводоканал» Сумської міської ради

## САМОРЕГУЛЯЦІЯ АКТИВНОГО МУЛУ

*«Панове, останнє слово буде за  
мікробами»*

видатний французький мікробіолог і хімік Луї Пастер

Активного мулу в аеротенках утворюється рівно стільки, скільки необхідно для деструкції конкретної кількості забруднюючих речовин, що надходять на очисні споруди.

**Мета статті** показати, що біологічне очищення стічних вод в аеротенку є прискорений природний процес самоочищення води з саморегуляцією росту активного мулу при сприятливих умовах.

Біологічне очищення стічних вод здійснюється за рахунок спроможності мікроорганізмів використати для свого живлення необхідні органічні речовини (вуглець, азот, фосфор та інші) з різноманітних органічних сполучень, що містяться в стічних водах. В процесі життєдіяльності мікроорганізми одержують матеріал для побудови свого тіла, внаслідок чого відбувається приріст маси активного мулу.

Активний мул представляє унікальну і достатньо складну екологічну систему мікроорганізмів з різним типом живлення, які знаходяться на різних трофічних рівнях. Гетеротрофні бактерії, водорості, сапрофітові гриби і сапрофітові найпростіші - складають I трофічний рівень. Інфузорії активного мулу з голозойним типом живлення є представниками II трофічного рівня. Окремі види нематод, хижі коловертки, тихоходки, хижі гриби - III трофічний рівень. Популяції бактерій є основними деструкторами забруднень і складають приблизно 90 % від загальної маси активного мулу.

В цілому на біологічних очисних спорудах в біоценозі активного мулу присутні представники шести відділів мікрофлори (бактерії; гриби; діатомові, зелені, синьо-зелені, евгленові мікроводорості) і дев'яти таксономічних груп мікрофауни (джгутіконосці, саркодові, інфузорії, первиннополосні і вториннополосні черві, малощетинкові черві, коловертки, тихоходки, павукоподібні). Характерні зміни в

біоценозі активного мулу найкращим образом відображають протікання процесу біологічного очищення стічних вод.

Здатність активного мулу утворювати міцні пластівці, що швидко осідають (седиментаційна властивість) — відноситься до його головних технологічних властивостей, і їм належить найважливіша роль у забезпеченні надійності роботи біологічних очисних споруд.[1]

Порушення седиментаційних властивостей активного мулу призводить до так званого «спухання» активного мулу - він починає мати малу щільність, займає великий об'єм, проходить збільшення мулового індексу до значень понад 150 мл/г, внаслідок чого активний мул не встигає повністю відокремитися від очищеної рідини після двогодинного відстоювання у вторинному відстійнику, починається винос активного мулу з вторинних відстійників.

Мікроорганізми активного мулу також є індикаторами в біоідентифікаційних методах визначення токсичних речовин у стічних водах, а також виявлення якості активного мулу.

Згідно класичної технології біологічного очищення на очисних спорудах стічні води після блоку механічної очистки, потрапляють в аеротенк - споруду, де за допомогою аератора нагнітається повітря. В аеротенку, за постійної аерації стічна вода очищується складним гідробіоценозом - активним мулом. Очищення в аеротенку триває від 6 до 24 годин, і навіть більше. Після аеротенку вода надходить у вторинний відстійник, в якому звільняється від активного мулу, а потім потрапляє на доочищення та знезараження, а потім до природного водного об'єкту. Частина активного мулу з сорбованими неокисленими забрудненнями, що осідає у вторинному відстійнику, повертають знову до аеротенку.

За такої технології утворюється надлишковий мул, що створює складну для розв'язання еколого-технологічну проблему: кількість надлишкового активного мулу дуже велика і він містить небезпечні мікроорганізми, яйця гельмінтів тощо, а також іони важких металів та інші токсичні сполуки.[2]

Умови проведення якісного біологічного очищення стічних вод на очисних спорудах є дуже складними для виконання і залежать від багатьох складових:

- 1) наявності і оптимального співвідношення в стічних водах органічного вуглецю, азоту, фосфору та мікроелементів (сірки, марганцю, заліза, кобальту і інші);
- 2) дотримання гранично допустимих концентрацій забруднюючих речовин;
- 3) відсутності в стічних водах токсичних для мікроорганізмів речовин;
- 4) достатньої кількості кисню та інтенсивності аерації;

- 5) температурного режиму;
- 6) значення рН;
- 7) навантаження на мул за кількістю забруднюючих речовин;
- 8) часу контакту мулу і стічних вод;
- 9) конструктивних особливостей споруд;
- 10) біологічної схеми очищення, тощо.[3]

Для своєчасного та ефективного врегулювання основних умов протікання процесу біологічного очищення стічних вод необхідно знайти новий сучасний підхід, здатний враховувати особливості живлення мікроорганізмів активного мулу.

Необхідно зрозуміти, що біологічне очищення стічних вод в аеротенку по суті є багаторазовоприскорений природний процес самоочищення води, а аеротенк - модель природного водного об'єкту.

В природі кожний водний об'єкт має саморегулювання процесу очищення за допомогою мікроорганізмів активного мулу. Так само повинно бути в аеротенку за умови відсутності сильних токсикантів в стічних водах та здорового фізіологічного стану мікроорганізмів активного мулу в аеротенку.

Для оцінки та регулювання біологічного очищення та самоочищення вод в 2010 році був розроблений метод гідробіологічного контролю - БІОЕСТИМАЦІЯ (від лат. aestimatio – оцінка, судження), автор доктор біологічних наук О.Г. Нікітіна.

На базі досліджень методу Біоестимакції автор пропонує нову концепцію щодо поведінки активного мулу в аеротенках на очисних спорудах. Розглянемо декілька тез нової концепції очищення стічних вод:

*1. На всіх станціях аерації (СА) активний мул ідентичний. Відмінності пов'язані лише з порушеннями процесу. У будь-яких водних об'єктах гідросфери можуть створюватися аналогічні умови із заснуванням типових флокул активного мулу.*

*2. Усі СА є біологічними реакторами одного типу. Але регламент очищення різних стоків може відрізнятися, так як можуть містити речовини, які порушують очищення. У нормі процес очищення стічних вод всіх СА тотожній.*

*3. Надлишкового (зайвого), активного мулу не буває, його утворюється рівно стільки, скільки необхідно для деструкції конкретної кількості забруднень, що надходять на очищення, під час оптимізації процесу. Вся індустрія з переробки, транспортування та розміщення надлишкового мулу може виявитися непотрібною.*

4. Концентрація (доза) активного мулу в процесі експлуатації кожної конкретної СА наростає до величини, характерної для цієї СА. Критерій норми - припинення нарощування концентрації активного мулу, за відсутності його видалення.

5. Активний мул не старіє, він безперервно самооновлюється в проточній системі при своєчасному відведенні метаболітів. Зрілий активний мул з віком 30-50 і більше діб, чистить воду краще, ніж молодий. [4]

Для підтвердження тез 1,2 нової концепції зроблено порівняння біоценозу активного мулу на очисних спорудах м. Суми та м. Чернігів. (таблиця 1)

Таблиця 1 – Порівняльна таблиця результатів мікроскопування активного мулу в аеротенках на очисних спорудах м. Суми та м. Чернігів

Види мікроорганізмів (МО)	Частотність МО в полі зору в пробі, які відібрані на:		Характеристика активного мулу (АМ)
	ОС м. Суми 03.06.21 р.	ОС м. Чернігів 17.06.21 р.	
<b>Амеби:</b>			<b>АМ ОС м. Суми</b> Активний мул взятий для дослідження має буро-коричневий колір, середні седиментаційні властивості (осідає повільно). Надмулова вода прозора, опалесценції відсутня. В активному мулі присутні нитчасті бактерії Тип 1701, Microthrix parvicella в невеликій кількості Індикаторні мікроорганізми в задовільному стані.  <b>АМ ОС м. Чернігів</b> Активний мул взятий для дослідження має світло-коричневий колір, високі седиментаційні властивості (швидко осідає). Надмулова
Amoeba proteus	1	2	
Arcella vulgaris	149	> 200	
Arcella discoides	29	> 200	
Euglypha acanthophora	82	> 200	
<b>Джгутикові:</b>			
Paranema triphorum	-	2	
<b>Інфузорії:</b>			
Epistylis bimarginata	186	352	
Epistylis urceolata	9	-	
Opercularia microdiscum	2	6	
Opercularia coarctata	-	15	
Carchesium batorligense	34	28	
Vorticella microstoma	6	61	
Vorticella convallaria	39	34	
Vorticella nutans	21	17	
Acineta foetida	1	-	
Acineta tuberosa	1	2	
Colpoda cucullus	5	1	
Prorodon ovum	-	1	
Paramecium caudatum	-	1	
Aspidisca costata	10	52	
Litonotus latella	1	3	
<b>Коловертки:</b>			
Lecane inermis	2	5	
Lecane closterocerca	6	1	
Lepadella rhomboides	-	4	
Rotaria rotatoria	12	6	
Rotaria tardigrada	5	6	

Philodina roseola	8	-	вода прозора, опалесценція відсутня. В активному мулі присутні нитчасті бактерії Тип 1701 в невеликій кількості. Індикаторні мікроорганізми в задовільному стані.  <u>Висновок:</u> Біоценоз АМ має середнє видове різноманіття і оцінюється як достатній.
Cephalodella incila	5	-	
Encentrum putorius	-	1	
<b>Інші хижачки:</b>			
Macrobiotus K.	1	1	
<b>Бактерії:</b>			
Spirillae	присутні	присутні	
Zoogloea ramigera	присутні	присутні	
Нітрифікаційні бактерії	присутні	присутні	
Нитчасті бактерії	Тип 1701 <b>Microthrix parvicella</b>	Тип 1701	
<b>Разом:</b>	<b>Кількість видів:28</b>	<b>Кількість видів: 29</b>	

За результатами мікроскопуванням встановлено ідентичність біоценозу активного мулу в аеротенках з різними умовами надходження стічних вод на очисні споруди. Слід зазначити, що на ОС м. Суми застосовуються аеротенки-витискувачі, а на ОС м. Чернігів аеротенки-змішувачі.

**Висновок:** біоценоз активного мулу на різних очисних спорудах має високе видове різноманіття і оцінюється, як достатній.

Для впровадження нового підходу до процесу саморегулювання росту активного мулу на очисних спорудах м. Суми проведено експеримент, суть якого полягає в оптимізації процесу біологічного очищення стічної води за допомогою *Методу біологічної індукованої активації мікроорганізмів* активного мулу стимулюючими агентами у вигляді двох карбонових кислот (лимонної та бурштинової) і настання процесу саморегулювання росту активного мулу в аеротенку.

**Метод біологічної індукованої активації** - є підвищення ферментативної активності мікроорганізмів активного мулу стимулюючими енергетичними агентами з подальшою його селекцією. В нашому випадку такими агентами є дві карбонові кислоти (лимонна та бурштинова кислоти). [5]

За результатами двох років проведення науково-дослідницької роботи було доведено, що індуцирована активація активного мулу забезпечує ефективну боротьбу з нитчастим спуханням активного мулу в аеротенках, а також цей метод призводить до збільшення швидкості і глибини вилучення забруднюючих речовин, *особливо*

сполук азоту. Застосування даного методу дає істотне підвищення спадкової різноманітності мікроорганізмів активного мулу.

Результати проведеного експерименту наведені в таблиці 2

Таблиця 2 – Сезонні зміни дози активного мулу в аеротенках без виводу надлишкового активного мулу протягом року на очисних спорудах м. Суми

Місяць, рік	Доза активного мулу в аеротенку, г/дм <sup>3</sup>				Середня доза АМ г/дм <sup>3</sup>	Кількість проведених біологічних активацій АМ (дати)
	аеротенк №5	аеротенк №6	аеротенк №9	аеротенк №10		
Серпень 2021 р.	3,3	-	2,9	<b>3,4</b>	3,2	<b>2</b> (9-10; 16-17)
Вересень 2021р.	3,4	3,5	3,3	-	3,4	<b>3</b> (31-1; 21-22; 28-29)
Жовтень 2021 р.	<b>4,2</b>	4,1	<b>3,9</b>	-	<b>4,1</b>	<b>1</b> (18-22)
Листопад 2021 р.	3,4	<b>4,3</b>	3,5		3,7	<b>3</b> (1-2; 8-9; 23-24)
Грудень 2021 р.	2,7	2,5	-	2,9	2,7	<b>3</b> (30-1; 7-8; 28-29)
Січень 2022 р.	1,7	1,6	-	2,0	1,8	<b>4</b> (5-6; 11-12; 18-19; 15-26)
Лютий 2022 р.	2,1	2,3	1,7	2,1	2,1	<b>4</b> (1-2;8-9;15-16;22-23)
Березень 2022 р.	-	2,6	2,2	2,5	2,4	<b>1</b> (29-30)
Квітень 2022 р.	-	2,3	2,0	2,4	2,2	<b>2</b> (19-20; 27-28)
Травень 2022 р.	-	2,4	2,3	2,4	2,4	<b>4</b> (3-4; 10-11; 17-18; 24-25)
Червень 2022 р.	-	2,7	2,0	2,1	2,3	<b>4</b> (31-1;7-8; 14-15; 28-29)
Липень 2022 р.	-	3,8	2,5	2,9	3,1	<b>3</b> (5-6; 19-20; 25-26)
Серпень 2022 р.	-	<b>4,7</b>	2,3	2,7	3,2	<b>3</b> (2-3; 9-10; 16-17)

Таким чином, проведений експеримент підтверджує тези 3,4,5 нової концепції очищення стічних вод, а саме:

- середня доза активного мулу має циклічний характер (значення дози мулу 3,2 мг/дм<sup>3</sup> повторюється через рік) ;
- найсприятливіші умови росту дози мулу наступають в осінній період;
- найгірші умови росту дози мулу наступають в зимовий період;
- кількість проведених біологічних активацій залежить від результатів лабораторних аналізів.

Результати лабораторного контролю процесу біологічного очищення стічних вод на очисних спорудах в експериментальний період наведено в таблиці 3.

Таблиця 3 – Середні концентрації забруднюючих речовин в очищених стічних водах на скиді в р. Псел в період експерименту.

№ п/п	Показники	Концентрації на скиді за вересень 2021 р., мг/л	Концентрації на скиді за липень 2022 р., мг/л	ГДК на скиді в р. Псел, мг/л
1.	рН	7,67	7,79	6,5 – 8,5
2.	БСК <sub>5</sub>	27,5	14,9	15,0
3.	ХСК	65,3	31,6	46,7
4.	Азот амонійний	1,64	0,43	2,3
5.	Нітрити	1,70	1,55	1,91
6.	Нітрати	46,60	37,0	41,38
7.	Сульфати	74,9	71,8	90,6
8.	Хлориди	109,2	92,4	127,6
9.	Фосфати	10,38	9,78	6,14
10.	Завислі речовини	19,8	14,0	15,0
11.	Нафтопродукти	<0,005	<0,005	0,005
12.	АПАР	0,06	0,06	0,07
13.	Залізо загальне	0,18	0,10	0,29
14.	Цинк	0,009	0,031	0,085
15.	Мідь	0,003	0,002	0,018
16.	Сухий залишок	747,3	688,7	923,0
17.	Розчинений кисень	8,48	7,92	4,0

### Загальні висновки

1. Метод біологічної індукованої активації мікроорганізмів активного мулу сприяє процесу саморегуляції росту дози активного мулу в аеротенку очисних споруд.
2. Концентрація (доза) активного мулу в процесі експлуатації досягає конкретної величини, характерної для конкретних очисних споруд.
3. За рахунок саморегуляції активного мулу досягається оптимізація процесу виводу надлишкового активного мулу, а саме зменшуються витрати на переробку, транспортування та розміщення надлишкового активного мулу.

### Література

1. Юрченко В.А., Астапова А.В. Выявление факторов управления седиментационными свойствами активного ила // Вестник Харьковского национального автомобильно-дорожного университета Сборник научных трудов - 2010, Вип.48



2. Гвоздяк П.І. За принципом біоконвеєра (Біотехнологія охорони довкілля // Вісник Національної академії наук України Загальнонауковий та громадсько-політичний журнал - 2003, №3
3. Бикова С.П., Рибак О.Д., Макаренко Г.І., Ільмінський В.О., Купін А.І., Суворін О.В. Вдосконалення контролю біологічної очистки стічних вод від сполук азоту // Вісник Східноукраїнського національного університету імені Володимира Даля Науковий журнал - 2011, № 15, ч.2
4. Никитина О.Г. Биоэстимация: контроль процесса биологической очистки и самоочищения воды: - М.: МАКС Пресс, 2010.-288с.
5. Патент на корисну модель 145609 України, МПК С02F 3/12 (2006/01) с02F (2006/01); заявник та утримувач патенту КП «Міськводоканал» Сумської міської ради - № и 202004368; опубл.28.12.2020, Бюл.№24

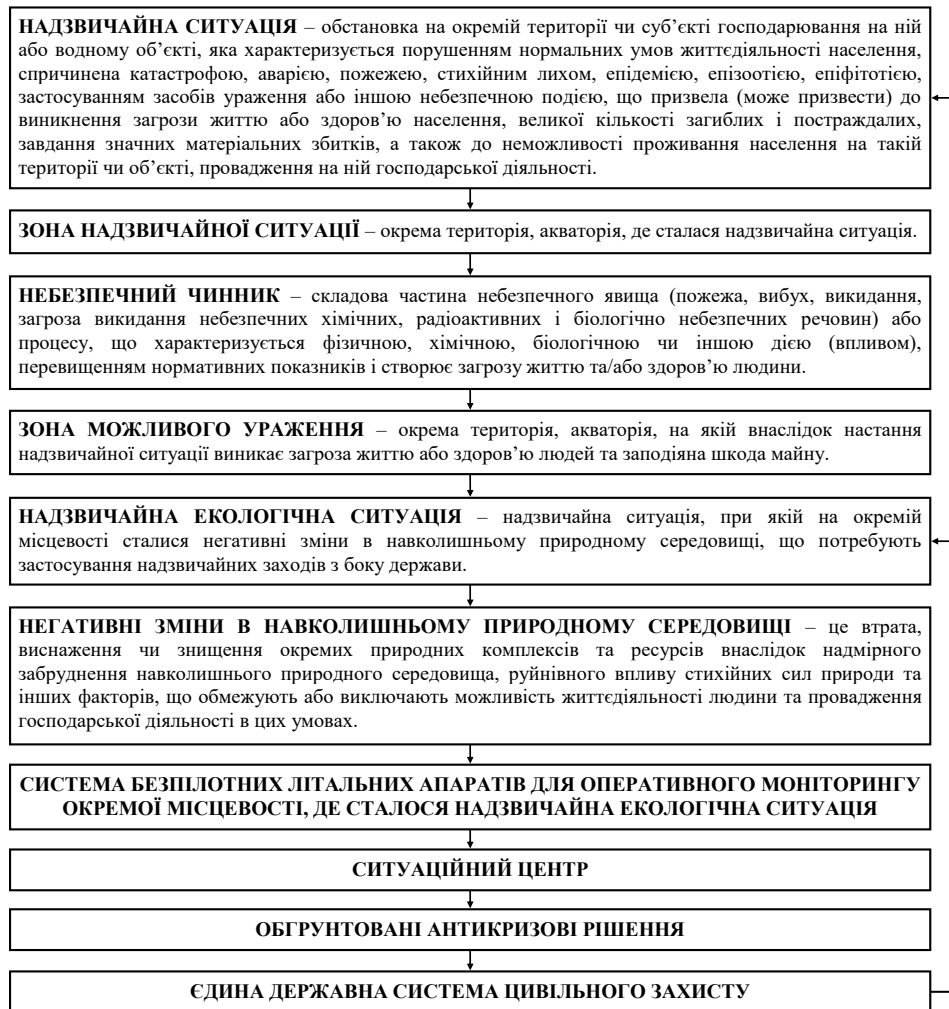
Захарченко Ю. В., аспірантка

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

## **ОСОБЛИВОСТІ ОПЕРАТИВНОГО МОНІТОРИНГУ ОКРЕМОЇ МІСЦЕВОСТІ, ДЕ СТАЛАСЯ НАДЗВИЧАЙНА ЕКОЛОГІЧНА СИТУАЦІЯ**

З метою підвищення ефективності функціонування єдиної державної системи цивільного захисту (ЄДСЦЗ) щодо мінімізації втрат, а також недопущення виснаження чи знищення окремих природних комплексів та ресурсів внаслідок надмірного забруднення навколишнього природного середовища, руйнівного впливу стихійних сил природи та інших факторів, що обмежують або виключають можливість життєдіяльності людини та провадження господарської діяльності в цих умовах, в роботі (на прикладі, розгляду питань проведення розвідки та уточнення параметрів зони забруднення місцевості небезпечними хімічними речовинами) наведено результати подальшого розвитку науково-технічних основ реалізації системи оперативного моніторингу окремої місцевості, де сталося надзвичайна екологічна ситуація, за допомогою безпілотних літальних апаратів (БПЛА) – див. рис. 1 [1].

Так, безперервний та тривалий у реальному масштабі часу оперативний моніторинг за зоною місцевості, де сталося надзвичайна екологічна ситуація здійснюється за рахунок: а) сумісного об'єднання у систему моніторингу БПЛА та стаціонарних наземних постів моніторингу; б) оперативної доставки у зону місцевості, де сталося надзвичайна екологічна ситуація БПЛА; в) здійснення за допомогою БПЛА безперервного та тривалого у реальному масштабі часу моніторингу за зоною місцевості, де сталося надзвичайна екологічна ситуація; г) отримання й обробки інформації від стаціонарних наземних постів моніторингу та БПЛА диспетчерським пунктом, який розташовано на наземній рухомій платформі (штабний автомобіль, пожежно-рятувальний автомобіль, автомобіль патрульної поліції, автомобіль радіаційної, хімічної та біологічної розвідки, бронетранспортер, машина військової розвідки, тягач тощо).



*Рисунок 1 – Схема комплексного функціонування системи безпілотних літальних апаратів, ситуаційного центру та єдиної державної системи цивільного захисту в умовах виникнення надзвичайних екологічних ситуацій*

Функціональну схему цієї системи оперативного моніторингу за зоною місцевості, де сталася надзвичайна екологічна ситуація представлено на рис. 2. Вона включає класичну підсистему моніторингу, ситуаційний центр та підсистему виконання рішення.

В роботі [1] запропонована методика формування траси польоту при проведенні розвідки та уточнення параметрів зони зараження місцевості небезпечними хімічними речовинами одним БПЛА та при використанні групового польоту БПЛА. При цьому, оцінка хімічної обстановки при аваріях на ХНО здійснюється у відповідності з «Методикою прогнозування наслідків вилливу (викиду) небезпечних хімічних речовин під час аварій на хімічно небезпечних об'єктах і транспорті», де прогнозована зона хімічного забруднення (ПЗХЗ) зображується приблизно у вигляді еліпса.

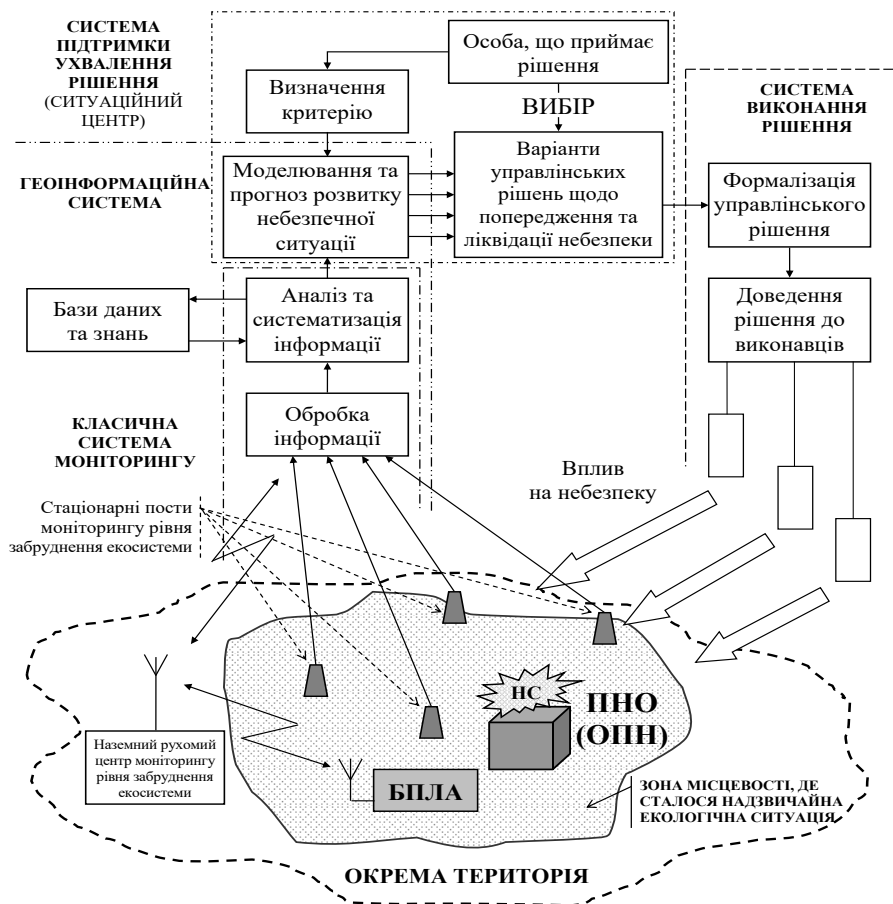


Рисунок 2 – Комплексна функціональна схема системи БПЛА для оперативного моніторингу за зоною місцевості, де сталося надзвичайна екологічна ситуація

На рис. 3 показано один із варіантів нанесення на карту можливої хімічної обстановки.

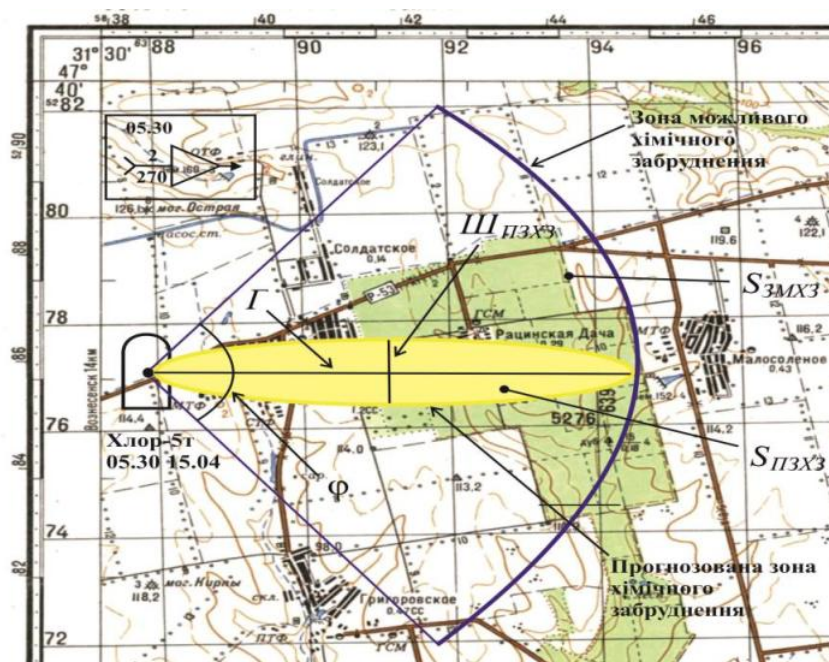


Рисунок 3 – Нанесення на карту хімічної обстановки (варіант)

Основний недолік при використанні даної методики полягає в неточності визначення параметрів зони зараження та неврахування швидкоплинності змін метеорологічних умов.

Перспективним напрямком подолання цих недоліків є використання БПЛА для проведення розвідки та уточнення параметрів зон зараження місцевості НХР. Очевидно, що головним критерієм ефективності використання БПЛА є час проведення розвідки. Час проведення розвідки визначається як характеристиками БПЛА, так і формуванням траси польоту БПЛА. При формуванні траси польоту БПЛА щодо розвідки зон забруднення місцевості необхідно дотримуватися наступних вимог: оператор БПЛА повинен повністю виконати польотне завдання щодо розвідки зон забруднення місцевості; БПЛА повинен знаходитися на дальності радіозв'язку із системою його керування та передачі інформації з борту літального апарату; при виконанні польоту на над малих висотах необхідно враховувати природний рельєф місцевості, висоти будівель, наявність ліній електропередач. Можливий вигляд траси польоту забрудненої території одним БПЛА показано на рис. 4, де  $R$  – радіус розвороту БПЛА.

При цьому слід враховувати як прогнозні дані щодо зон забруднення території НХР (одержані за допомогою Методики), так і можливості БПЛА, зокрема тривалість польоту та його швидкість. При формуванні траси польоту БПЛА зона забруднення апроксимується прямокутником зі сторонами  $\Gamma$  і  $\text{III}_{\text{ПЗХЗ}}$ . Радіус розвороту літального апарату  $R$  повинен дорівнювати радіусу дії приладів контролю. З врахуванням цього час одного циклу розвідки буде складати:

$$t_{\text{роз.}} = \frac{\Gamma R + \Gamma \text{III}_{\text{ПЗХЗ}} + \text{III}_{\text{ПЗХЗ}} R}{RV}, \quad (1)$$

де  $V$  – середня швидкість польоту БПЛА.

Необхідна умова використання такої траси польоту БПЛА:

$$t_{\text{роз.}} \prec t_{\text{польоту}}, \quad (2)$$

де  $t_{\text{польоту}}$  – технічна тривалість польоту БПЛА у відповідності з ТТХ.

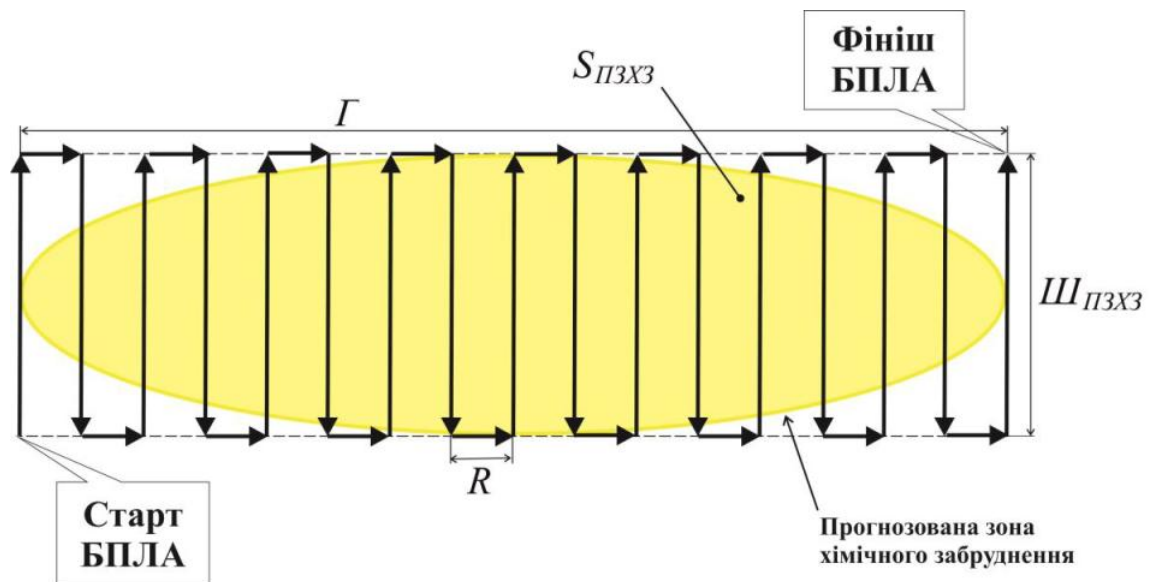


Рисунок 4 – Варіант формуванні траси польоту БПЛА при розвідці зони забруднення місцевості НХР

Таким чином, з метою розробки підходу щодо оперативного моніторингу окремої місцевості, де сталося надзвичайна екологічна ситуація, проаналізовано можливості теоретичного прогнозування зон зараження території НХР. В результаті встановлено, що основний недолік при використанні відповідних методик полягає в неточності визначення параметрів зони забруднення та неврахування швидкоплинності змін метеорологічних умов. Перспективним напрямком подолання цих недоліків є використання БПЛА для проведення розвідки та уточнення параметрів зон забруднення місцевості НХР. Головним критерієм ефективності використання БПЛА є час проведення розвідки, який визначається як характеристиками БПЛА, так і формуванням траси польоту БПЛА.

В роботі розроблено методику формування траси польоту поодиноких БПЛА та групи БПЛА при проведенні хімічної розвідки та уточнення параметрів зони зараження НХР. При формуванні траси польоту БПЛА враховується як прогнозні дані щодо зон забрудненої території НХР, так і можливості БПЛА, зокрема тривалість польоту та його швидкість. Головним критерієм ефективності вибору варіанту формування траси польоту БПЛА є час проведення розвідки місцевості. При цьому час розвідки забрудненої зони не повинен перевищувати заданий час розвідки та час тривалості польоту літального апарату у відповідного з його ТТХ.

## Література

1. Захарченко Ю.В., Іванець Г.В., Іванець М.Г., Калугін В.Д., Тютюник В.В. Формування трас польоту безпілотних літальних апаратів під час оперативного моніторингу окремої місцевості, де сталася надзвичайна екологічна ситуація. *Техногенно-екологічна безпека*. Харків: Національний університет цивільного захисту України, 2022. № 1(11). С. 23–33.

**Зінченко І. В.,**

**Бабіч О. В.,** канд.техн.наук;

**Шостенко О. Ю.,**

**Кононенко К. С.,**

**Ангіна Л. С.**

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

**Цітлішвілі К. О.,** д-р філософії

*Національний університет цивільного захисту України, м. Харків, Україна*

## **СУЧАСНІ ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД, ЯКІ МІСТЯТЬ ОРГАНІЧНІ СПОЛУКИ, ЩО ВАЖКО РОЗКЛАДАЮТЬСЯ**

Стічні води виробництв харчової промисловості, що містять великі концентрації органічних сполук, які важко розкладаються, є потужними антропогенними джерелами забруднення природних вод, і це дуже негативно впливає на водні екосистеми. Вони характеризуються великими обсягами утворення і непостійністю хімічного складу [1–5]. Режим утворення цих стічних вод здебільшого не стабільний, що ускладнює проблему їх утилізації. Серйозною екологічною проблемою сучасної України є скидання в водні об'єкти неочищених або недостатньо очищених промислових стоків, зокрема стічних вод підприємств харчової промисловості [6 – 8]. Це пов'язано з тим що стічні води різних галузей харчової промисловості відрізняються за складом, умовами утворення, обсягом і фізико-хімічними властивостями, тому традиційні методи очищення не ефективні.

Стічні води підприємств харчової промисловості (наприклад, в цехах переробки м'яса і молока) утворюються під час миття сировини, обладнання, виробничих приміщень, а також після використання води та пари у технологічних процесах. Вони містять тваринні та рослинні жири, білки, вуглеводи (у тому числі, цукор, крохмаль), а також солі, загусники, детергенти (поверхнево-активні речовини), консерванти, нерозчинені домішки тощо. Переробка деяких продуктів як тваринного (м'ясо-, молоко- та морепродукти), так і рослинного походження (наприклад, картопля) призводить до піноутворення в стічних водах. Стічні води являють гетерогенні суміші, що складаються з емульсій та суспензій широкого діапазону дисперсного складу з



розмірами часток від  $10^{-9}$  до  $10^{-3}$ , які розподілені в складному водному розчині мінеральних і органічних речовин.

Такі стічні води характеризуються дуже великими інтегральними показниками органічного забруднення – БСК, ХСК, а також завислих речовин, детергентів (синтетичних поверхнево-активних речовин), біогенних елементів [9].

Вагому частину забруднюючих речовин, які значно ускладнюють процес очищення, складають жири і жиророзчинені речовини, які потрапляють в стічні води в значній кількості і важко розкладаються під час біологічного очищення. Наприклад, стічні води від підприємств масло-жирової промисловості містять жири в співвідношенні 300:1. Також багато жирів потрапляє в стічні води під час переробки м'яса, виробництва молока, кондитерського виробництва, переробки рибопродуктів. На жаль не всі підприємства мають локальні очисні споруди. Зазвичай видалення жирів зі стічних вод проводять в жировловлювачах, ефективність яких досить мала – до 40 % в кращому випадку. Вміст жирів у стічних водах нормується, тому що вони дуже негативно впливають на активний мул міських біологічних споруд, внаслідок чого дуже погіршується процес очищення стічних вод. Тому виникла необхідність розроблення нових методів очищення стічних вод харчової промисловості, що містять великі концентрації жирів.

Нерівномірність надходження на очисні споруди стічних вод цієї категорії, а також значні коливання якісного та кількісного складу, свідчать про необхідність пошуку нових сучасних ефективних методів їх очищення, а також застосування комбінованих методів очищення.

Аналіз науково-технічної літератури і проведені власні аналітичні та експериментальні дослідження дозволили обрати сучасні методи, у разі застосування яких можна досягти високого ефекту очищення, що дозволить довести якість очищеної води до нормативних вимог.

Враховуючи, що стічна вода (наприклад, від виробництв харчової промисловості), є складною полідисперсною системою з високим вмістом забруднюючих речовин органічного походження (білків, вуглеводнів, жирів) і біогенних елементів – сполук азоту і фосфору), для її ефективного очищення потрібен комплекс заходів, що включає різні способи оброблення. З урахуванням особливостей складу і режиму утворення стічних вод цієї категорії, в УКРНДІЕП розроблена і відпрацьована схема їх очищення. Встановлено, що найбільш ефективними технологіями очищення стічних вод до нормативних показників скиду у водний об'єкт є комбінування таких методів, як напірна флотація з реагентним обробленням в поєднанні з біосорбційним

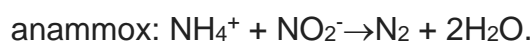
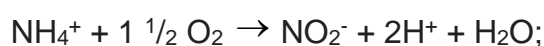
очищенням в біодисковому реакторі та методом інтенсивного окиснення AOPs (Advanced Oxidation Processes).

Реагентне оброблення стічних вод реалізується в методі напірної флотації (озонофлотації). При цьому видаляється частина органічних речовин, у тому числі, жирів і жиророзчинених сполук, дрібнодисперсних частин. Для підвищення ефективності очищення флотацією, можуть використовуватися відповідні коагулянти та флокулянти. Стічні води, які формуються від цехів переробки м'яса і молока – це складні емульсійні розчини та дисперсійні системи, які можуть ефективно взаємодіяти з різними групами коагулянтів. При коагуляції нерозчинені сполуки стоку в стані колоїдного розчину дестабілізуються іонами полівалентних металів коагулянтів і сорбуються на поверхні пластівців гідроксидів алюмінію або заліза. У результаті утворюється колоїдна фракція, яка поділяється на нерозчинену та рідку фази. Під впливом напірної флотації утворюється флотопіна, яка підлягає видаленню з системи очищення. Найбільш доцільно застосування напірної флотації з ефективною системою вводу сатураційної води. Диспергування повітря при напірній флотації відбувається з застосуванням вводу повітря під тиском. Повітря змішується зі стічною водою за допомогою ежектора. Але флотатор може працювати в режимі озонфлотації, коли замість повітря використовується озонповітряна суміш. Озонфлотація сприяє видаленню зі стічної води тваринних білків. Це значно оптимізує процес флотації. Період утворення флотопіни, зазвичайно, складає – 2 – 15 хв. При цьому ефективно видаляються нерозчинені домішки і завислі речовини, а також зменшується концентрація поверхнево-активних речовин, фосфатів, амонійного азоту і органічних речовин. Також у вигляді флотопіни видаляються жироподібні речовини.

Інтенсифікація процесу напірної флотації найбільш ефективно відбувається із застосуванням сучасних коагулянтів на основі солей алюмінію (наприклад, марки Donau PAC activis), заліза (наприклад, марки Klar smart (Німеччина), Fer-AQUA і Fer-AIR (Україна) і флокулянти (наприклад, високомолекулярний аніонний флокулянт ZETAG 4110 (Німеччина) і EXTRA FLOCK (Україна), які застосовують для інтенсифікації процесу. Реагенти вводяться перед флотатором. Дози реагентів залежать від регламенту застосування (їх складу та складу і властивостей стічних вод). Видалення основної маси флотопіни з флотатора відбувається в автоматичному режимі з застосуванням скребкового механізму.

Ефективність зниження вмісту забруднюючих речовин після напірної флотації орієнтовно складатиме за ХСК – 50%, за жиророзчинними речовинами – до 97%, за фосфатами – до 98%.

Біосорбційне очищення стічних вод в реакторі дискового типу засновано на утворенні іммобілізованої біоплівки, яка складається з мікроорганізмів-деструкторів забруднюючих речовин. Стічні води харчової промисловості, зазвичай, містять всі необхідні поживні речовини для життєдіяльності мікроорганізмів біоплівки. У разі дотримання оптимальних умов роботи біосорбційних споруд, відбувається ефективно і екологічно безпечно окиснення органічних забруднюючих речовин до вуглекислого газу, води і невеликого вмісту залишкових органічних сполук. Ефективна реалізація біосорбційного очищення можлива в реакторах дискового типу за прямою схемою руху води. На кожному етапі очищення стічних вод утворюється певний біоценоз мікроорганізмів, який здатний виконувати свої окиснено-відновлювальні функції в стічній воді. Завдяки спеціально підбраному носію в біореакторі створюються різні кисневі умови (аеробні і анаеробні). У результаті відбувається окиснення органічних речовин в перших зонах реактора, а в кінцевих зонах, в умовах лімітування органічних речовин, здійснюються інтенсивні процеси нітрифікації. Одночасно протікають процеси денітрифікації і анаеробного окиснення (анаммох-процес). При анаммох-процесі відбувається аноксидне окиснення амонійного азоту, при цьому в якості акцептора електронів є нітрити, які утворюються в процесі нітрифікації. Процес проводиться в дві стадії: часткової нітрифікації, для отримання нітриту, і власне реакція анаммох:



Під час анаеробного окислення амонію бактерії (хемолітотрофи) утворюють молекулярний азот за рахунок відновлення нітриту амонієм, а денітрифікатори для відновлення нітриту і нітрату використовують органічні речовини або сульфіді. Останні здійснюють процес отримання енергії за допомогою нітратного дихання. Процес окислення амонію нітритом здійснюють бактерії планктоміцети (Planctomycetales).

Процеси трансформації сполук азоту до молекулярного стану відбуваються в результаті окислювально-відновлювальних процесів в одній споруді.

Ефективність біосорбційного методу очистки стічних вод в горизонтальному реакторі дискового типу визначається процесами іммобілізації та формуванням біоплівки на носії, вибором необхідного матеріалу носія (залежно від завдання

проблеми очищення), адгезійно-сорбційним вилученням забруднюючих речовин та їх окисненням мікроорганізмами біоплівки.

Застосування даної технології очищення стічних вод від органічних забруднень і амонійного азоту сприяє суттєвій економії енергії на аерацію (понад 1 кВт·год/кг азоту) порівняно з традиційним процесом нітрифікації-денітрифікації. Експлуатаційні та капітальні витрати знижуються завдяки компактності реактора (у разі традиційного очищення використовують декілька споруд, які займають певну площу для процесів нітрифікації-денітрифікації).

Технології AOPs (Advanced Oxidation Processes), або розширені процеси окиснення, засновані на використанні сильних окислювачів, які руйнують сполуки, що біологічно важко розкладаються і важко окислюються. Окислювальний ефект заснований на сумарному синергетичному взаємопоєднаному впливу окремих природних окиснювачів озону ( $O_3$ ), і пероксиду водню ( $H_2O_2$ ), а саме їх комбінацій –  $O_3/H_2O_2$ . Для підвищення продуктивності методу очищення стічної води озонуванням, у воду додають пероксид водню. При розкладанні перекису водню в ланцюговій реакції утворюються вторинні гідроксильні радикали, що прискорює процес окиснення і робить його більш ефективним. У результаті реакцій з окиснювачами утворюється високо реактивний гідроксильний радикал  $OH\cdot$ , який поліпшує масоперенос окиснювачів з газової в рідку фазу і підвищує ступінь деструкції таких домішок, як складні поліпептидні ланцюжки, вуглеводи і жири. До переваг методу можна віднести: дуже ефективне окиснення складних органічних речовин; насиченість води киснем; відсутність потреби в додаткових реагентах; велика ступінь знезараження стічних вод, а також використання природних окиснювачів.

При комбінуванні фізико-хімічного способу оброблення стічних вод з біосорбційною очисткою і методом AOPs досягається ефект очищення за ХСК до (98 – 99) %, амонійного азоту – до 99%, а також спостерігається глибоке знезараження від бактерій групи кишкової палички, *Escherichia coli*, фекальних ентерококів, патогенних ентеробактерій р. Сальмонела.

## **Висновок**

Розроблена принципова технологічна схема очищення стічних вод підприємств харчової промисловості на основі цих методів дозволяє досягти глибокого очищення стічних вод до показників, що відповідають нормативним значенням для скиду в поверхневий водний об'єкт або використання для технічних потреб підприємства, також дозволить значно знизити масу забруднюючих речовин у виробничих стічних

водах, що забезпечить норми якості води у контрольному пункті скиду та сприятиме асимілюючої здатності водного об'єкта.

### Література

1. Проведення моніторингу якості стічних вод від промислових підприємств для визначення необхідності встановлення стаціонарних та переносних пробовідбірників КП «Харківводоканал» на каналізаційних випусках підприємств із розробкою відповідних рекомендацій: звіт про науково-дослідну роботу за договором № 022/1.6 /358 від 01.03.2016.
2. Про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2020 році : національна доповідь / М-во регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. URL: [https://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2022/01/2021\\_naczdopovid-za-2020.pdf](https://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2022/01/2021_naczdopovid-za-2020.pdf)
3. Изучение состава сточных вод, сбрасываемых в канализацию ЧАО «ФИЛИП МОРРИС УКРАИНА»: отчет о научно-исследовательской работе по договору № 4507662/846/1.6 от 29.03.2018 г.
4. Моніторинг очищення стічних вод на очисних спорудах м. Суми за гідробіологічними і хімічними показниками: анотований звіт щодо надання послуг за договором №1104/1.6 від 24.07.2019.
5. Куць О.І., Куць Т.В. Сучасний стан та проблеми розвитку підприємств харчової промисловості України. *Економіка та управління АПК*. 2013. № 10. С. 17–22.
6. Маркитанова Л.И. Мониторинг загрязненности водных систем органическими веществами. *Процессы и аппараты пищевых производств*. 2006. №2. С. 8–11.
7. Поштаренко А. В. Вплив харчової промисловості на екологічну безпеку природних вод. *Проблеми екологічної біотехнології*. 2015. № 2. URL: [http://nbuv.gov.ua/UJRN/peb\\_2015\\_2\\_12](http://nbuv.gov.ua/UJRN/peb_2015_2_12)
8. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2020 році / М-во регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. М. Київ, 2021 р. URL: [https://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2022/01/2021\\_naczdopovid-za-2020.pdf](https://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2022/01/2021_naczdopovid-za-2020.pdf)
9. Розроблення рекомендацій щодо попередження забруднення водних екосистем концентрованими стічними водами харчової промисловості: звіт про науково-дослідну роботу за темою № 30/1.6-20, УДК 504.053:628.316.12:504.06, № держреєстрації 0120U101446

**Івашура А. А.**, канд. с.-г. наук, доц.

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

**Борисенко О. М.**, канд. техн. наук, доц.

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

## **СТАЛІ РІШЕННЯ ДЛЯ КОНТРОЛЮ АНТРОПОГЕННОГО ЗАБРУДНЕННЯ**

Технічний прогрес створює безпеку та комфортність усіх аспектів нашого життя. Однак плата за це високі екологічні витрати. Виробництво споживчих товарів, виробництво енергії та сучасних матеріалів забруднює навколишнє природне середовище. У відповідь на побічні ефекти розвитку технічного прогресу, суспільство розробляє сучасні технології усунення антропогенного забруднення. Однак вони, як правило, дуже затратні як з економічної, так і з енергетичної точки зору і часто призводять до повторного забруднення у різних формах. Таким чином, цикл контролю забруднень явно несталий, і вимагає розробки комплексних підходів щодо контролю забруднення, які б не ускладнювали проблему [1].

Перші кроки в цьому напрямку були зроблені ще в 2017 році на Асамблеї Організації Об'єднаних Націй з навколишнього середовища [2]. Тоді глави делегацій багатьох країн висловили свою політичну відданість роботі зі звільнення планети від забруднення.

Незважаючи на те, що забруднення є глобальною загрозою, більшість впливів носять локальний характер і знаходяться далеко від свого джерела. Сучасні дослідження розширюють наше розуміння забруднення води, повітря та ґрунту в межах їх власних кордонів, але для розуміння взаємозалежностей систем необхідно більше даних (табл. 1).

Екологічні, технологічні та соціальні проблеми сучасного суспільства не можуть вирішуватися ізольовано один від одного. Необхідний комплексний підхід, що ґрунтується на концепції «сталості». Оскільки більшість громадських ініціатив у галузі контролю антропогенних забруднень є незалежними та унікальними проектами, що реалізуються на місцевому чи регіональному рівні, робиться чимало зусиль щодо виявлення та систематизації таких заходів. У результаті багато організацій запускають ідентичні проекти, не усвідомлюючи, що інші створюють такі самі. Більше того,

взаємозв'язок між стійкою громадською діяльністю та іншими зусиллями з охорони навколишнього середовища, особливо пов'язаний із запобіганням забруднення навколишнього середовища, ретельно не вивчався [3].

Таблиця 1 – Сучасні напрямки вирішення проблем забруднення

<b>Рішення для контролю забруднення ґрунтів</b>	<b>Рішення для контролю забруднення води</b>	<b>Рішення для контролю забруднення повітря</b>
Аналіз потенційних збитків, завданих технологіями відновлення, які розроблено з урахуванням принципів сталого розвитку. Розробка підходів до рекультивації, що ґрунтуються на повному життєвому циклі забруднюючих речовин, а також на географічних варіаціях щодо екологічних стандартів та підходів до вирішення проблеми забруднення ґрунту.	Розробка нанотехнологій для значного поліпшення (з погляду сталих систем) очищення води. Продовження тематичних досліджень щодо розробки самодостатніх, недорогих та енергозберігаючих технологій для очищення води у місцях, де технічні послуги недоступні.	Прийняття рішень пов'язаних як із точковими забрудненнями повітря, так і з заходами, що впливають на глобальну зміну клімату. Розглядаються втручання на рівні секторів, що демонструють комплексні переваги – зниження впливу на здоров'я, вирішення проблеми забруднення повітря.

Сталі рішення приймаються лише сталим суспільством, що має організації, діяльність яких складається з довгострокового, комплексного, системного підходу до розвитку та досягнення здорового суспільства шляхом спільного вирішення економічних, екологічних та соціальних проблем [4-5].

Важливими елементами таких рішень є побудова партнерських відносин та консенсусу між ключовими заінтересованими сторонами. Фокус та масштаб зусиль щодо забезпечення сталості залежать від місцевих умов, включаючи ресурси, політику, індивідуальні дії та унікальні особливості спільноти. Підхід сталого співтовариства застосовується до таких різноманітних питань, як розростання міст, реконструкція міських районів та занедбаних територій, економічний розвиток та зростання, управління екосистемами, сільське господарство, біорізноманіття, зелені будівлі, енергозбереження, управління водозбірними басейнами та запобігання забрудненню. Багато цих питань та інших проблем суспільства не вирішуються за допомогою традиційних підходів або традиційних методів.

Запобігання забруднення включає зміну політики, практики, поведінки та процесів для зменшення забруднення в джерелі ще до того, як воно виникне. Така діяльність має проводитися у зв'язку з конкретною стійкою суспільною діяльністю, оскільки запобігання забруднення є основним будівельним блоком багатьох проектів сталого розвитку суспільства. Запобігання забрудненню часто є метою або керівним

принципом для спільнот, а також може бути орієнтиром для конкретних заходів. З іншого боку, запровадження стійких громадських проектів може забезпечити ширше бачення діяльності із запобігання забруднення. Такі заходи включені у більш довгострокову перспективу для розвитку здорового суспільства.

Проекти сталого розвитку також пропонують спосіб узгодження зусиль промисловості, уряду та широкої громадськості щодо вирішення екологічних проблем, включаючи діяльність із запобігання забрудненням.

Нам необхідно краще зрозуміти, як вимірювати ефективність таких програм, як оцінювати стратегії реалізації та прогрес, а також як розповсюджувати отриману інформацію. Звісно, проведення цієї роботи поставить перед аналітиками непросте завдання. Індивідуальний характер кожного сталого проекту, що відбиває унікальні обставини місцевості, ускладнює завдання кількісної оцінки, аналізу та порівняння проектів. Проте, вирішення цієї проблеми має виявитися корисним у довгостроковій перспективі, тому що такий аналіз допоможе розвитку сталої громадської діяльності та підвищить її потенціал для досягнення успіху, у тому числі й у галузі зниження антропогенного забруднення.

Немає єдиного чи простого механізму вирішення проблем забруднення довкілля. Створити стале суспільство із всеосяжним екологічним, соціальним та економічним здоров'ям та стабільністю для багатьох майбутніх поколінь – складно. Багато проблем можуть бути вирішені лише шляхом поєднання політичних механізмів, дій та технологічних рішень у низці державних відомств та функціональних областей з урахуванням місцевих умов. Така діяльність може зосередитися на освіті, технологіях, розробці та впровадженні або зміні практики та поведінки окремих осіб, уряду та підприємств. Крім того, необхідний систематичний аналіз стійких зусиль спільноти. Дані дослідження є першим кроком у цьому напрямку.

За останні десятиліття викиди основних забруднювачів довкілля перестали залежати від економічного зростання на глобальному рівні, і все більшою мірою виявляють своє зростання в країнах, що розвиваються. Цей перелом тенденції був значною мірою результатом політичних рішень у галузі боротьби із забрудненням та енергетики, а також структурних змін в економіці та моделях споживання. Підраховано, що завдяки спеціальній політиці боротьби з забрудненням глобальні викиди багатьох хімічних речовин були б більш ніж удвічі вищими, ніж нині. І навпаки, через відсутність великомасштабних політичних втручань динаміка викидів, наприклад –  $\text{NH}_3$  у сільському господарстві, точно повторювала зростання населення планети.



У майбутньому домінуюча роль політичних втручань превалюватиме. Багато аналізів показують, що замість автономного покращення якості повітря, пов'язаного зі збільшенням економічного добробуту, як це передбачається в екологічній кривій Кузнеця, якість повітря в майбутньому в основному визначатиметься політичними рішеннями та їхньою реалізацією. Своєчасне впровадження та повне дотримання всього законодавства щодо забруднюючих речовин, ймовірно, призведе до зниження глобальних антропогенних викидів на 10 % – 35 % до 2040 року.

Рішення у чотирьох областях політики матимуть вирішальне значення: екологічна політика, спрямована на боротьбу із забрудненням, енергетична та кліматична політика, спрямована на стабілізацію глобальної температури відповідно до Паризької угоди, політика щодо перетворення системи сільськогосподарського виробництва та політика, спрямована на зміну моделей споживання продуктів харчування людьми в основному у бік дієти на рослинній основі, такі як «Планетарна дієта здоров'я», запропонована Комісією EAT-Lancet з їжі, планети та здоров'я [6]. Однак викиди з біогенних джерел (наприклад, летких органічних сполук) можуть ще більше зрости через інші фактори, наприклад, зміни клімату.

Очевидно, що політичні заходи, які розглядаються у сценарії «Чисте довкілля», вимагатимуть фундаментальних перетворень сьогоденної практики у багатьох секторах. Вони далекоглядні, але вважаються технічно досяжними у майбутньому. Оскільки вони перевищують поточні політичні амбіції, їх реалізації буде потрібна сильна політична воля.

## Література

1. Ivashura A. A., Borysenko O. M., Logvinkov S. M. Sustainability problems with ecologically balanced production growth. *Ecology, environmental protection and balanced environmental management: education – science – production – 2021: Abstracts of XXIV International scientific conference, Kharkiv, April 29-30 2021p.* Kharkiv, 2021. P. 11-12.
2. Beat Pollution: A Global response to Pollution. URL: <https://www.unep.org/beatpollution/global-response-pollution>
3. Івашура А. А. *Сучасні тенденції розвитку зеленої економіки в умовах глобалізації та мінімалістичного руху* : монографія. Харків: ХНЕУ, 2022. 115 с.
4. Lachman Beth E. *On Common Ground: Sustainable Community Activities and Pollution Prevention*, Santa Monica, Calif.: RAND Corporation, RB-1502, 1997. As of August 11, 2022. URL: [https://www.rand.org/pubs/research\\_briefs/RB1502.html](https://www.rand.org/pubs/research_briefs/RB1502.html)

5. Івашура А. А., Борисенко О. М., Логвінков С. М. Сталість як позитивна тенденція у виробництві. *Проблеми цивільного захисту населення та безпеки життєдіяльності: сучасні реалії України* : матер. міжнар. наук.-техн. конф. : зб. наук. пр. – Одеса : Держ. ун-т «Одеська політехніка», 2021. С. 43-46.
6. Івашура А. А., Борисенко О. М., Івашура М. М., Цапко Н. С. Аналіз сталих харчових систем в Україні // *Економіка харчової промисловості*. 2022. Т. 14, вип. 2. С. 3-10.

**Квасов В. А.**, канд. техн. наук, доц.;

**Черба О. В.**, аспірант

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

## **ЕКОЛОГІЧНІ ПОКАЗНИКИ ЯК ІНСТРУМЕНТ ДЛЯ ОЦІНЮВАННЯ ТЕХНОГЕННОГО ВПЛИВУ НА НАВКОЛИШНЄ ПРИРОДНЕ СЕРЕДОВИЩЕ**

У червні 2022 року відбулася дуже важлива для України подія – лідери 27 країн-членів Євросоюзу (ЄС) ухвалили рішення про надання Україні статусу кандидата на членство в ЄС. Це велика подія та поштовх для завершення трансформації нормативно-правового законодавства країни в усіх сферах відповідно до принципів та законів Євросоюзу та Концепції сталого розвитку, в тому числі і в природокористування.

Євроінтеграція у природоохоронній галузі охоплює заходи та реформи у таких галузях:

- управління довкіллям та інтеграція екологічної політики у інші галузеві політики;
- якість атмосферного повітря;
- управління відходами та ресурсами;
- якість води та управління водними ресурсами, включаючи морське середовище;
- охорона природи;
- промислове забруднення та техногенні загрози;
- зміна клімату та захист озонового шару;
- генетично-модифіковані організми [1].

Проведення ефективної екологічної політики потребує розробки кількісних оцінок стану довкілля та розміру антропогенного навантаження. Такі оцінки необхідні для обґрунтованого виділення пріоритетних проблем у сфері природокористування на різних територіальних рівнях. Це особливо актуально сьогодні в умовах триваючого воєнного стану і скорочення обсягів фінансування на природоохоронні цілі.

Одним із шляхів вирішення названої проблеми є розробка інструментарію екологічної діагностики. Його основу складає набір екологічних показників (індикаторів), що характеризує екологічні зміни в регіоні. Така система охоплює сукупність параметрів, покликаних давати адекватну оцінку стану навколишнього природного середовища або техногенного навантаження на нього.

*Екологічні показники* – це характерні дані, за якими можна судити про зміни, що відбуваються в навколишньому середовищі. З їх допомогою можна описати стан довкілля в будь-який момент часу, вплив, який на нього чинився, і реакцію навколишнього середовища на цей вплив.

За допомогою екологічних показників можна давати кількісні оцінки, що відображають залежності у взаємовідносинах між господарством, людиною та навколишнім середовищем і характеризують зв'язки «вплив – зміни – наслідки – стан – необхідні природоохоронні заходи». Встановлення відповідних ланцюжків зв'язків, що йдуть від джерела впливу на навколишнє природне середовище до самого природного середовища, дозволяє визначити різні види впливу на середовище, що виникають на тій чи іншій території, і всі можливі негативні наслідки такого впливу, що, у свою чергу, обумовить вибір необхідних природоохоронних та інших заходів.

Оскільки кожна адмінтериторія відрізняється своєю специфікою, яка визначається місцевими природними, економічними, соціальними та іншими умовами, то є два шляхи для обирання екологічних показників:

1. обирання регіональних показників, які характеризують екологічний стан конкретної адмінтериторії, допомагають оцінити її ресурсно-екологічний потенціал і ступінь його використання, виявити чинники, що впливають на формування екологічної ситуації, та існуючі проблеми;

2. обирання універсальних показників, за допомогою яких можна описати стан навколишнього природного середовища будь-якого регіону України, фактори впливу на нього, прослідити часові закономірності та обрати напрямок природоохоронної політики.

При формуванні набору екологічних показників дуже важливим є вміння відібрати з великої кількості параметрів ті, які дають найбільш корисну інформацію для опису ситуації в регіоні та прийняття обґрунтованих рішень щодо його розвитку. Іншими словами, індикатори повинні бути інформативними, а їх набір повинен адекватно відображати стан навколишнього середовища та/або антропогенний вплив на нього.

Вимоги до екологічних показників:

- повинні бути простими та зручними при використанні;
- повинні бути чутливими до змін;
- мають бути зрозумілими, легко інтерпретованими;
- повинні відображати зміну параметрів у часі;
- повинні мати властивість статистично достовірно змінюватися при зміні ситуації;
- мають задовольняти вимогу доступності та надійності даних;
- повинні бути науково обґрунтованими.

Науковий підхід до вибору екологічних показників має на увазі розгляд навколишнього природного середовища та діяльність людства як складної системи; структурування цієї системи; виділення напрямків дослідження навколишнього природного середовища; виділення основних джерел впливу на довкілля; визначення зв'язків між усіма складовими системи.

Під час оцінювання антропогенного впливу на довкілля необхідно таким чином обрати екологічні показники, щоб вони враховували вплив на всі основні компоненти навколишнього середовища: ґрунт, поверхневі води та атмосферне повітря. Тобто, система індикаторів повинна бути багаторівневою. При цьому дуже важливим моментом є врахування впливів екологічних факторів на біотичні компоненти довкілля.

В якості екологічних показників можна брати як розмірні, так і безрозмірні величини.

Використання екологічних показників допомагає «стиснути» екологічну інформацію, тобто отримати просту наочну форму її представлення, частіше за все у вигляді бальної оцінки.

На основі розрахунку екологічних показників формується відповідна інформаційна система, яка є важливою платформою для прийняття своєчасних рішень щодо запобігання можливим негативним екологічним наслідкам в тому чи іншому регіоні, спричиненим техногенною діяльністю суспільства. Ця система є необхідною вихідною базою для обґрунтування та розробки програм природоохоронних заходів, вибору пріоритетів у їх здійсненні, всебічного обґрунтування основних напрямів державної та регіональної екологічної політики.

За допомогою екологічних показників можна проводити екологічну діагностику регіону: характеризувати та порівнювати стан довкілля у часі, виявляти тенденції в його зміні; аналізувати ступінь техногенного навантаження на довкілля; оцінювати

існуючі екологічних проблем, ранжирувати їх, прогнозувати нові; відбирати конкретних регіональних проблем, що вимагають першочергової уваги з боку державних та муніципальних органів влади з метою формування та реалізації системи заходів, необхідних для попередження можливих та регулювання сформованих несприятливих екологічних ситуацій.

### **Література**

1. Офіційний портал Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України  
URL: <https://mepr.gov.ua/timeline/evrointegraciya.html>
2. Бурматова О.П. Методические аспекты диагностики функционирования региона с позиций устойчивого развития / Инновационный потенциал современного региона: проблемы региональной безопасности и внутрирегиональной интеграции на постсоветском пространстве. Материалы Всероссийской научно-практической конференции. Волгоград. ВАГС, 2011. С. 7-16.
3. Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики на період до 2030 року: Закон України від 28.02.2019 № 2697-VIII. / Верховна Рада України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2697-19#Text>.
4. Іванюта С. П. Екологічна безпека регіонів України: порівняльні оцінки. Стратегічні пріоритети. 2013. № 3. С. 157-164. URL: [http://nbuv.gov.ua/UJRN/spa\\_2013\\_3\\_23](http://nbuv.gov.ua/UJRN/spa_2013_3_23).
5. Керівництво щодо здійснення інтегральної оцінки стану довкілля на регіональному рівні: нормативний документ. Київ: М-во охорони навколишнього природного середовища України, 2008. 54 с.
6. Руководство по применению экологических показателей в странах Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии: Рабочее совещание по применению экологических показателей и подготовке оценочных докладов по окружающей среде. Донецк, 2006. 82. с. URL: <http://www.myshared.ru/slide/513719>.
7. Основной набор экологических показателей для стран Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии: информ. документ / Европейская экономическая комиссия Организации Объединенных Наций. Киев, 2003. 22 с.

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*

## **АНАЛІЗ ПЕРЕЛІКІВ ВИДІВ ТВАРИН УКРАЇНИ, ЯКІ МАЮТЬ ОХОРОННИЙ СТАТУС**

### **Вступ**

Для проведення кампаній із захисту природних об'єктів, боротьби з явними порушеннями існуючого природоохоронного законодавства, складання листів протесту, заповідання територій, визначення пріоритетів у дослідженні та моніторингу видів тощо необхідно мати чітке уявлення про документи, які регламентують охорону об'єктів дикої природи, зокрема фауни. У зв'язку з цим у роботі подано стислий опис таких документів та шляхів їх застосування у практичній природоохоронній діяльності.

У статті представлено аналіз переліків видів тварин України, які мають охоронний статус відповідно до хоча б одного з діючих в Україні червоних списків, як регіональних та загальнонаціональних, так й міжнародних.

Прагнення України до євроінтеграції та міжнародного співробітництва зумовило підписання низки міжнародних конвенцій та угод з охорони біологічного різноманіття: Бернської, Боннської, Вашингтонської, Рамсарської, Бухарестської конвенцій, Ріо-де-Жанейрської декларації, EUROBATS, ACCOBAMS, AEWА тощо.

Юридичним забезпеченням прийнятих Україною зобов'язань з охорони видів та їх місцезнаходжень, визначених міжнародними договорами (у випадку, якщо їх виконання не закріплено ніякими іншими законодавчими актами), також є стаття 21 Закону про Червону книгу.

Червоні списки усіх рівнів, від міжнародних до регіональних, а також природоохоронні угоди, ратифіковані Україною, є головним інструментом охорони природи «на місцях».

### **Червона книга України**

Положення про Червону книгу України, затверджені Постановою Верховною Радою України № 2750–XII від 29.10.1992.

На цей час є три видання Червоної книги України. До третього видання Червоної книги України занесено 542 види тварин (табл. 1).

Таблиця 1 – Кількість видів тварин, занесені до Червоної книги України

Таксони	Кількість видів
Гідроїдні поліпи	2
Круглі черви	2
Кільчасті черви	9
Ракоподібні	31
Павукоподібні	2
Багатоніжки	3
Ногохвістки	2
Комахи	226
М'якуни	20
Круглороті	2
Риби	69
Земноводні	8
Плазуни	11
Птахи	87
Ссавці	68
<b>Всього</b>	<b>542</b>

### **Міжнародні Червоні списки**

#### ***Червоний список Міжнародного союзу охорони природи***

МСОП відмовився від видання Червоного списку у паперовому вигляді. Це пояснюється тим, що об'єм видання був би надзвичайно великим, а, беручи до уваги досить регулярний перегляд категорій таксонів та постійне поповнення переліків за рахунок оцінки нових таксонів, його перевидання потребувало б великих витрат та зусиль. Наразі Червоний список МСОП має вигляд електронної бази даних з відкритим доступом.

Червоний список МСОП є авторитетним документом, тому звернення до нього при роботі з заповідними об'єктами та захисті залишків дикої природи є необхідним.

#### ***Європейський червоний список***

Перший Європейський червоний список вийшов у 1991 р. Для його укладання використано сім «старих» категорій МСОП. Перелік видів фауни України у Європейському списку цього видання наведено у Червоній книзі України 1994 р.

#### ***Червона книга Чорного моря***

Створення Червоної книги Чорного моря (Black Sea Red Data Book, BSRDB) ініційовано групою експертів природоохоронної Програми по Чорному морю (Black Sea Environmental Programme). Вона є результатом співробітництва вчених з усіх чорноморських країн – Болгарії, Грузії, Росії, Румунії, Туреччини та України.



Книга є зведенням щодо 254 рідкісних і зникаючих видів рослинних і тваринних організмів Чорноморського регіону, стану та ступеня вивченості їх популяцій, загроз виживанню та заходів, необхідних для їх збереження. Просторово Червона книга Чорного моря охоплює Чорне та Азовське моря та їх узбережжя.

На сьогодні в нашій країні Червона книга Чорного моря не має юридичного статусу, але на неї можна посилатися, особливо у зв'язку з підписанням Україною Конвенції про захист Чорного моря від забруднення (див. розділ 5.8 цієї книги) та прийняттям Закону України «Про затвердження Загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля Азовського і Чорного морів» (№ 2333–14 від 22.03.2001), що стало певним кроком до збереження екосистем Чорноморського регіону.

### **Міжнародні Договори та Директиви**

Україною підписано конвенції, які нерідко визначають інший охоронний режим для видів і територій, ніж це зазначено у її власних законах. Однак, варто завжди пам'ятати, що з моменту ратифікації того чи іншого міжнародного договору, згідно Конституції України, він стає частиною національного законодавства.

#### ***Бернська конвенція***

Бернську конвенцію, або Конвенцію про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі, відкрито для підписання у 1979 р. Україною підписано в 1996 р. (Закон України «При приєднання України до Конвенції...», № 436/96–ВР від 29.10.1996), ратифіковано – у травні 1999 р.

#### **Конвенція включає також такі додатки:**

- *Додаток II* – перелік видів фауни, що підлягають особливій охороні;
- *Додаток III* – види фауни, що підлягають охороні.

В останні роки Постійний комітет Бернської конвенції приділив увагу розробці та створенню планів дій зі збереження окремих видів. Так, на сьогодні розроблено плани дій для п'яти видів ссавців фауни України – ведмедя бурого, рисі європейської, підковоноса великого, нічниці ставкової, вовка.

Також розроблено та опубліковано плани дій зі збереження груп видів: осетрових басейну Дунаю, метеликів роду *Maculinea*.

Протягом останніх декількох років Постійним комітетом Бернської конвенції прийнято низку рекомендацій, які стосуються охорони видів, місцезнаходжень тощо. Для України важливими й актуальними є рекомендації.\

#### ***Боннська конвенція***

Конвенція про збереження мігруючих видів диких тварин (відома також як Боннська конвенція) є міжнародною конвенцією, яку було ініційовано під егідою

Програми з охорони навколишнього середовища Організації Об'єднаних Націй (UNEP). Конвенція об'єднує 112 сторін, представлених країнами Африки, Центральної та Південної Америки, Азії, Європи та Океанії (станом на 01.08.2009). В основі цієї конвенції знаходиться низка передумов, об'єднаних загальною ідеєю про те, що для охорони і збереження мігруючих видів потрібні спільні зусилля багатьох держав – адже тварини не знають кордонів.

Україною ця конвенція підписана і ратифікована у 1999 р. (Закон України «Про приєднання України до Конвенції про збереження мігруючих видів диких тварин» № 535–XIV (535–14) від 19.03.1999).

Конвенція включає Додатки I та II, що містять переліки видів, на які поширюються відповідні вимоги цієї конвенції.

- *Додаток I* включає види, що знаходяться під загрозою зникнення,
- *Додаток II* включає види, стан яких є несприятливим, збереження та регулювання використання яких потребує міжнародних угод, а також ті види, стан яких міг би істотно покращитись в результаті міжнародного співробітництва, яке може бути здійснено на основі міжнародних угод.

Один і той самий вид може бути включеним як до Додатку I, так і до Додатку II.

Під егідою Боннської конвенції укладено низку меморандумів взаєморозуміння, що ставлять своєю метою збереження низки видів, у тому числі – видів, які поширені на території України:

- середньоєвропейських популяцій дрохви (*Otis tarda*), від 1.06.2001;
- очеретянки прудкої (*Acrocephalus paludicola*), від 30.04.2003;
- кульона малого, або тонкодзьобого (*Numenius tenuirostris*), від 10.09.1994;
- мігруючих хижих птахів Африки та Євразії, від 1.11.2008.

Україна є безпосередньою стороною-учасницею цих меморандумів. У рамках кожного з них розроблено спеціальні плани дій зі збереження видів, що є обов'язковими для виконання кожною зі сторін.

Положення Боннської конвенції мають знаходити та знаходять застосування на практиці в Україні не тільки у випадку безпосередньої охорони окремих видів, але й у випадку заповідання територій, які є частиною міграційних коридорів диких тварин.

### ***Дочірні угоди Боннської конвенції***

Під егідою Боннської конвенції створено декілька дочірніх угод, скерованих на збереження:

- популяцій європейських видів рукокрилих (EUROBATS);

- китоподібних Середземного та Чорного морів і прилеглих територій Атлантики (АССОВАМС);
- афро-євразійських водно-болотних птахів (АЕВА);

Три з цих угод стосуються України, були нею підписані та мають юридичну силу згідно:

- Закону України «Про приєднання України до Угоди про збереження кажанів в Європі» – № 663–XIV (663–14) від 14.05.1999;
- Закону України «Про ратифікацію Угоди про збереження афро-євразійських мігруючих водно-болотних птахів» – № 62–IV (62–15) від 04.07.2002;
- Закону України «Про приєднання України до Угоди про збереження китоподібних Чорного моря, Середземного моря та прилеглої акваторії Атлантичного океану» – № 1067–IV (1067–15) від 09.07.2003.

### ***Вашингтонська конвенція (CITES)***

З метою боротьби з браконьєрством та торгівлею найуразливішими біологічними об'єктами у 1973 р. у Вашингтоні було засновано Конвенцію про міжнародну торгівлю видами дикої фауни та флори, що знаходяться під загрозою зникнення (CITES), яка відома також як Вашингтонська конвенція.

Україна приєдналася до CITES у 1999 р. (Закон України «Про приєднання України до Конвенції про міжнародну торгівлю видами дикої фауни і флори, що перебувають під загрозою зникнення» – № 662-XIV (662–14) від 14.05.1999).

### ***Природоохоронні директиви Європейського Союзу***

Директиви ЄС – не є угодами у прямому розумінні. Проте кожна директива затверджується Європарламентом і є документом, впровадження якого є обов'язком кожної країни ЄС. Існує дві основні природоохоронні директиви Європейського Союзу.

***Директива щодо збереження природних середовищ існування та дикої фауни і флори (92/43/ЄЕС; 1992 р.).*** Іноді до цієї директиви використовують назву «габітатна директива». Містить також такі додатки: 1) види тварин, збереження яких потребує визначення спеціальних природоохоронних територій; 2) види тварин, які потребують суворої охорони; 5) види тварин, до яких можуть застосовувати заходи менеджменту.

***Директива щодо збереження видів диких птахів (79/409/ЄЕС; 1979 р.).*** У Директиві – п'ять додатків, що містять переліки видів, до яких застосовують ті чи інші заходи охорони, та перелік заборонених знарядь полювання, вилучення чи вбивства тощо.

Саме ці дві директиви складають юридичну основу європейської програми Натура-2000 (Natura-2000). Обов'язкове впровадження директив кожною країною Євросоюзу досягається шляхом розробки відповідних законів та включення їх до власного національного законодавства.

На директиви ЄС можна посилається й в Україні: останніми роками в нашій країні затверджено низку документів щодо адаптації національного законодавства до законодавства Європейського Союзу (напр., Указ Президента України № 1072/2000 від 14.09.2000, Розпорядження Кабінету Міністрів № 90-р від 07.03.2007 тощо).

Таким чином, до міжнародних Червоних списків та переліків міжнародних Договорів занесено 660 видів тварин, що мешкають у межах України (табл. 2).

*Таблиця 2 – Кількість видів тварин, занесені до міжнародних Червоних списків та переліків міжнародних Договорів*

<b>Таксони</b>	<b>Кількість видів</b>
Круглі черви	1
Ракоподібні	1
Комахи	60
М'якуни	4
Круглороті	1
Риби	62
Земноводні	20
Плазуни	21
Птахи	409
Ссавці	81
<b>Всього</b>	<b>660</b>

### **Регіональні Червоні списки**

Регіональні Червоні списки складаються згідно зі статтею 44 Закону України «Про тваринний світ» з метою посилення охорони природних рослинних та тваринних ресурсів. Обласні ради України та Верховна рада АР Крим мають право затверджувати власні, регіональні, переліки видів тварин і рослин, які підлягають особливій охороні в межах області.

Регіональні червоні списки дозволяють охороняти в цілому благополучні види на неблагополучних ділянках їх ареалів з урахуванням особливостей місцевих популяцій, їх значення для підтримання локального біологічного різноманіття; забезпечувати охорону мігруючих видів, не занесених до Червоної книги України тощо.

Станом на 2022 р. регіональні Червоні списки тварин затверджені для 15 областей України та м. Київ (табл. 3).

Таблиця 3 – Кількісний показник видів тварин у регіональних Червоних списках за областями України

№ з/п	Назви областей	Кількість видів
1	Дніпропетровська	451
2	Одеська	339
3	Харківська	210
4	Донецька	185
5	Сумська	135
6	Львівська	130
7	Луганська	96
8	Волинська	95
9	Кіровоградська	91
10	м. Київ	82
11	Закарпатська	75
12	Хмельницька	61
13	Вінницька	59
14	Полтавська	54
15	Миколаївська	48
16	Житомирська	46

Таким чином, в Україні охороняється 975 видів тварин, занесених до Червоної книги України, міжнародних Червоних списків, переліків міжнародних Договорів, стороною яких виступає Україна та 1319 видів, занесених до регіональних Червоних списків.

### Література

1. Безхребетні тварини під охороною Бернської Конвенції / Під ред. І. В. Загороднюка. – Київ, 1999. – 60 с.
2. Земноводні та плазуни під охороною Бернської конвенції / Під ред. І. В. Загороднюка. – Київ, 1999. – 108 с.
3. Парнікоза І., Загороднюк І., Дулицький А., Годлевська О. Рекомендації до укладання регіональних червоних списків // Раритетна теріофауна та її охорона. – Луганськ, 2008. – С. 49– 52. (Праці Теріологічної школи. Вип. 9).
4. Птахи України під охороною Бернської конвенції / Під ред. Гавриця Г. Г. – Київ, 2003. – 395 с.
5. Ссавці України під охороною Бернської конвенції / Під ред. Загороднюка І. В. – Київ, 1999. – 224 с. (Праці Теріологічної школи, Вип. 2).
6. Червона книга Української РСР. – Київ: Наукова думка, 1980. – 504 с.

7. Червона книга України. Тваринний світ. – Київ: Українська енциклопедія, 1994. – С. 1–464.
8. Червона книга України. Тваринний світ. – Київ: Глобалконсалтинг, 2009. – 600 с.
9. Black Sea Red Data Book. – UNOPS, GEF and UNDP, 1999. – 413 p.
10. European Red list of Globally Threatened Animals and Plants / Economic commission for Europe. – Geneva and New York (UN), 1991. – 153 p.
11. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission. – Gland, Cambridge: IUCN. – 2001. – ii + 30 p.
12. Red Data Book of European butterflies (Rhopalocera) // Nature and Environment. – 1999. – № 99. – 264 p.
13. The Status and Distribution of European Mammals / Compilers: Temple H. J., Terry A. – Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2007. – viii + 48 p.
14. Wildlife in a changing world – an analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species/Eds.: J.-C. Vie, C. Hilton-Taylor, S. N. Stuart, S.N. – Gland, Switzerland: IUCN, 2009. – 180 p.

**Кондратенко О. М.**, д-р техн. наук, доц.;

**Бабакін В. М.**, д-р. юрид. наук, доц.;

**Краснов В. А.**, магістр, ад'юнкт

*Національний університет цивільного захисту України, м. Харків, Україна*

**Семикін В. М.**

*Інститут проблем машинобудування ім. А. М. Підгорного НАН України, м. Харків, Україна*

## **ПЕРЕДУМОВИ ПОБУДОВИ КОМПЛЕКСНОЇ ТЕХНОЛОГІЇ ЗАХИСТУ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ ПРИ РОБОТІ ПОРШНЕВИХ ДВИГУНІВ ВНУТРІШНЬОГО ЗГОРЯННЯ**

### **Вступ та постановка задачі дослідження**

З аналізу науково-технічної літератури та доробку провідних вчених у галузі техногенно-екологічної безпеки [1–5] відомо, що енергоустановки (ЕУ), які обладнані поршневим двигуном внутрішнього згоряння (ПДВЗ), зокрема дизельним, як джерелом механічної енергії для приведення їх до руху (автотранспортні засоби (АТЗ)) та/або виконання ними своїх основних функцій (спеціальна техніка, у тому числі й одиниці пожежної та аварійно-рятувальної техніки, що перебувають на оперативному чергуванні у підрозділах ДСНС України), є потужним джерелом різноманітних за своєю фізичною природою чинників екологічної небезпеки (ЕНБ). Тобто ЕУ з ПДВЗ чинять перманентний, інтенсивний та різноманітний за своєю фізичною природою негативний вплив техногенного характеру на компоненти навколишнього природного середовища (НПС), особливо на атмосферне повітря (АП).

**Мета дослідження.** Визначення та описання передумов розробки комплексної технології захисту навколишнього середовища (ТЗНС), зокрема АП, від негативного техногенного впливу фізичних та хімічних чинників ЕНБ, джерелом яких є дизельний ПДВЗ в складі ЕУ, як новий, так і зі значним ступенем морального і фізичного зносу, при її безаварійній експлуатації. **Об'єкт дослідження.** Екологічна безпека (ЕБ) АП у місцях експлуатації ЕУ з ПДВЗ, як новим, так і зі значним ступенем фізичного і морального зносу. **Предмет дослідження.** ТЗНС, що комплексно забезпечує законодавчо встановлені значення показників рівня об'єкту дослідження.

### **Виклад основного матеріалу дослідження**

У монографії [1] на основі ієрархічного принципу побудовано класифікатор чинників ЕНБ, що наведений у табл. 1. У класифікаторі містяться такі чинники ЕНБ, які

притаманні безаварійній експлуатації як частині життєвого циклу ЕУ з ПДВЗ, які при цьому перебувають у різному технічному стані, ступені морального і фізичного зносу, споживають різні типи моторного палива, при цьому сам процес експлуатації може реалізовуватися за різними моделями (тобто сукупності режимів роботи та відповідних вагових коефіцієнтів). У такому разі при побудові схем ТЗНС та розробці їх виконавчих пристроїв раціональним і перспективним є сфокусувати увагу в дослідженнях на сукупному впливі на компоненти НПС: а) хімічних чинників ЕНБ: викиди газоподібних та аерозольних речовин-полютантів – відпрацьованих газів (ВГ), парів моторного палива і моторної оливи, картерних газів; б) фізичних чинників ЕНБ: енергетичне забруднення компонентів НПС тепловою енергією та шумом і вібрацією. При цьому інші хімічні чинники ЕНБ (виливи рідких речовин-полютантів; відходи твердих речовин) проявляються лише у аварійній ситуації, при здійсненні обслуговування і ремонту та при утилізації одиниць техніки після вичерпання ресурсу. У монографії [4] викладено науково-методологічні основи побудови ТЗНС від негативного техногенного впливу ЕУ з ПДВЗ зі значним ступенем морального і фізичного зносу при їх безаварійній експлуатації.

Таблиця 1 – Ієрархічний класифікатор чинників екологічної небезпеки, джерелом яких є ПДВЗ у складі ЕУ при експлуатації [1,5]

Шифр класифікатора	Чинник екологічної небезпеки
<b>A</b>	<b>ПОЛЮТАНТИ</b>
<b>A.a</b>	<b>Газоподібні й аерозольні речовини-полютанти</b>
<b>A.a.1</b>	<i>Законодавчо нормовані прямо</i>
<b>A.a.1.1</b>	Викид продуктів неповного згоряння моторного палива, у потоці аерозолю ВГ (C <sub>n</sub> H <sub>m</sub> , CO, PM)
<b>A.a.1.2</b>	Викид продуктів повного згоряння моторного палива, у потоці аерозолю ВГ (NO <sub>x</sub> )
<b>A.a.2</b>	<i>Законодавчо нормовані опосередковано</i>
<b>A.a.2.1</b>	Викид оксидів сірки у потоці аерозолю ВГ (SO <sub>x</sub> )
<b>A.a.2.2</b>	Викид ПАВ та сполук важких металів у потоці аерозолю ВГ (бенз(а)пірен, ПАУ, ТЕС)
<b>A.a.2.3</b>	Викид парникових газів у потоці аерозолю ВГ (CO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> O, CH <sub>4</sub> , NO <sub>x</sub> )
<b>A.a.3</b>	<i>Законодавчо ненормовані</i>
<b>A.a.3.1</b>	Викид випарів моторного палива та оливи (явища великого та малого дихання резервуару)
<b>A.a.3.2</b>	Викид аерозолю картерних газів
<b>A.a.3.3</b>	Підвищення вологості атмосферного повітря (H <sub>2</sub> O)
<b>A.b</b>	<b>Рідкі речовини-полютанти</b>



<b>A.b.1</b>	<i>Горючі й вибухонебезпечні</i>
<b>A.b.1.1</b>	Забруднення НПС моторним паливом
<b>A.b.1.2</b>	Забруднення НПС моторною оливою
<b>A.b.2</b>	<i>Негорючі</i>
<b>A.b.2.1</b>	Забруднення НПС охолоджуючою рідиною
<b>A.b.2.2</b>	Забруднення НПС гальмівною рідиною
<b>A.b.3</b>	<i>Консистентні</i>
<b>A.b.3.1</b>	Забруднення НПС консистентними змазками
<b>A.b.3.2</b>	Забруднення НПС консерваційними рідинами
<b>В</b>	<b>ШКІДЛИВІ ФАКТОРИ ВПЛИВУ</b>
<b>V.a</b>	<b>Енергетичне забруднення НПС</b>
<b>V.a.1</b>	Забруднення НПС шумом та вібрацією
<b>V.a.2</b>	Забруднення НПС теплотою
<b>V.a.3</b>	Забруднення НПС електромагнітними полями
<b>V.b</b>	<b>Інформаційне забруднення НПС</b>
<b>V.b.1</b>	Забруднення НПС хибною інформацією
<b>V.b.2</b>	Забруднення НПС інформаційним шумом
<b>V.b.3</b>	Забруднення НПС турбуючими факторами
<b>V.c</b>	<b>Споживання невідного джерела енергії (моторного палива)</b>
<b>С</b>	<b>ВІДХОДИ (ТВЕРДІ РЕЧОВИНИ-ПОЛЮТАНТИ)</b>
<b>С.а</b>	Забруднення НПС сплавами чорних та кольорових металів
<b>С.б</b>	Забруднення НПС полімерними та композиційними матеріалами
<b>С.с</b>	Забруднення НПС склом та керамічними речовинами

При цьому функціонування самої ТЗНС, що здійснюється з метою забезпечення законодавчо встановленого рівня показників екологічної безпеки (ЕБ) такого процесу, базується на відповідній методологічній основі, а саме системі управління екологічною безпекою (СУЕБ) (розроблена і описана у монографії [4]), а виконавчі пристрої ТЗНС по відношенню до СУЕБ виступають її матеріальною основою.

Оцінювання ефективності функціонування такої СУЕБ та відповідної ТЗНС пропонується здійснювати за допомогою відповідного критеріального математичного апарату – інтегративного показника рівня екологічної безпеки процесу експлуатації ЕУ з ПДВЗ *DRICE* (розроблений у дисертації [5]), у якому наявні окремі складові, що характеризують ефективність роботи ФТЧ як виконавчого пристрою ТЗНС – індекс ефективності функціонування ФТЧ  $I_{DPF}$  (описується у статті [7]), а також окремі складові, що характеризують рівень екологічної досконалості ПДВЗ – комплексний паливно-екологічний критерій проф. Ігоря Парсаданова  $K_{fe}$  (розроблений у монографії [2], вдосконалений у монографіях [3,4], виступив основою структури нового

критеріального апарату в дисертації [5] та застосований для оцінювання ефективності впровадження інноваційних елементів ТЗНС (споживання відновного енергоресурсу та застосування гібридного приводу рушія) для ПДВЗ у статтях [8,9]). При цьому у табл. 1 зеленим кольором відмічено чинники ЕНБ, котрі сукупно враховуються математичним апаратом комплексного паливно-екологічного критерію; сірим – чинники ЕНБ, котрі не враховуються цим критеріальним апаратом, але інтенсивно проявляються у процесі безаварійної експлуатації ЕУ з ПДВЗ; помаранчевим – чинники ЕНБ, котрі не враховуються цим критеріальним апаратом, проте не проявляються у процесі безаварійної експлуатації ЕУ з ПДВЗ (лише у аварійній ситуації, при здійсненні обслуговування і ремонту, при утилізації одиниць техніки після вичерпання ресурсу).

У монографії [4] наведено результати аналізу конструкцій та способів роботи ФТЧ у формі відповідних класифікаторів, побудованих на ієрархічному принципі. Серед відомих конструкцій ФТЧ особливо слід відмітити фільтри з рідинним робочим тілом [4]. Такі фільтри з огляду на низку особливостей конструкції не набули широкого розповсюдження для АТЗ, але є перспективним технічним рішенням для стаціонарних ЕУ (дизель-генератори, мотопомпи, компресорні станції тощо). Основною перевагою таких ФТЧ є те, що їх розроблені та випробувані, але не запроваджені у серійне виробництво зразки конструктивно спроможні комплексно знижувати значення таких чинників ЕНБ [6]: а) викид з потоком відпрацьованих газів (ВГ) ПДВЗ твердих частинок (ТЧ), б) викид з потоком ВГ ПДВЗ незгорілих вуглеводнів  $C_nH_m$ , в) викид з потоком ВГ ПДВЗ оксидів азоту  $NO_x$ , а крім того: г) поглинати шум випуску потоку ВГ, д) гасити іскри у потоці ВГ, е) знижувати температуру потоку ВГ.

Однак, при аналізі класифікації способів роботи та відповідних їм конструкцій ФТЧ, розробленої у монографії [4] (див. рис. 1), такий ФТЧ комплексної дії не може бути віднесений до певного пункту, оскільки побудований на використанні різних принципів дії для нейтралізації різних чинників ЕНБ. Те саме стосується і місця цього ФТЧ у класифікації ФТЧ за способом реалізації процесів регенерації I та II роду, розробленій у монографії [4] (див. рис. 2), за тих самих міркувань. Тому, не менш важливим завданням з розробки вдосконаленої конструкції такого ФТЧ, теоретичного дослідження його робочих процесів та експериментального дослідження його показників роботи, а також здійснення комплексного критеріального оцінювання ефективності його застосування як комплексного виконавчого пристрою ТЗНС, є вдосконалення означених класифікацій.

Використання спеціальної техніки у повоєнний час відбудови об'єктів житлового

фонду, критичної інфраструктури, промисловості тощо відіграватиме значущу роль. Тому захист АП від негативного впливу ПДВЗ таких ЕУ, особливо тих, що характеризуються значним ступенем фізичного і морального зносу, працюватимуть тривалий час нерухомо у місцях скупчення людей та на стаціонарних режимах роботи з високою ефективною потужністю, набуває статусу однієї з першочергових задач забезпечення техногенно-екологічної безпеки. Передбачувана чисельність одиниць такої техніки та прогнозований обсяг відновлювальних робіт зумовлює необхідність у надійних, простих за конструкцією, технологічних та маловартісних технічних рішень. ФТЧ з рідинним робочим тілом, вдосконаленням принципу роботи і конструкції якого і пропонується досягати мети даного дослідження, у повній мірі відповідає означеній потребі, що робить це дослідження актуальним у як для періоду повоєнної відбудови країни, так і в подальшому у мирний час, а відповідний новий науковий продукт має бути відповідним чином захищений [10].

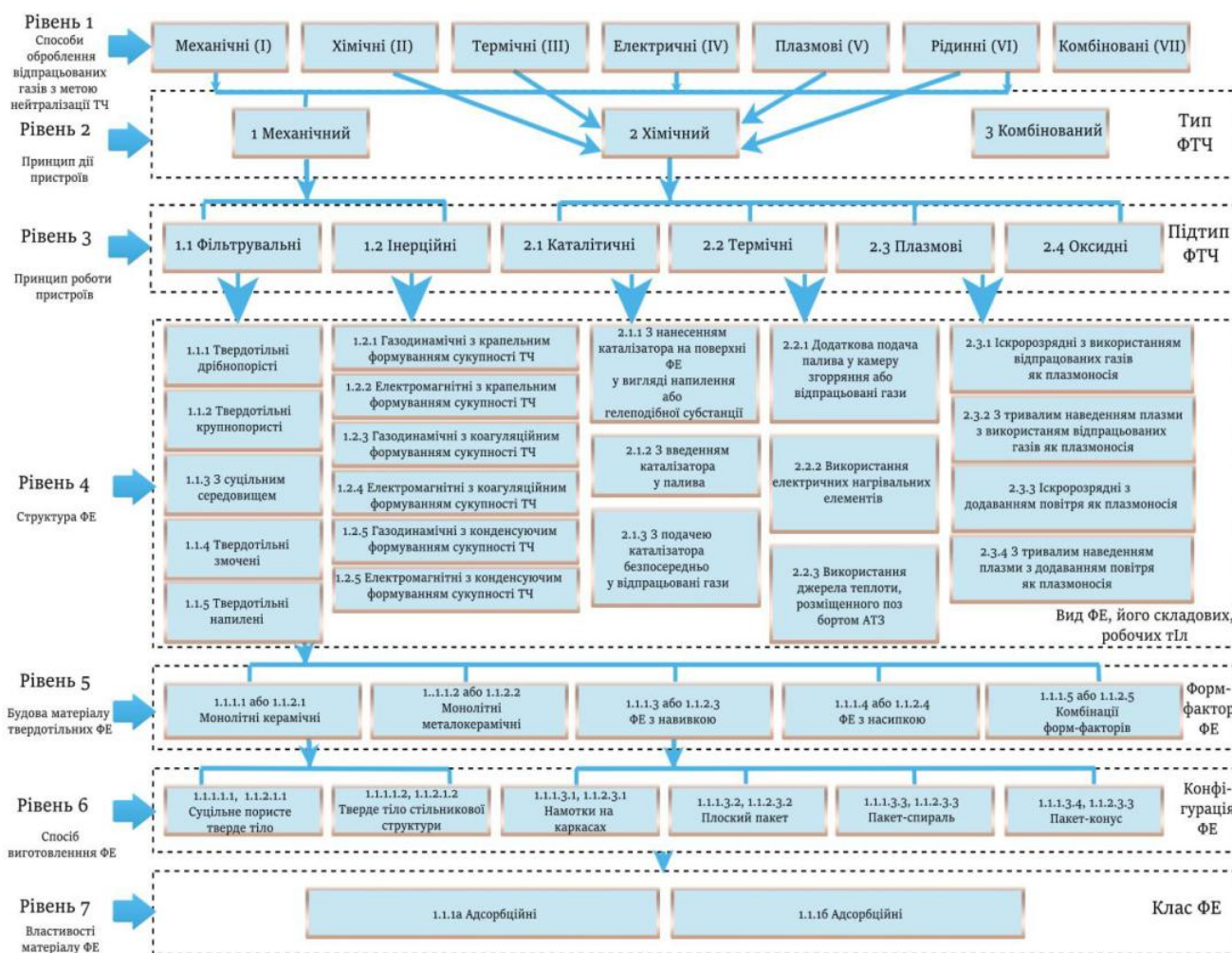


Рисунок 1 – Класифікація ФТЧ за конструкцією та принципом дії [4]

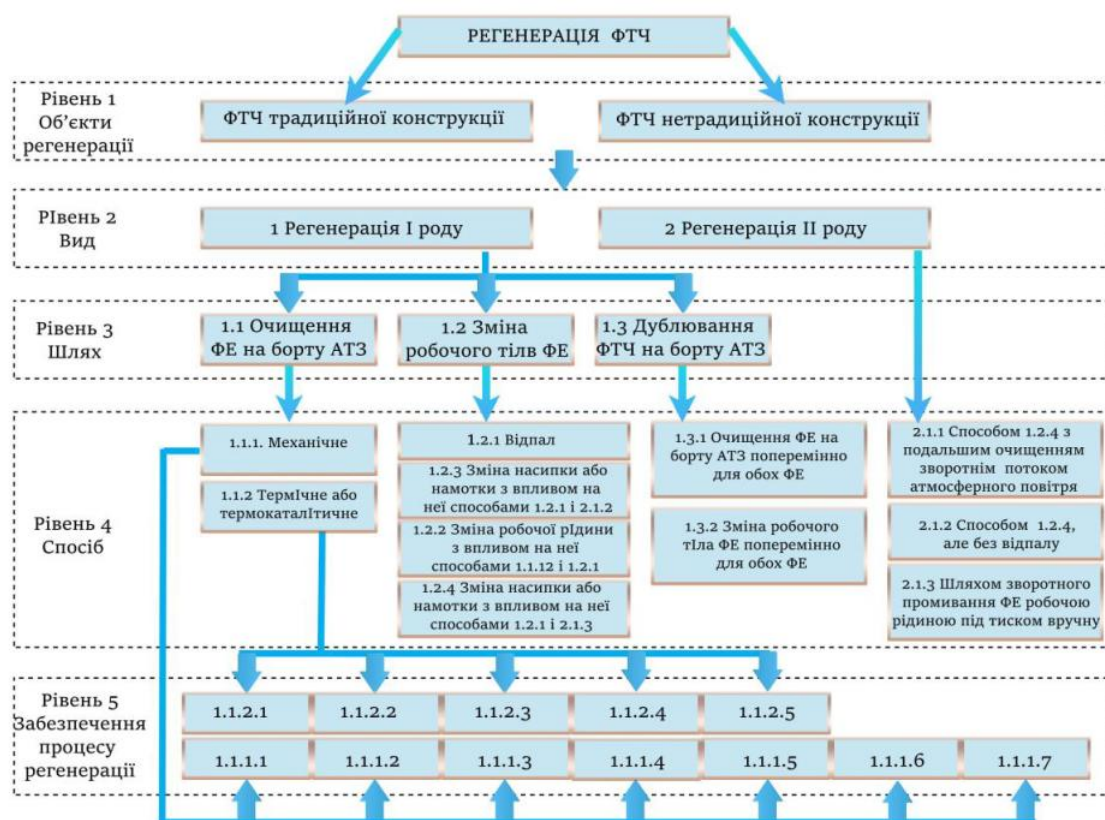


Рисунок 2 – Класифікація ФТЧ за способом реалізації процесів регенерації I та II роду [4]

Оскільки передбачається, що такий виконавчий пристрій ТЗНС має комплексну дію, а саме усуває одразу декілька чинників ЕНБ, які при цьому мають відмінну одне від одного фізичну природу, а математичний апарат критерію  $K_{fe}$  деякі з них не враховує, тоді окремим напрямом у дослідження виступає розробка конкретної структури математичного апарату інтегративного показника  $DRICE$  та індексу  $I_{DPF}$  з метою оцінювання ефективності роботи такого технічного засобу забезпечення ЕБ, як ФТЧ з рідинним робочим тілом.

Тому, перспективним є вдосконалення прототипу ФТЧ з рідинним робочим тілом, описаним у статті [6], з метою усунення деяких принципових конструктивних недоліків, на основі всебічного теоретичного дослідження робочих процесів у ньому та результатів стендових моторних випробувань.

## Висновки

Таким чином, на основі аналізу науково-технічної, довідникової, патентної та нормативної літератури виявлено, що дослідження, направлені на вдосконалення схеми ТЗНС від негативного техногенного впливу ЕУ з ПДВЗ зі значним ступенем морального і фізичного зносу при їх безаварійній експлуатації шляхом розробки пристроїв з очищення потоку ВГ, які знижують одразу декілька чинників ЕНБ,

математичного апарату для критеріального оцінювання ефективності його роботи є актуальними, мають ознаки наукової новизни та значну практичну цінність.

### Література

1. Кондратенко О.М. Метрологічні аспекти комплексного критеріального оцінювання рівня екологічної безпеки експлуатації поршневих двигунів енергетичних установок : монографія / О.М. Кондратенко. – Х.: Стиль-Издат (ФОП Бровін О.В.), 2019. – 532 с.
2. Парсаданов І.В. Підвищення якості і конкурентоспроможності дизелів на основі комплексного паливно-екологічного критерію : монографія / І.В. Парсаданов. – Харків : Центр НТУ «ХПІ», 2003. – 244 с.
3. Фізичне і математичне моделювання процесів у фільтрах твердих частинок у практиці критеріального оцінювання рівня екологічної безпеки : монографія / О.М. Кондратенко, В.Ю. Колосков, Ю.Ф. Деркач, С.А. Коваленко. – Х.: Стиль-Издат (ФОП Бровін О.В.), 2020. – 522 с.
4. Сучасні способи підвищення екологічної безпеки експлуатації енергетичних установок: монографія / С.О. Вамболь, О.П.Строков, В.В. Вамболь, О.М.Кондратенко. – Х.: Стиль-Издат (ФОП Бровін О.В.), 2015. – 212 с.
5. Кондратенко О.М. Науково-методологічні основи захисту атмосферного повітря від техногенного впливу енергоустановок з поршневими двигунами внутрішнього згоряння: дис. д-ра техн. наук: спец 21.06.01 – екологічна безпека [Рукопис] / О.М. Кондратенко. – Х.: Національний університет цивільного захисту України, 2021. – 465 с.
6. Семикин В.М. Анализ области применения жидкостной нейтрализации отработавших газов дизелей / В.М. Семикин // Автомобільний транспорт: зб. наук. тр. ХНАДУ. – Вип. 22. – 2008.– С. 128–130.
7. Development and Use of the Index of Particulate Matter Filter Efficiency in Environmental Protection Technology for Diesel-Generator with Consumption of Biofuels / O. Kondratenko, V. Andronov, V. Koloskov, O. Strokov // 2021 IEEE KhPI Week on Advanced Technology: Conference Proceedings (13–17 September 2021, NTU «KhPI», Kharkiv). – Kharkiv: NTU «KhPI», 2021. – pp. 239–244. – DOI: 10.1109/KhPIWeek53812.2021.9570034.
8. Criteria based assessment of efficiency of conversion of reciprocating ICE of hybrid vehicle on consumption of biofuels / O. Kondratenko, V. Koloskov, S. Kovalenko, Y. Derkach, O. Strokov // 2020 IEEE KhPI Week on Advanced Technology, KhPI Week 2020. 05–10 October 2020. – Conference Proceedings, 2020. Kharkiv, Ukraine. – Pp. 177–182. – DOI: 10.1109/KhPIWeek 51551.2020.9250118.
9. Criteria based assessment of the level of ecological safety of exploitation of electric

generating power plant that consumes biofuels / O. Kondratenko, I. Mishchenko, G. Chernobay, Yu. Derkach, Ya. Suchikova // 2018 IEEE 3rd International International Conference on Intelligent Energy and Power Systems (IEPS–2018): Book of Papers. 10–14 September, 2018. Kharkiv, Ukraine. pp. 57-1–57-6. – DOI: 10.1109/IEPS.2018.8559570.

10. Бабакін В.М. Проблема злочинності у сфері захисту інтелектуальної власності на сучасному рівні розвитку ІТ-технологій / В.М. Бабакін // Форум права. – 2012. – № 1. – С. 16-21.

Маркіна Н. К., ст. наук. співр.;

Горишнякова Я. В., наук. співр., аспірантка

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

## **ОЦІНКА СТАНУ СКЛАДОВИХ ДОВКІЛЛЯ В ЗОНІ ВПЛИВУ ВИДОБУВНОЇ ДІЯЛЬНОСТІ МЕЖИРІЧЕНСЬКОГО ГІРНИЧО-ВИДОБУВНОГО КОМБІНАТУ ЗА РЕЗУЛЬТАТАМИ КОМПЛЕКСНОГО МОНІТОРИНГУ**

Діяльність Межиріченського гірничо-збагачувального комбінату (МГЗК), яким відпрацьовується Межирічне родовище розсипаних титанових руд, належить до переліку екологічно небезпечних видів як в Україні, так і у світі. Масштабність впливу на довкілля кар'єрів МГЗК та значний ступінь небезпеки процесів видобування, транспортування та перероблення сировини зумовлюють необхідність реалізації моніторингових спостережень за станом окремих компонентів природного середовища [1, 2].

У роботі розглядаються екологічні аспекти проведення моніторингу природних вод, атмосферного повітря, радіаційного стану видобутої сировини та готової продукції, що дозволило дати об'єктивну оцінку екологічного стану досліджуваної території Межирічного родовища титану.

**Метою** моніторингових досліджень є еколого-геохімічна оцінка сучасного стану найбільш уразливих компонентів довкілля в межах потенційного впливу МГЗК на основі результатів комплексного моніторингу, тобто – геохімічні особливості розподілу забруднюючих речовин в об'єктах довкілля на території Межирічного родовища титану та прилеглих до нього територій, радіаційний стан сировини та готової продукції.

Для досягнення цієї мети в складі моніторингу вирішено такі завдання:

– визначено параметри фонових та аномальних концентрацій макрокомпонентів та інших хімічних елементів, зокрема титану та марганцю, у складових довкілля (поверхневі та підземні води),  $\gamma$ - та  $\beta$ -випромінювання видобутої сировини та готової продукції;

– визначено параметри концентрацій забруднюючих речовин (ЗР) у атмосферному повітрі, іонізуючого випромінювання в сировині та в готовій продукції, показники шуму та вібрації;

– досліджено наявність впливу Межиріченського ГЗК на гідросферу та інші компоненти довкілля;

– надано комплексну еколого-геохімічну оцінку екологічного стану територій.

Методи, за якими проводились дослідження, включають: польові роботи (рекогносцирувальне обстеження, відбір проб води та атмосферного повітря); лабораторні роботи (хіміко-аналітичні дослідження); камеральні роботи (обробка та інтерпретація одержаних результатів моніторингу, побудова картографічного матеріалу; розрахунки ІЗВ та коефіцієнтів небезпеки і аномальності).

Перелік контрольованих індикаторів можливого негативного впливу видобувної діяльності МГЗК включає польові показники (вимірювання рівнів підземних вод, рівнів шуму та вібрації), лабораторні показники (вміст компонентів типових для техногенних потоків в процесі розробки титанових руд в підземних та поверхневих водах – Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>-</sup>, Fe, Mn, Ti; в атмосферному повітрі – γ- і β-випромінювання добутої сировини та готової продукції), розрахункові показники (мінералізація води й загальна жорсткість, розрахункові показники звукової потужності та віброприскорення).

В 2020-2021рр. вперше за час відкритого видобування руди МГЗК проведено комплексні моніторингові дослідження стану підземних, поверхневих вод та атмосферного повітря і на основі результатів еколого-геохімічних досліджень вперше виконано екологічну оцінку стану компонентів навколишнього середовища в умовах розробки Межирічного родовища розсипаних титанових руд, яка полягає в наступному.

Результати проведеного моніторингу свідчать, що на період досліджень екологічний стан компонентів довкілля за одержаними показниками відповідає нормативним вимогам, за виключенням вмісту марганцю в поверхневих водах, що є характерним для досліджуваного регіону.

Вміст рухомих форм титану в поверхневих та підземних водах досить незначний (0,52 ГДК); вміст марганцю в поверхневих водах перевищує ГДК<sub>РГ</sub> в десятки разів (від 5,6 ГДК до 190 ГДК), а в підземних водах перевищує в 2-3 рази ГДК (3,5-4,7 ГДК) (згідно з ДСанПіН 2.2.4-171-10), що знаходиться на рівні фонових значень в природних водах регіону.

За результатами досліджень розраховано індекс забрудненості *поверхневих вод (ІЗВ)*, який визначає перевищення вмісту хімічного елементу III класу небезпеки (Mn) за ГДК, і свідчить, що поверхневі води за цим показником або «надзвичайно забруднені» (ІЗВ = 95,16), або «забруднені» (ІЗВ = 2,97).



Еколого-геохімічними дослідженнями *підземних вод* з колодязів населених пунктів встановлено, що основним елементом-забруднювачем води є Mn. Основне надходження Mn в підземні води, скоріш за все, пов'язане з його вмістом в породах, збагачених титаном. За значеннями *IЗВ* (за показниками макрокомпонентного складу) вода в колодязях населених пунктів «чиста» ( $IЗВ = 0,2$ ), відноситься до 2-ї категорії (колодязі в сс. Ісаківка, Томашівка, Ємилівка, смт Нова Борова).

Результати досліджень свідчать про *радіаційну безпеку* досліджених територій. Рудні породи та готова продукція за потужністю гама- і бета-випромінювання не перевищують рівня радіаційної безпеки (25-30 мкР/год) і являють собою природний радіаційний фон (5,43-11,4 мкР/год.).

На основі комплексних геохімічних досліджень поверхневих та підземних вод, атмосферного повітря, радіаційної ситуації в кар'єрі та на складі готової продукції зроблено висновок, що розробка Межирічного родовища титанових руд не створює еколого-геохімічної небезпеки для проаналізованих уразливих компонентів довкілля. Їх території в 2020-2021рр. мають допустимі (в межах ГДК) показники екологічно безпечного стану.

Результати комплексних досліджень по встановленню екологічного стану компонентів природного середовища в районі впливу кар'єрів Ісаківської та Південної ділянок Межирічного родовища, свідчать про їх «екологічно безпечний» стан на період досліджень 2020-2021рр., і, тим самим, підтверджують ефективність реалізованих МГЗК природоохоронних заходів.

Слід зазначити, що організація та проведення моніторингу природних вод на території МГЗК здійснюється вперше, і одержані результати будуть слугувати підґрунтям для виявлення тенденції зміни та прогнозування гідрохімічного та гідродинамічного режимів підземних і поверхневих вод при подальшому проведенні моніторингових досліджень. А також будуть підґрунтям для обґрунтування необхідності реалізації додаткових заходів, направлених на захист природного середовища.

### **Література**

1. Про охорону навколишнього середовища : Закон України від 25.06.1991 р. № 1264-ХІІ. Дата оновлення: 01.01.2021. URL: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/1264-12> (дата звернення: 02.09.2022).
2. Экологическая геология Украины: справочное пособие. Киев: Наук. думка, 1993. 408 с.

**Мельников А. Ю.**, канд. техн. наук;

**Калініченко О. О.**,

**Волков Ю. В.**,

**Мартинюк Д. Т.**

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

## **МЕТОДИ ВИЗНАЧЕННЯ ПРІОРИТЕТНИХ ЗАБРУДНЮЮЧИХ РЕЧОВИН У МАСИВАХ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД**

Водна рамкова директива Європейського союзу (ВРД) [1] у додатку VIII визначає Перелік-показчик основних забруднювачів, до якого входять наступні групи показників:

1. Органогалогенні складні сполуки і речовини, що можуть утворювати такі сполуки у водному середовищі;

2. Органофосфорні складні сполуки;

3. Органо-олов'яні сполуки;

4. Речовини і препарати або їх продукти розпаду, у яких були виявлені карциногенні чи мутагенні властивості або властивості, що можуть впливати на вироблення стероїдів, функції щитовидної залози, репродуктивні чи інші ендокринні функції у водному середовищі чи через нього;

5. Стійкі вуглеводні та стійкі органічні токсичні речовини, що є здатними до накопичення їх живими організмами;

6. Ціаніди;

7. Метали і їх сполуки;

8. Миш'як та його сполуки;

9. Біоциди і речовини-засоби захисту рослин;

10. Речовини у завислому стані;

11. Речовини, що сприяють евтрофікації (зокрема, нітрати і фосфати);

12. Речовини, що здійснюють небажаний вплив на баланс кисню (і можуть вимірюватися з використанням параметрів, таких, як БПК, ХПК і т. ін.)

У додатку X цієї директиви визначено 33 речовини, боротьба із забрудненням якими вимагає першочергових заходів. У директиві Європейського союзу 2013/39/EU [2] цей перелік розширено до 45 речовин. Таким чином, Європейським союзом визначено 45 пріоритетних речовин, за якими проводять оцінку хімічного стану масивів

поверхневих вод.

Рекомендації щодо вибору методів визначення пріоритетних забруднюючих речовин (ПЗР) наведено у Керівництві до впровадження положень ВРД № 19 [3], присвяченому хімічному моніторингу поверхневих вод, у якому подано достатній широкий вибір методів аналізу для кожного показника. Враховуючи те, що апаратне забезпечення кожного з наведених у Керівництві [3] є досить коштовним, постає необхідність визначення найбільш ефективного апаратно-методичного підходу до забезпечення вимірювання усіх 45 ПЗР у складових водних об'єктів (воді, завислих частках (ЗЧ), донних відкладах (ДВ)).

Для визначення ефективної комбінації методів дослідження 45 ПЗР необхідно розділити на наступні групи:

1. Неорганічні речовини (кадмій і його сполуки, свинець та його сполуки, ртуть та її сполуки, нікель та його сполуки).

2. Органічні сполуки:

2.1 Ароматичні вуглеводні ( $C_xH_y$ ): леткі (бензол, нафталін), напівлеткі (антрацен, флуорантен, бензо(а)пірен, бензо(б)флуорантен, бензо(к)флуорантен, бензо(г,н,і,)перілен, індено(1,2,3-сд)пірен).

2.2 Феноли та фталати ( $C_xH_yO_z$ ): нонилфеноли (4-нонилфенол), октилфеноли (4-(1,1, 3,3-тетраметил-бутил)-фенол), ди(2-етилгексил)-фталат.

2.3 Галогенорганічні сполуки ( $C_xH_y(F,Cl,Br)_z$ ), їх метаболіти, хлорфеноли тощо: леткі (тетрахлорметан (чотирихлористий вуглець), дихлорметан (хлористий метилен), 1,2-дихлоретан, гексахлорбутадиєн, тетрачлоретилен, трихлоретилен, трихлорметан (хлороформ), трихлорбензоли), напівлеткі (хлоралкани с10-13, алдрин, діелдрин, ендрин, ізодрин, ДДТ (сума ізомерів), пара-пара-ДДТ, гексахлорбензол, гексахлорциклогексан (ліндан), пентахлорбензол, гептахлор і гептахлорепоксид, гексабромциклододекан, пентахлорфенол, дикофол, ендосульфат, перфтороктановий сульфат і його похідні (ПФОС)).

2.4 Дифенілові етери, діоксини тощо: бромовані дифенілові ефіри (пентабромдифенілетер), діоксини і діоксиноподібні сполуки, аклоніфен, біфенокс, квіноксифен, циперметрин.

2.5 Металорганічні сполуки: сполуки трибутилолова (трибутилолова катіон).

2.6 Азоторганічні сполуки: атразин, симазин, трифлуралін, цибутрін, тербутрін, алахлор.

2.7 Пестициди похідні карбаміду: ізопротурон, діурон.

2.8 Фосфорорганічні сполуки: хлорпірифос (хлорпірифос-етил), хлорфенвінфос

суміш цис- і транс-ізомерів, дихлофос.

Для визначення показників, включених до першої групи, у пробах застосовуються переважно атомно-абсорбційна спектрометрія з електротермічною атомізацією (ЕТ-ААС) (ДСТУ ISO 15586:2012), оптико-емісійна спектрометрія з індуктивно-зв'язаною плазмою (ІЗП-ОЕС) (ДСТУ EN ISO 11885:2019), масспектрометрія, спектрометрія з індуктивно-зв'язаною плазмою (ІЗП-МС) (ДСТУ EN ISO 17294-2:2019). Треба враховувати, що чутливості цих методів може бути недостатньо для визначення ртуті у воді, для цього елемента зазвичай потребується модифікація системи введення проби та специфічну пробопідготовку, для визначення ртуті рекомендовано застосовувати атомно-флуорисцентний метод(АФС) (EN ISO 17852:2008) [4]. Загальні особливості цих методів наведені в таблиці 1.

Таблиця 1. Особливості застосування методів аналізу неорганічних ПЗР

Показ- ник	Середо- вище	Метод			
		ДСТУ ISO 15586:2012	ДСТУ EN ISO 11885:2019	ДСТУ EN ISO 17294-2:2019	EN ISO 17852:2008
Cd	Вода	Може знадобитися концентрування проби		Підходить оптимально	Не застосовується
Pb	Вода	Підходить оптимально	Може знадобитися концентрування проби	Підходить оптимально	Не застосовується
Hg	Вода	Потрібна модифікація системи вводу проби та застосування іншого методу  або використання більш чутливих приладів,			Підходить оптимально
Ni	Вода	Підходить оптимально		Потребує заміни нікелевих частин в аналітичній системі	Не застосовується
До ДВ та ЗР методи застосовуються після відповідної пробопідготовки					
Cd	ДВ	Підходить оптимально		Введення проб може швидко забруднити компоненти вводу іонів в мас-детектор	Не застосовується
Pb	ДВ	Підходить оптимально			Не застосовується
Hg	ДВ	Не застосовується	Використання іншого методу та чутливих приладів		Підходить оптимально

Показ- ник	Середо- вище	Метод			
		ДСТУ ISO 15586:2012	ДСТУ EN ISO 11885:2019	ДСТУ EN ISO 17294-2:2019	EN ISO 17852:2008
Ni	ДВ	Підходить оптимально			Не застосовується
Cd	ЗЧ	Підходить оптимально			Не застосовується
Pb	ЗЧ	Підходить оптимально			Не застосовується
Hg	ЗЧ	Не застосовується	Використання іншого методу та чутливих приладів		Підходить оптимально
Ni	ЗЧ	Підходить оптимально			Не застосовується
Еквівалентна вартість приладу [5]		2х	3х	4х	1х
Еквівалентна вартість однієї проби [5]		2х	2х	3х	2х
Кількість елементовизначень за день [5]		240	>3000	>3000	480

Підсумовуючи дані, наведені в таблиці 1, вибір оптимального методу або поєднання методів залежить від кількості проб, необхідності визначати інші елементи.

Дослідження проб на вміст показників другої групи здійснюється методами газової та рідинної хроматографії, але треба враховувати, що рідинна хроматографія використовується для напівлетких, нелетких речовин та речовин, що руйнуються під час нагріву, таким чином, для дослідження вмісту летких ПЗР рідинна хроматографія не застосовується[3]. З іншого боку ПЗР з групи 2.7 - Пестициди похідні карбаміду - є термічно нестабільними, але за рахунок процедури дериватизації їх можливо визначати методом газової хроматографії[3]. Таким чином, є метод, який може забезпечити повний спектр органічних ПЗР - це газова хроматографія з маспектрометричним детектуванням. Визначення показників за групами за допомогою цього методу:

2.1 (ДСТУ ISO 28540:2015, бензол - ДСТУ ISO 11423-1:2018),

2.2 (ДСТУ ISO 18857-1:2018, ДСТУ ISO 18856:2012 ),

2.3 (EN ISO 15680:2003, EPA method 625, EPA method 8270E, EN ISO 12010:2014),

2.4 (ДСТУ ISO 6468-2002, ISO 22032:2006, EPA Method 1614A, EPA Method 1613, EPA method 8270E),

2.5 (EN ISO 17353:2005),

2.6 (EPA method 525.2, EPA method 8270E),

2.7 (після дериватизації йодетаном відповідні публікації наведені в [3]),

2.8 (EPA method 525.2, EPA method 8270E).

### **Література**

1. Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту і Ради «Про встановлення рамок діяльності Співтовариства в галузі водної політики» від 23 жовтня 2000 року Офіційний вісник Європейського Союзу від 21.03.2008 — 2000 р., / L0060 /
2. Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy URL: <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2013:226:0001:0017:EN:PDF>
3. CIS Guidance Documents N° 19 - Surface water chemical monitoring URL: [https://circabc.europa.eu/sd/a/e54e8583-faf5-478f-9b11-41fda9e9c564/Guidance No 19 - Surface water chemical monitoring.pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/e54e8583-faf5-478f-9b11-41fda9e9c564/Guidance%20No%2019%20-%20Surface%20water%20chemical%20monitoring.pdf)
4. Калініченко О. О., Мельников А.Ю. Використання атомно-спектральних методів під час дослідження елементного складу об'єктів довкілля. Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей XVI Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 14-18 вересня 2020 р.) / УКРНДІЕП. – ПП «Стиль-Іздат», 2020. — 292 с.
5. Side by side comparison: GFAAS vs ICP-MS vs ICP-OES URL: <https://www.agilent.com/en/product/atomic-spectroscopy/gfaas-vs-icp-ms-vs-icp-oes>

**Михайлов С. С.**, аспірант;

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

**Варламов Є. М.**, канд. техн. наук, старш. наук. співр.;

**Палагута О. А.**, канд. техн. наук, ст. наук. співр.

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

## **НЕОБХІДНІСТЬ ВПРОВАДЖЕННЯ ПОЛОЖЕННЯ ПРО РЕГІОНАЛЬНИЙ ЦЕНТР МОНІТОРИНГУ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА ДЛЯ ПОКРАЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ХАРКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ**

Харківська область є однією з найбільших областей України за територією, населенням та розвитком народногосподарського комплексу. Це великий промисловий центр України, в якому представлені практично всі види економічної діяльності. Особливості соціально-економічного розвитку, вигідне географічне розташування та наявний природно-ресурсний потенціал сприяють прискореному соціально-економічному розвитку області, унаслідок чого вона займає важливе місце в економіці України.

Разом з тим, висока концентрація промислового, сільськогосподарського виробництва, транспортної інфраструктури на території області у поєднанні зі значною щільністю населення створюють достатньо велике навантаження на біосферу.

Основою екологічної політики Харківської обласної державної адміністрації є принципи сталого розвитку, закладені у Законі України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року».

Протягом тривалого часу економічний розвиток супроводжувався незбалансованою експлуатацією природних ресурсів.

На теперішній час суспільство дійшло тієї стадії розвитку, коли без вирішення проблем охорони навколишнього природного середовища, забезпечення належної якості життя людей подальший сталий розвиток стає неможливим. Необхідно забезпечити гармонійно збалансоване виробництво і споживання природних ресурсів, упровадження сучасних ресурсозберігаючих технологій при мінімальному рівні негативного впливу на навколишнє природне середовище. Метою екологічної діяльності Харківської обласної державної адміністрації є досягнення покращення

стану довкілля шляхом об'єднання та координації зусиль органів місцевої влади і місцевого самоврядування, організацій, підприємств, установ, залучення громадськості та інших зацікавлених сторін до вирішення пріоритетних проблем області, запровадження системного підходу до всіх напрямів соціально-економічного розвитку, збалансованого природокористування, збереження та відновлення природних екосистем. Принципи такої екологічної політики необхідно урахувати при формуванні і виконанні відповідних цільових програм, положень, розпоряджень розвитку Харківської області. [1]

Державне регулювання у цій сфері не може існувати без ефективної системи нагляду за станом середовища, тобто без системи постійно діючого моніторингу. Моніторинг дозволяє виявляти критичні та екстремальні ситуації, фактори антропогенного впливу на довкілля, здійснювати оцінку та прогноз стану об'єктів спостереження, керувати процесами взаємовпливу об'єктів гідросфери, літосфери, атмосфери, біосфери та техносфери.

У процесі екологічного моніторингу проводиться система спостережень, яка включає обробку, передачу, збереження й аналіз інформації про стан довкілля для прогнозування його змін і розроблення науково обґрунтованих рекомендацій для прийняття ефективних управлінських рішень.

Спостереження проводяться за:

- якістю атмосферного повітря (Харківський регіональний центр з гідрометеорології проводить спостереження за забрудненням атмосферного повітря міста Харків на 10 стаціонарних пунктах спостереження, обладнаних комплектними лабораторіями «ПОСТ-1» та «ПОСТ-2»);

- рівнем впливу шкідливих фізичних і біологічних чинників; гідрологічними та гідрохімічними характеристиками водних об'єктів;

- рівнем екологічної безпеки збереження (захоронення) відходів, у тому числі токсичних; скидом стічних вод до поверхневих водних об'єктів;

- рівнем ґрунтових вод; станом територій та об'єктів природно-заповідного фонду.

З метою здійснення управління охороною навколишнього природного середовища міста, відповідно до ст. 16 Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища» зазначена інформація використовується Харківською обласною державною адміністрацією для виконавчо-розпорядчої діяльності, прийняття відповідних рішень, своєчасного реагування у разі виникнення надзвичайних ситуацій, а також для:



- інформування населення про стан навколишнього природного середовища, динаміку його зміни, джерела забруднення, розміщення відходів чи іншої зміни навколишнього природного середовища;

- негайного інформування населення та всіх зацікавлених організацій про надзвичайні екологічні ситуації; забезпечення вільного доступу до екологічної інформації, яка не становить державну таємницю і міститься у списках, реєстрах, архівах та інших джерелах. [2]

Проведення моніторингу покладено на дев'ятьох суб'єктів системи моніторингу: Мінприроди, МНС, МОЗ, Мінагрополітики, Держкомприродресурсів, Держкомлісгосп, Держводгосп, Держкомзем і Держжитлокомунгосп.

Забезпечення функціонування єдиної системи моніторингу є достатньо складним завданням, яке потребує вирішення цілого ряду як організаційних, так і технічних питань.

Відповідно до функціональних завдань (отримання і збереження первинних даних; оброблення, аналіз і подання інформації; оцінка, контроль та планування заходів щодо поліпшення стану окремих компонентів довкілля) на рівні окремих суб'єктів системи моніторингу створено власну структурно-організаційну, науково-методичну та технічну бази.

При цьому забезпечується проведення спостережень за станом окремих компонентів довкілля, впливом на нього відповідних джерел забруднення та природних процесів і явищ.

Неоптимальне функціонування системи моніторингу на сьогодні зумовлюється низьким рівнем уніфікації нормативно-методичної бази, технічного забезпечення та взаємодії її суб'єктів, а також недостатнім обсягом фінансування робіт.

Основними недоліками, що зумовлюють низьку ефективність функціонування системи моніторингу, є:

- відсутність єдиної мережі спостережень;
- застаріле технічне і методичне забезпечення спостережень;
- відсутність сучасного технічного оснащення центрів системи моніторингу в більшості регіонів;
- неузгодженість окремих елементів інформаційних технологій, що використовуються суб'єктами системи моніторингу;
- неповна відповідність нормативно-технічного та нормативно-правового забезпечення системи моніторингу сучасним вимогам.[3]

Одним із основних інструментів державної екологічної політики в сучасних умовах є комплексні екологічні програми, які дозволяють ефективно вирішувати складний комплекс проблем, пов'язаних з напруженим станом навколишнього середовища України, в тому числі на регіональному рівні. Теоретико-прикладною базою розробки регіональних екологічних програм мають бути відповідні методологічні, методичні, правові, політичні, аналітичні основи.

Подолання зазначених недоліків є підставою для розробки положення про регіональний центр моніторингу навколишнього природного середовища Харківської області

Метою регіональних систем моніторингу довкілля (далі РСМД) є впровадження стратегії і плану дій державної системи моніторингу довкілля (далі ДСМД) на рівні адміністративно-територіальних регіонів, підвищення рівня виконання її основних функцій, що спрямовані на забезпечення потреб органів державного управління, місцевого самоврядування та громадськості в оперативній і достовірній інформації про стан навколишнього природного середовища України, виконання цієї мети є підставою для створення та функціонування регіонального інформаційно-аналітичного центру (РІАЦ) моніторингу довкілля Харківської області (РІАЦ), в рамках створюваної в області комплексної регіональної системи моніторингу довкілля. Центр створюється на основі існуючих організаційних та штатних структур при державному управлінні охорони навколишнього природного середовища в Харківській області.

Під обласною системою моніторингу довкілля розуміється інформаційна система спостереження, збирання, оброблення, збереження, аналізу та передавання інформації про стан довкілля області, прогнозування його змін і розроблення науково обґрунтованих рекомендацій для прийняття рішень щодо запобігання негативним змінам стану довкілля та дотримання вимог екологічної безпеки.

РІАЦ у своїй діяльності керується Конституцією України, законами України та іншими нормативними актами природоохоронного законодавства, наказами, постановами і рішеннями Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України, Держуправління екології та природних ресурсів в Харківській області та цим Положенням.

РІАЦ створюється з метою підвищення ефективності управління екологічним станом регіону за рахунок інтеграції екологічної та екологічно-значимої інформації, комплексного аналізу екологічного стану довкілля та прогнозування його змін, забезпечення органів державного та місцевого самоврядування необхідною інформацією про стан довкілля, аналізу екологічної ситуації в регіоні і інформаційно-

аналітичної підтримки прийняття рішень в області охорони довкілля, раціонального використання природних ресурсів та екологічної безпеки, а також для проведення робіт та послуг, на які не передбачене бюджетне фінансування.

РІАЦ повинен виконувати наступні завдання:

- збирання даних від суб'єктів моніторингу довкілля Харківській області;
- оброблення даних, які одержані від суб'єктів моніторингу довкілля Харківській області;
- збереження інформації у вигляді баз даних (БД) та узагальнених результатів обробки даних;
- аналіз інформації моніторингу з метою оцінки стану довкілля в Харківській області та прогнозування його змін;
- надання аналітичної, оцінювальної та прогнозної інформації про стан довкілля області структурним підрозділам Державного управління охорони навколишнього природного середовища в Харківській області, ІАЦ ДСМД, органам влади державного та місцевого самоврядування та громадськості області;
- розроблення науково обґрунтованих рекомендацій для прийняття рішень щодо запобігання негативним змінам стану довкілля та дотримання вимог екологічної безпеки;
- надання методичної допомоги підприємствам з питань організації моніторингу довкілля;
- обслуговування та забезпечення функціонування системи моніторингу довкілля Харківської області. [4]

Напрями і заходи діяльності РІАЦ, обсяги їх фінансування затверджуються рішеннями Харківської обласної ради щороку на відповідний фінансовий рік окремими додатками до рішень про затвердження обласного бюджету.

Умовою належного виконання Положення є об'єднання зусиль структурних підрозділів Харківської обласної державної адміністрації та інших учасників Положення, координація та узгодженість їх дій, ефективна організація роботи.

Підвищення ефективності виконання заходів Положення досягається за рахунок наукового опрацювання технічних та організаційних рішень щодо моніторингу навколишнього природного середовища та управління екологічною діяльністю, забезпечення проведення оцінки впливу на довкілля та стратегічної екологічної оцінки.

Очікувані результати виконання Положення:

- належному забезпеченню органів державної влади та органів місцевого самоврядування, громадських і міжнародних організацій обґрунтованою, об'єктивною і достовірною інформацією про стан навколишнього природного середовища;
- поліпшенню управління у сфері охорони навколишнього природного середовища та забезпеченню раціонального природокористування;
- оптимізації фінансових витрат на забезпечення функціонування системи моніторингу за рахунок підвищення ефективності використання наявних можливостей;
- оперативному реагуванню місцевих органів виконавчої влади та органів місцевого самоврядування на виникнення або загрозу виникнення надзвичайних ситуацій та належному контролю за їх розвитком і ліквідацією наслідків;
- поліпшенню координації дій суб'єктів системи моніторингу під час планування, організації та проведення спостережень і спільних заходів.

Таким чином, потребу регіоналізації екологічної політики можна пояснити не тільки значною екологічною диверсифікацією території України, а передусім, особливостями соціально-економічних процесів у регіонах, які в історичному, природному, соціальному, економічному відношеннях є далеко не однорідними. Звідси випливає об'єктивна необхідність регіональної диференціації управлінських рішень та практичних дій, спрямованих на стабілізацію і поліпшення екологічної ситуації. Потреба створення регіонального інформаційно-аналітичного центру виникає тоді, коли в умовах диверсифікованого екологічного простору стає очевидною низька результативність уніфікованих механізмів регулювання стану довкілля. Саме ці напрями можуть бути перспективними у проведенні подальших досліджень у галузі нормативно-правового регулювання екологічної безпеки України.

### **Література**

1. <https://kharkivoda.gov.ua/content/documents/1063/106262/Attaches/2021-2027.pdf>
2. <http://kharkiv.rocks/reestr/663431>
3. <https://zakon.rada.gov.ua/go/992-2004-p>
4. Положення про регіональний центр моніторингу навколишнього природного середовища Харківської області (Проект)

УДК 628.16:

**Монін В. Л.**, канд. біол. наук, доц.;

**Хлєстова О. А.**, канд. техн. наук, доц.

*Кафедра охорони праці й навколишнього середовища, 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;*

## **СЕЗОННА ХАРАКТЕРИСТИКА РОСЛИННОЇ БІОМАСИ ШТОРМОВИХ ВИКИДІВ БІЛОСАРАЙСЬКОЇ ЗАТОКИ АЗОВСЬКОГО МОРЯ**

У рослинному співтоваристві Азовського моря значну роль відіграють макрофіти та морські трави (Блінова, 2007). Водорості, що ростуть, і вища водна рослинність, є важливим фактором очищення вод від антропогенного забруднення. За рахунок них формуються штормові викиди, які накопичуються на березі та в морі. При збиранні викидів та плаваючих скупчень біля берега з води буде вилучено велику кількість біогенів - забруднюючих органічних та мінеральних речовин. У разі попадання викидів знову в море відбудеться вторинне, сильніше забруднення води як за рахунок розкладання безпосередньо рослинної біомаси, так і внаслідок рясного розвитку на них мікроорганізмів (Блінова, Сабурін, 2005).

Попередні дослідження зазначали, що величина первинної продукції Азовського моря перевищує здатність його екосистеми утилізувати її природними способами (Монін, Мачуха, 2012). В результаті в морі відбувається накопичення органічного мулу. Для розвантаження морської екосистеми від зайвої органіки необхідно навчитися витягувати з моря цю органіку та використовувати як сировину на медичні, харчові, кормові та технічні цілі (Монін, Хлєстова, 2020).

Штормові викиди рослинної біомаси є найпростішим початковим етапом використання морської органіки. Водорості та трави з викидів є цінною сировиною, передусім для виробництва біопалива та компосту (Монін, Рязанцев, 2021).

**Ціллю досліджень** були спостереження за сезонним утворенням штормових викидів та визначення їх кількісного та якісного складу, як сировини для отримання біогазу – метану.

Спостереження за утворенням штормових викидів проводили з квітня 2021 року по лютий 2022 року, в районі Азовської науково-дослідної станції (АНДС)

Приазовського державного технічного університету, розташованої на північній стороні Білосарайської затоки Азовського моря.

Кількісний облік водоростевих викидів здійснювали щомісяця шляхом фотофіксації у північно-східному та південно-західному напрямках ділянки берега АНДС.

Викиди являли собою берегові вали різної протяжності, маси та часу утворення, при цьому біля берега могли залишатися плаваючі скупчення рослинної маси (водорості). Проби відбирали з берегових чи плаваючих рослин. Пробу промивали від мінеральних включень (піску, гальки, мушлі та ін.) в тазу з морською водою, збираючи з поверхні плаваючі рослини.

Якісний склад викидів визначали за допомогою методу фотофіксації кожної проби, де чітко проглядався їхній склад (додаток).

Первинну обробку зібраного матеріалу проводили березі відразу після взяття проб. Рослини після стікання (до видалення видимих слідів води) зважували, визначаючи сиру масу, а після сушіння – суху. Висушування проводили при температурі 60-70°C до постійної ваги. Зважування наважок здійснювали на терезах (межа зважування – 20 0г) з дискретністю відліку - 0,01г.

Мінералізацію проб проводили в муфельній печі при температурі 450°C ДСТУ 7670. Зважування мінеральних залишків здійснювали на вагах (межа зважування – 220 г) з дискретністю відліку – 0,001г. Різницю між сухою та мінералізованою масами розглядали як органічну речовину.

### **Коротка характеристика сезонних штормових утворень**

Сезонна динаміка якісних та кількісних показників викидів залежала від сили та напрямку штормових вітрів, що формують прибережні течії. Зганяні вітри східних румбів осушували берегову лінію з викидами. Нагінні вітри південних румбів розмивали їх берегові скупчення.

У весняний період спостерігали як перерозподіл зимової берегової біомаси (рис 1), і наявність свіжих викидів зелених водоростей, переважно, ентоморфи. Зрідка зустрічалися червоні водорості (цераміум). Найбільші скупчення відзначені у травні та становили до 9,0 кг/м<sup>2</sup> сирої біомаси прибережної смуги викидів. Температура моря початку травня перевищувала 15°C.



*Рисунок 1 – Весняний розподіл зимових штормових викидів, 25.04.21р. (вигляд у бік п. Ялта).*

Літній період характеризувався зростаючим розмаїттям берегової біомаси, як трав, і водоростей (рис 2). Східні вітри виносили на берег обірвані частини зостери з зеленими і бурими водоростями, що ростуть на них. Південно-західні вітри приносили зелені, бурі та червоні водорості разом з їх субстратом (раковини молюсків, дрібні камінці та ін.). У цей період водоростеві скупчення досягали щільності до 21 кг/м<sup>2</sup> сирої біомаси і сягали сотні метрів прибережної смуги. Наступні сильні (при вітрі до 15 м/с) нагінні течії переформатовали берег, змивали в морі рослинну біомасу і після поліпшення погодних умов починалося нове формування берегових водоростевих валів. Найбільша температура води в морі була на початку серпня і сягала 28°C.

В осінній період процеси утворення рослинної біомаси в морі та накопичення викидів на березі проходили без видимих змін, про що свідчили характерні вали викидів. Зниження температури повітря в цей період сприяло уповільненню процесів розкладання органіки викидів та збереженню структури берегових валів. Відзначено утворення берегових «куп», що височіють над рівнем загального валу і захищають його хвильовий розмив (рис 3). При цьому утруднялося винесення біомаси на берег і в прибережній смугі формувалися водоростеві мати, які могли переміщатися вітровими течіями.



*Рисунок 2 – Літні утворення штормових викидів, 20.06.21р. (вигляд у бік п. Юрїївка).*

«Купи» являли собою щільні нашарування морської трави, водоростей та берегового матеріалу. У цей період водоростеві скупчення досягали середньої густини до 30 кг/м<sup>2</sup> сирої біомаси, «купини» - до 50 кг/м<sup>2</sup>. Температура моря знижувалася з 20 °С у вересні до 6 °С наприкінці листопада.



*Рисунок 3 – Осіннє утворення штормових «купин» та прибережних водоростевих матів, 25.09.21 р*



*Рисунок 4 – Зимовий розподіл штормових викидів, 19.02.22р (вигляд у бік п. Ялта)*

У зимовий період, переважно, спостерігали перерозподіл берегових викидів, з подрібненням прибоєм їх структури (рис 4). Свіжа біомаса була представлена незначною кількістю морської трави та зелених водоростей. Вітри південних румбів виносили подрібнену біомасу на 10 – 15 метрів від урізу води в зону прибережної рослинності, залишаючи шари завтовшки до 24 см. Максимальна температура води не перевищувала 8°С.



### Сезонні показники кількісного складу штормових викидів

За час досліджень було зібрано та досліджено проби штормових викидів, у яких визначали співвідношення сирої та сухої мас (табл. 1), а також вміст органічних та мінеральних речовин (табл. 2). Проведено експериментальне зневоднення (сушіння) штормових викидів різних періодів з різним рослинним вмістом. Для цього використовували спеціальні сітчасті настили, розташовані під навісами, що провітрюються.

Таблиця 1 – Показники сирої та сухої мас у водоростей та штормових викидів у 2021 році

№	Джерело матеріалу, дата	Сира маса, г.	Суха маса, г.	Суха маса, %
1	Зелені (17.04.21 р)	15,30	1,94	<b>12,68</b>
2	Зелені (18.04.21 р)	13,78	1,87	<b>13,57</b>
3	Червоні (25.04.21 р)	15,262	3,080	<b>20,18</b>
4	Зелені (01.05.21 р)	7,06	0,76	<b>10,8</b>
5	Бурі (01.05.21 р)	7,12	1,26	<b>17,7</b>
6	Суміш (мати) (13.11.21 р)	51,0	9,10	<b>17,84</b>
7	Суміш (потік) (27.11.21 р)	44,34	9,39	<b>21,18</b>
8	Суміш (берег) ( 05.12.21р)	96,72	20,66	<b>21,36</b>
9	Суміш (берег) (11.12.21 р)	24,54	4,35	<b>17,73</b>

В результаті попередніх досліджень було встановлено, що штормові викиди північного узбережжя Білосарайської затоки містили від 11,72 до 22,19 % сухих речовин.

А саме: морська трава – від 16,85 до 18,61 %; зелені – від 15,33 до 17,66 %; зелені нитчасті – від 11,72 до 18,45 % та червоні – 21,01 до 22,19 % (Монін, Хлестова, 2020).

За досліджуваний період, суха маса окремо зібраних типів водоростей демонструвала приблизно такі ж показники, як і в попередній рік (табл. 1). Найбільше сухої речовини мали червоні водорості: 20,18%; бурі – 17,7%; зелені – від 10,80 до 13,57%.

Відомо, що морські трави та водорості різних морів мають такий вміст сухої речовини: у сирих тканинах зостери морської міститься 20–25% сухих речовин; червоних водоростей – 13-33%; бурих - 10-20%; зелених - 16-20% (Биков, 1999).

Вміст сухої речовини (мінеральної та органічної) у викидах у листопаді – грудні 2021 року становив 17,73 - 21,36 %.

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.

В результаті досліджень встановлено: 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, ступок, гравію тощо)

Таблиця 2 – Склад сухої мінеральної та органічної речовини у штормових викидах рослинної біомаси у 2021 році

№ Проби	Дата відбору проби	Суха наважка, г.	Мінеральний залишок, г	Органіка, %	Примітки
1	01.05.21 р	5,29	2,12	<b>59,92</b>	Суміш переважають бурі водорості
2	07.05.21 р	5,69	2,16	<b>62,04</b>	Суміш переважають бурі та червоні водорості
3	15.05.21 р	4,16	1,33	<b>68,03</b>	Суміш переважають зелені та червоні водорості
4	21.05.21 р	5,08	2,25	<b>55,70</b>	Суміш переважають зелені водорості
5	20.06.21 р	4,41	0,90	<b>79,59</b>	Суміш, переважає зостера вузьколистна
6	31.07.21 р	2,64	0,75	<b>71,59</b>	Мати біля берегу, переважають бурі водорості
7	24.09.21 р	7,75	2,56	<b>66,77</b>	Суміш, потік вздовж берега, є трава та водорості
8	06.11.21 р	11,60	5,32	<b>54,14</b>	Суміш, берегова купина (без промивання)
9	06.11.21 р	8,75	3,40	<b>61,14</b>	Суміш, берегова купина (промита прісною водою)
10	13.11.21 р	8,86	3,55	<b>59,93</b>	Мати біля берегу, переважають зелені водорості

Проби № 8 і № 9 слід розглядати лише за результатом промивки перед зважуванням, оскільки «купина» деякий час перебувала на повітрі та підсохла. Різниця між пробами становить 7 % і, ймовірно, посідає воду (промивання) і твердий береговий матеріал.

Отримані сухі зразки штормових викидів та результати їх досліджень надалі будуть використані для експериментального метаногенезу та отримання біогумусу для наземних рослин.

## Висновки

В результаті досліджень встановлено – берегові та прибережні штормові викиди всесезонно доступні для використання. Сезонна динаміка їх якісних та кількісних показників залежала від сили та напрямку штормових вітрів, що формують прибережні течії. Зганяні вітри східних румбів осушували берегову лінію з викидами. Нагінні вітри південних румбів розмивали їх берегові скупчення.

Найбільше сухої речовини мали червоні водорості: 20,18%; бурі – 17,7%; зелені – від 10,80 до 13,57%.

Вміст сухої речовини (мінеральної та органічної) у викидах у листопаді – грудні становив 17,73 - 21,36 %.

Біомаса сухої органічної речовини викидів коливалася від 55,7 до 79,59% і залежала від кількісного складу рослин і наявності в ньому твердого берегового матеріалу (піску, стулок, гравію і т д).

## Література

1. Блинова Е.И. Водоросли-макрофиты и травы морей европейской части России (флора, распределение, запасы, марикультура). – М.: Изд-во ВНИРО, 2007. – 114с.
2. Блинова Е.И., Сабурин М.Ю. (ВНИРО) Штормовые выбросы макрофитов(на примере Анапской бухты, Черное море) // Прибрежные гидробиологические исследования: Труды ВНИРО.- М.: Изд-во ВНИРО, 2005.- Т. 144.- С. 286-293.
3. 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 «Стиль-Іздат», 2020. — С. 188 - 194.
4. Монин В.Л., Мачуха С.Г. Экологические проблемы гипертрофности прибрежных вод города Мариуполя. - Университетская наука-2012: Международная научно-техн. конф., ГБУЗ «Приазовский государственный технический университет», г. Мариуполь, 24-27 апреля 2012 г.- Мариуполь: ГБУЗ «ПГТУ», 2012.- Т.2. - С.102-103.
5. Монин В.Л., Рязанцев Г.Б. Оценка пригодности штормовых выбросов Белосарайского залива Азовского моря для метаногенеза./ Система «Планета Земля»: Коллективная монография: 25 лет сборнику «Система Планета Земля» (2021-2022). – М.: ЛЕНАНД, 2021.- С. 263-270.

6. ДСТУ 7670:2014. Сировина і продукти харчові. Готування проб. (Мінералізація для визначення вмісту токсичних речовин). – Київ.:Мінекономрозвитку України, 2015.- С.12.

7. Справочник по химическому составу и технологическим свойствам водорослей, беспозвоночных и морских млекопитающих/ Под ред. В.П. Быкова. — М.: Изд-во ВНИРО, 1999. — 262 с.

**Додаток: фото проб штормових викидів рослинної біомаси Білосарайської затоки Азовського моря у 2021 році**



Проба 1



Проба 2



Проба 3



Проба 4



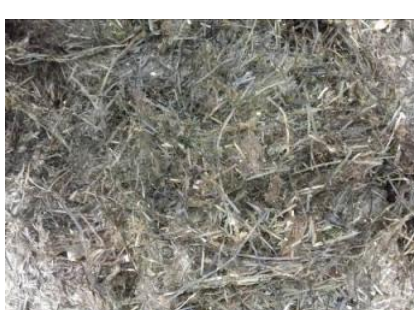
Проба 5



Проба 6



Проба 7



Проба 8



Проба 9

**Ольховик Ю. О.**, д-р техн.наук, ст. дослідник

*Київський Національний авіаційний університет, Київ, Україна*

**Бондар Ю. В.**, канд.геол-мін.наук, ст. наук. співр.

*Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», Київ, Україна*

## **ОСОБЛИВОСТІ ПОВОДЖЕННЯ З РАДІОАКТИВНИМИ ВІДХОДАМИ МАЛИХ МОДУЛЬНИХ РЕАКТОРІВ NUSCALE POWER MODULE**

2021 рік можна вважати роком початку ренесансу ядерної енергетики в усьому світі з огляду до висновку більшості провідних країн що найближчими роками одним із основних джерел зростання світової економіки та її декарбонізації стане атомна енергетика. Саме вона здатна в найстисліші терміни замінити вугільну енергогенерацію та запобігти глобальній енергетичній кризі. Криза в енергетичній сфері ще більш проявилася внаслідок всеосяжних санкцій, введених світовим товариством проти РФ за розв'язування війни проти України, що призводить до зменшення об'ємів надходження вуглеводнів на світовий ринок.

В розрізі боротьби суспільства за обмеження викидів CO<sub>2</sub> та проти використання РФ вуглеводнів як засобів політичного тиску атомна енергетика безперечно має великий потенціал щодо подальшого розвитку. Водночас об'єктивно існують стримуючі економічні та соціально-політичні фактори на шляху впровадження нових ядерних енергетичних об'єктів. Такими факторами є великі капітальні витрати та тривалий термін будівництва нових атомних електростанцій, що створює додаткові екологічні і інвестиційні ризики та знижує конкурентну здатність атомної енергетики, яка традиційно використовує ядерні установки великої потужності.

На даний час малі модульні реактори (ММР) розглядаються суспільством як перспективна технологія розвитку атомної енергетики, яка має переваги у порівнянні із великими ядерними реакторами, оскільки потребує менших капітальних інвестицій, має невеликий строк реалізації, вищі показники безпеки та можливість маневрування потужністю.

У вересні 2021 року НАЕК «Енергоатом» та компанія NuScale Power підписали Меморандум про взаєморозуміння з метою вивчення можливості будівництва АЕС з реакторами NuScale в Україні. Будівництво і експлуатації ММР розглядається як

реальні заходи на заміну вуглецевим тепловим електростанціям та збільшення маневрових потужностей в Об'єднаній енергосистемі України.

NuScale Power Module (NPM) – мініреактор водяного типу під тиском. Один модуль розрахований на потужність 77 МВт (електр). Технологія дозволяє масштабувати реакторні установки на одній електростанції. Модульна АЕС з легководним реактором NuScale Power може застосовуватись для виробництва електроенергії, централізованого опалення, опріснення води, виробництва водню, а також в інших технологічних теплових системах.

У серпні 2020 року MMP NuScale став першим і єдиним малим модульним реактором, який отримав схвалення Комісії з ядерного регулювання США. Міністерство енергетики США анонсувало фінансову підтримку незалежній перевірці звіту щодо аналізу безпеки MMP від NuScale Power, яку мав проводити Державний науково-технічний центр з ядерної та радіаційної безпеки (ДНТЦ ЯРБ) України, але вторгнення армії РФ в Україну загальмувало початок ліцензування MMP NuScale Power Module в Україні.

З огляду на зазначене, проблеми, пов'язані з поводженням з відпрацьованим паливом та з утворенням радіоактивних відходів під час експлуатації MMP NuScale Power Module ще не знайшли екологічно безпечного та економічно доцільного інженерного і технологічного вирішення.

В Україні, де ядерна енергетика функціонує більш як 60 років, є значний досвід поводження з відпрацьованим ядерним паливом і з радіоактивними відходами, АЕС України з реакторами ВВЕР мають належну інфраструктуру. Тому поводження з відпрацьованим паливом, що виробляється MMP NuScale Power Module, який заснований на відомих технологіях легководних реакторів, не буде проблемою. Оскільки малі модульні реактори такого типу працюватимуть на тому ж пальному, що й традиційні великі атомні електростанції з реакторами ВВЕР, з їхнім відпрацьованим паливом можна поводитися так само, як і з відпрацьованим паливом великих реакторів, хоча безумовно в ході експлуатації будуть визначені деякі відмінності, по'язані з різною геометрією активної зони і різним ступенем вигорання ядерного палива. Відповідно мають бути внесені зміни у проект Центрального сховища відпрацьованого ядерного палива, призначеного для довгосторокового зберігання відпрацьованих тепловиділяючих збірок на території Зони відчуження.

Слід зазначити, що реактор типу MMP — це не компактний пристрій у вигляді одного блоку (модуля), який можна просто встановити на майданчику, включити та отримати на виході електроенергію. Незалежно від потужності та розмірів реактора,

будь-яка АЕС є складною системою, що включає крім реактору, ще турбогенератор, захисну оболонку, а також комплекс активних та пасивних систем безпеки, та допоміжних систем та обладнання, що забезпечують роботу реактора, турбіни і генератора та інше. Крім того, це системи та обладнання поводження зі свіжим та відпрацьованим ядерним паливом, з твердими і рідкими радіоактивними відходами.

Рекомендації МАГАТЕ [1] щодо АЕС з реакторами ММР наголошують, що в проекті повинні бути передбачені:

- системи для обробки твердих радіоактивних відходів і рідких радіоактивних відходів, щоб підтримувати кількість і концентрацію радіоактивних викидів нижче дозволених меж скидів і настільки низьких, наскільки це розумно і досяжно.
- системи та засоби для поводження з радіоактивними відходами та їх зберігання на майданчику атомної електростанції або на об'єкті з переробки відходів за його межами мають бути передбачені на період часу, що відповідає наявності відповідного варіанту захоронення.
- конструкція установки повинна включати відповідні елементи для полегшення руху, транспортування та поводження з радіоактивними відходами. Слід звернути увагу на забезпечення технологіями і засобами для кондиціювання радіоактивних відходів.

Однак наразі надзвичайно мало публікацій з аналізу поводження та утилізації потоків радіоактивних відходів, що утворюються при нормальній експлуатації ММР NuScale Power Module. Хоча витрати та терміни для розгортання ММР обговорюється в багатьох публікаціях, впливом, який ці паливні цикли матимуть на поводження з ядерними відходами та їх захоронення, як правило, нехтують. Група дослідників зі Стенфордського університету та Університету Британської Колумбії [2] порівняли різні конструкції ММР з водяним реактором під тиском PWR потужністю 1100 МВт за показниками еквівалентного енергії об'єму, радіохімії, тепла розпаду та складу ізотопів, що розщеплюються, питомого утворення радіоактивних відходів високого, середнього та низького рівня активності.

Зазначено, що 3400-MW<sub>th</sub> PWR втрачає <3% своїх вільних нейтронів, тоді як 160-MW<sub>th</sub> PWR може втрачати >7%. Начебто невелике збільшення витоків нейтронів має значний вплив на критичність активної зони та вихідну потужність і буде призводити до зниженого вигорання ядерного палива.

**ВЯП: вигорання, маса та об'єм.** Для ММР NuScale Power Module, який використовує паливо UO<sub>2</sub>, збагачене до ~5% мас.% <sup>235</sup>U, втрата нейтронів зменшить вигорання палива з ~55 МВт/кг, що досягається за допомогою PWR, до рівня 26-34

МВт/кг. У перерахунку на еквівалент енергії маса ВЯП, яке буде вивантажено з MMP NuScale Power Module, в 1,7 раза більша, ніж маса ВЯП, що утворюється PWR потужністю 1 ГВт. Для проектів MMP NuScale Power Module потужністю 160 МВт об'єм утворення ВЯП складатиме 5,1 м<sup>3</sup> ВЯП/ГВт-рік у порівнянні з 2,0 м<sup>3</sup> ВЯП/ГВт-рік для PWR.

**Довгоживучі тверді низько- та середньоактивні відходи.** Довгоживучі НСАВ складаються з компонентів розташованих біля активної зони реактора, які стали активованими після поглинання нейтронів, що витікали з активної зони. Оскільки зазначені компоненти MMP складатимуться з нержавіючої сталі зі складом, подібним до складу PWR (тобто, нержавіюча сталь типу 304/304L), можливо порівняти об'єм довгоживучих НСАВ, які можуть виникнути внаслідок виведення з експлуатації 160-МВт MMP NuScale Power Module з відповідними показниками для 3400-МВт PWR. Один MMP генеруватиме 0,29-0,53 м<sup>3</sup>/ГВт-рік. У порівнянні з PWR (3,1E-2 м<sup>3</sup>/ГВт-рік), MMP NuScale збільшить енергетичний еквівалент об'єму довгоіснуючих відходів зняття з експлуатації НСЗВ, які потребують геологічного захоронення, у 9-17 разів.

**Можливі рішення щодо поводження з РАВ при експлуатації MMP NuScale Power Module на стадії нормальної експлуатації.**

Як вже зазначено, ЯУ з використанням MMP має мати відповідні системи поводження з РАВ, які утворюються в режимі нормальної експлуатації. Однак склад цих систем може помітно відрізнитися в залежності від запроєктованої потужності АЕС. Якщо MMP будуть збудовані на площадках діючих АЕС, то звичайно існуюча система поводження з РАВ має бути адаптована до потоку відходів, що будуть генерувати модульні реактори. Для твердих відходів будуть застосовані традиційні методи ущільнення шляхом пресування. Однак з огляду на зазначені особливості активації матеріалів із нержавіючої сталі має бути налагоджений контроль активності довгоживучих радіонуклідів. Ця активована сталь містить радіоізотопи з періодом напіврозпаду більше кількох тисяч років (наприклад, <sup>59</sup>Ni, <sup>14</sup>C, <sup>94</sup>Nb, <sup>99</sup>Tc, <sup>93</sup>Zr, <sup>93</sup>Mo і <sup>36</sup>Cl), тому ці відходи мають бути захоронені в геологічному сховищі, що накладає відповідні умови при поводженні із зазначеними РАВ. Цей висновок справедливий і до корпусу реактора.

Об'єм рідких РАВ від MMP NuScale незрівняно менший ніж від ВВЕР-1000 або перспективного AP-1000, тому переробка РРВ на існуючих установках АЕС не має викликати проблем.

Однак, якщо АЕС буде створена на окремій площадці і експлуатуватися у складі 1-4 одиниць MMP NuScale, то виникає питання економічної ефективності створення



повномасштабної системи поводження з РАВ з відповідними установками переробки і зберігання кондиційованих РАВ на площадці. З огляду на це, як перспективне рішення можна розглядати спрощену лінію переробки твердих НСАВ у складі ділянки сортування і характеристикації РАВ з наступною підпресовкою з використанням недорогих пресів зусиллям 10-30 тон. Тимчасове зберігання кондиційованих таким чином твердих РАВ виконувати у захисних контейнерах у легкому ангарному сховищі. За такої системи виникає необхідність періодично залучати до транспортування контейнерів на подальше кондиціонування і захоронення ТРВ установки переробки РАВ, які запроектовані у складі другої черги комплексу «Вектор».

Наразі будь-які кількісні оцінки утворення рідких РАВ на ЯУ з ММП відсутні. Оскільки ММП NuScale є легководним енергетичним реактором, можливо використовувати деякі аналогії з відомим реактором PWR. Очікується, що рідкі РАВ, які утворюються при експлуатації ЯУ з ММП NuScale, будуть складатися головним чином із рідких відходів дезактивації, протічок трубопроводів і басейну витримки ВЯП і промивних вод фільтруючих систем і мати відносно невеликий об'єм з огляду на геометричні розміри парогенератору і незначну довжину трубопроводів.

Невеликі об'єми і низький солевміст рідини разом із незначним об'ємом шламів і фільтруючих матеріалів дають підстави розглядати як оптимальне рішення із створення ділянки прямого цементування РРВ з розміщенням цементного компаунду у стандартних 200-літрових бочках-контейнерах. Для тимчасового зберігання кондиційованих рідких РАВ слід використовувати зазначене легке ангарне сховище, об'єм якого можна оцінити виходячи із економічної оцінки вартості будівництва і логістики контейнерів до місця захоронення. Нещодавні наукові розробки вказують на перспективність використання геоцементів з метою створення стійкої довговічної матриці для гарантованої іммобілізації радіонуклідів [3-6]. Базуючись на багаторічному досвіді експлуатації PWR можна очікувати, що активність рідких відходів у вигляді водних розчинів буде невеликою, що дозволить розраховувати на захоронення цементованих відходів у приповерхневих сховищах комплексу «Вектор».

Паралельно розглядається інший підхід до організації системи поводження з РРВ на АЕС. У його основі закладено концепцію роздільного збору РРВ різних джерел із подальшим створенням замкнутих схем їх роздільної переробки. Розвиток та впровадження такого підходу дозволить значно підвищити надійність та знизити витрати на переробку РРВ. Одним із прикладів такої локальної схеми переробки РРВ вже впроваджена на ряді зарубіжних АЕС розробка фірми AREVA. Вона призначена для очищення дезактиваційних розчинів у замкнутому циклі. При цьому для самої

внутрішньоконтурної дезактивації замість ЕДТА використовуються м'які органічні кислоти (скоріше за все, суміші щавлевої та мурашиної кислот), що легко розкладаються під дією опромінення УФ. На наступних стадіях, проводять відділення гідролізованих оксидів за допомогою мікрофільтрації та фінішне очищення фільтрату за допомогою іонообмінних смол/селективних сорбентів.

Очищена контурна вода повертається у технологічний цикл, а всі вторинні ТРВ у вигляді цементованого концентрату та відпрацьованих іонообмінних смол/сорбентів підлягають захороненню. Очевидно, що впровадження аналогічної AREVA технології стосовно переробки РРВ різних джерел не тільки спростить їх подальше очищення, але й принесе значний економічний ефект.

Іншим прикладом локальної схеми переробки РРВ є поводження з аварійними РРВ на АЕС Фукусіма-1 [7]

Цілком очевидно, що поділ РРВ на етапі збору на потоки РРВ різних джерел, з їх подальшою роздільною переробкою та кондиціонуванням дозволить значно знизити кількість відходів, що підлягають подальшому зберіганню/захороненню.

Аналіз інформації дозволяє запропонувати такі принципи поводження з РРВ ММР, які дозволять мінімізувати екологічні ризики:

- Принцип масштабування
- Принцип роздільного збору РРВ різних джерел з подальшим створенням замкнутих схем їх переробки з використанням сучасних фізико-хімічних методів (мембранних, сорбційних) з використанням селективних сорбентів
- Принцип *in situ* цементування відпрацьованих фільтрів та сорбентів у геоцементні матриці з подальшою передачею ТРВ до пунктів зберігання/захоронення

Розроблені в ІГНС НАН України зразки селективних сорбентів на основі цеолітвмісного туфу Сокирницького родовища для селективного виділення радіонуклідів цезію та стронцію можуть бути використані для сорбційної очистки рідких радіоактивних середовищ, що утворюються при експлуатації ММР NuScale. Була показана висока швидкість адсорбції, що дозволяє використовувати сорбент як у статичних, і динамічних режимах сорбції [8]. Зазначений сорбент сумісний з геоцементною матрицею, і тому відпрацьований сорбент може буде інкорпорований до неї з метою створення стійкої довговічної матриці для гарантованої іммобілізації радіонуклідів з наступним захороненням у приповерхневих сховищах комплексу «Вектор». Ці розробки дозволяють як створювати системи переробки рідких РАВ як на самій площадці, так і розглядати можливість періодичного застосування мобільних установок для декількох площадок АЕС з малими модульними реакторами. Прийняте

проектне рішення має базуватися на принципах забезпечення безпеки при поводженні з накопиченими рідкими РАВ і економічної доцільності використання відповідних технологій.

Таким чином, в Україні необхідно провести додаткові науково-дослідні, дослідно-конструкторські роботи та роботи з удосконалення нормативної бази в галузі паливного циклу, пов'язаного з технологіями експлуатації MMP NuScale Power Module. Наукова спільнота України має унікальну можливість зайнятися пошуком рішень для оптимізації поводження з відпрацьованим паливом та радіоактивними відходами MMP на ранніх етапах реалізації проєкту. Це б дозволило усунути невизначеності, пов'язані з кінцевою стадією паливного циклу, знизити витрати і досягти більшого суспільного визнання атомної енергетики.

### Література

1. IAEA-TECDOC-1936 Applicability of Design Safety Requirements to Small Modular Reactor Technologies Intended for Near Term Deployment. International Atomic Energy Agency, Vienna, 2020
2. Nuclear waste from small modular reactors. Lindsay M. Kralla,<sup>1,2</sup> Allison M. Macfarlane<sup>3</sup>, and Rodney C. Ewing <https://doi.org/10.1073/pnas.2111833119>
3. Mar Alonso, Anton Pasko, Catalina Gascó, José Antonio Suarez, Oleksandr Kovalchuk, Pavel Krivenko, Francisca Puertas. Radioactivity and Pb and Ni immobilization in SCM-bearing alkali-activated matrices. Construction and Building Materials (Virtual special issue) - 2018—№159 - 745-754 <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.11.119> <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0950061817323383?via%3Dihub>
4. Ю.О. Ольховик, Ю.Г. Федоренко, А.М. Розко Цементування боратвмісних рідких радіоактивних відходів за підвищеної температури. Ядерна енергетика та довкілля. – 2019. – №1(13). – с.59 – 66
5. Ю.О. Ольховик, Ю.Г. Федоренко, А.М. Розко Вплив компонентів геополімерних в'язучих речовин на властивості компаундів за цементування борвмісних рідких радіоактивних відходів. Ядерна енергетика та довкілля. - № 2(21). – 2021. – с.72-77
6. Ю.О. Ольховик, Ю.Г. Федоренко, А.М. Розко Вплив рецептури на межу міцності геополімерних компаундів при цементуванні рідких радіоактивних відходів. Геохімія техногенезу. Київ, 2021. 5(33). С.23-39.

7. Ю.В.Бондар Аналіз сучасних матеріалів, методів і технологій поводження з рідкими радіоактивними відходами аварійного походження на прикладі АЕС Фукусіма-1. Геохімія техногенезу. Київ, 2022. 7(35) ( у друці)
8. Ю.В.Бондар, С.В.Кузенко Вилучення іонів цезію з високосольових розчинів природним клиноптилолітом і композитним сорбентом на його основі // Геохімія техногенезу. Київ, 2021. 5 (33). С. 86-93.

Полозенцева В. О., канд. техн. наук;

Юрченко А. І.

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

## **ЩОДО ВПЛИВУ БОЙОВИХ ДІЙ НА СТАН ҐРУНТІВ ДОНЕЦЬКОЇ ОБЛАСТІ**

За площею та біопродуктивним потенціалом земельного фонду Донецька область є однією з провідних областей України. Проте сучасний стан використання земельних ресурсів не відповідає вимогам раціонального природокористування.

Сучасний екологічний стан земель і ґрунтового покриву Донецької області сформувався під впливом містобудівного та індустріального розвитку регіону, а також в результаті сільськогосподарської діяльності. Протягом десятків років території області, зайняті містами, промисловими зонами і сільгоспугіддями, збільшувалися, а площа природного ґрунтового – рослинного покриву поступово скорочувалася [1].

Більшість території Донецької області представлена чорноземами, які належать до високородючих та родючих ґрунтів [2].

Аналіз відомчих даних Державної служби статистики, Головного управління Держгеокадастру у Донецькій області, Департаменту екології та природних ресурсів щодо структури земельного фонду регіону за період з 2014 по 2019 рік [3–6] показав, що найбільшу часту, 77–78% від загальної території займають сільськогосподарські угіддя. Такий високий показник свідчить про порушення екологічно допустиме співвідношення площ ріллі та природного агроландшафту. Сільськогосподарська освоєність земель в регіоні перевищує екологічно допустиму.

За відомчими даними [3, 4, 7–9] площа порушених, відпрацьованих та рекультивованих земель Донецької області за останні п'ять років не змінилась і складає 25,122 тис.га. Станом на 2020 рік площа зрошуваних земель складає 6 % від загальної площі території [4].

Одним з головних факторів утворення структурного фізіологічно повноцінного ґрунту є достатня наявність органічної речовини і насамперед гумусу [10].

Основу режиму живлення рослин складають три основних макроелементи: азот, фосфор і калій. Саме в цих елементах рослини відчувають найбільшу потребу та саме їх найкраще засвоюють [10].

Сполуки азоту, фосфору і калію є основними елементами живлення рослин, споживання яких відбувається у великих кількостях. Знаючи вміст цих елементів в ґрунті, ми можемо точно визначити кількість їх внесення при недоліку або скоротити витрати на застосування основних добрив при їх надлишку. Це і дозволить нам не порушувати тонкий баланс елементів живлення в ґрунті [10].

Аналіз динаміки середньозважених показників вмісту основних макроелементів живлення в ґрунтах регіону Донецької області за період 2011–2020 рр. на основі даних [3, 4, 7–9, 11] свідчать про зменшення вмісту гумусу, азоту, фосфору та калію в ґрунтах регіону. При цьому фахівцями ДУ «Держґрунтохорона» за результатами X туру (2011–2015 рр.) агрохімічного обстеження земель сільськогосподарського призначення [10] було визначено від'ємний баланс вмісту гумусу (-0,42) та поживних речовин (-71) в ґрунтах регіону.

Відомо, що внесення органічних добрив є вагомим джерелом повернення в ґрунт гумусу, елементів живлення рослин та відтворення мікробіологічного середовища [3, 12]. Тому однією з причин від'ємного балансу гумусу та поживних речовин є зменшення внесення мінеральних і органічних добрив останніми роками, про що свідчать дані [13, 14, 15].

Таким чином, стан ґрунтів Донецької області протягом останнього десятиліття характеризується як незадовільний. В результаті неправильної експлуатації земельних угідь, яка не відповідає особливостям ґрунтів, їх властивостям і режимам, а також умовам природного формування, щорічно втрачається чимала частка родючого шару та розвитку деградаційних процесів [1, 16].

Загальна площа таких ґрунтів, які можуть належати до деградованих та малопродуктивних на території, підконтрольній уряду України, понад 12,3 тис. гектарів [3, 17]. При цьому деградує з різних причин землі Донецької області становлять 86 % загальної площі сільськогосподарських земель, а деградує ріллі – близько 90 % загальної площі ріллі [1].

На думку авторів [18] ґрунти які деградує є екологічно небезпечним природним об'єктом, тому що вони гальмують виконання природно-господарчих функцій і починають ініціювати процеси загального опустелення земної поверхні і погіршення природно-кліматичних умов. Розвиток процесів деградації призводить до знищення ґрунту, створює істотні ускладнення для функціонування інших елементів екологічних систем і природи в цілому.

Окрім неправильної експлуатації земельних угідь, ґрунти Донецької області з 2014 знаходяться під негативним впливом військових дій, в результаті яких в першу

чергу в значній мірі постраждали природні ландшафти та сільськогосподарські поля. Військовий конфлікт, який розгорнувся на території Донецької та Луганської областей України в 2014 році та загострився у 2022 році, призвів до залучення важких озброєнь, великої кількості людських жертв і руйнувань інфраструктури [19].

Очевидні загрози, пов'язані з війною, в більшості своїй пов'язані або з механічним пошкодженням ландшафтів, або з тимчасовою втратою державою контролю за порушеннями і технологічними процесами в зоні бойових дій [19].

До основних негативних факторів, які привели до пошкодження природних ландшафтів та сільгоспугідь відносяться [1, 19–21]:

1. Проїзд по території важкої техніки (танків та інших типів гусеничної техніки, що призводить до ущільнення та деградації ґрунтів).

2. Застосування протитанкових і протипіхотних мін, що призводить до зміни ландшафтів, рельєфу та деградації ґрунтів.

3. Обстріли та бомбардування території, що призводить до утворення кратерів і змішування ґрунтових горизонтів. Воронки в місцях падіння снарядів є не тільки фактором пошкодження ландшафту і знищення рослинності, але й фактором забруднення ґрунтів: залишають в ґрунті значну кількість металу, сірки і сірчаних сполук, важких металів, аміаку, фосфору, вугільного пилу, сірчаної кислоти і сульфатних сполук, формальдегідів, свинцю, ртуті.

4. Будівництво окопів та інших захисних укриттів для особового складу військовослужбовців і техніки (порушення та деградація ґрунтів).

5. Пожежі на природних територіях та сільськогосподарських полях. Як наслідок – вигорає родючий шар ґрунту, відбувається зневоднення і «стерилізація» — гинуть як патогенні мікроорганізми, так і корисна біота, втрачаються елементи живлення.

На основі [1, 16, 19–22] з метою узагальнення даних створено схему впливу бойових дій на стан ґрунтів (рис. 1).

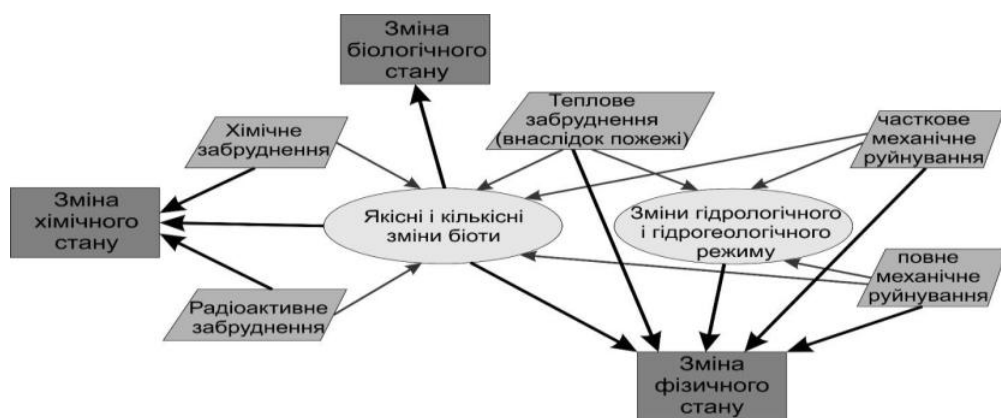


Рисунок 1 – Вплив бойових дій на стан ґрунтів

Підсумовуючи вище викладене можна стверджувати, що бойові дії впливають на зміну як фізичного, хімічного, так і біологічного стану ґрунтів та спричиняють їх деградацію.

Вимушені обставини війни на Сході України призводять не тільки до масштабного порушення ґрунтового покриву, але й до катастрофічних екологічних наслідків [21]. Щоденно знищується великі площі ґрунтів. Ґрунт є найважливішим депо накопичення різноманітних токсичних речовин, в тому числі – радіонуклідів. Автори [21] вважають, що роль ґрунту подвійна: з одного боку, ґрунт міцно сорбує більшість радіоактивних речовин, знижуючи їхню доступність для рослин; а з другого – закріплює ці речовини твердою фазою, тривалий час утримуючи їх у верхньому шарі ґрунту і перешкоджаючи їхньому винесенню за межі зони коренів.

Враховуючи те, що багато хімічних речовин не розкладаються сотнями років, а радіоактивні – тисячі, мільйони і навіть мільярди років – то стає зрозумілим, що наслідки зміни фізичного, хімічного та біологічного стану ґрунтів регіону, спричинені військовими діями, розтягнуть наслідки війни на десятиліття.

Якщо в найближчі роки деградаційні процеси не будуть сповільнені, то це призведе до загострення продовольчої проблеми держави та погіршенню екологічної ситуації [23].

Разом зі швидким збільшенням обсягу інформації про екологічні проблеми в зоні конфлікту на сході України наростають і пов'язані з цією інформацією невизначеність і розбіжності в інтерпретації даних [25].

Найважливішою проблемою моніторингу зони бойових дій є відсутність можливостей з контролю стану довкілля на окремій території Донецької області, фактична відсутність контролюючих органів та постійні обстріли не дозволяють на державному рівні об'єктивно оцінити шкоду, нанесену довкіллю за період збройних протистоянь [24, 25]. В результаті чого виникає необхідність вдосконалення традиційної системи моніторингу агроресурсів та оперативне інформаційне забезпечення агропромислового комплексу через впровадження технологій дистанційного зондування землі, що сприятиме швидкому оновленню тематичних даних стосовно структури і агроекологічного стану сільськогосподарських ландшафтів, систем землекористування, ґрунтового покриву, водних ресурсів, лісомеліоративних заходів, зрошуваних земель та посівів сільськогосподарських культур [26].

Наявна державна система моніторингу та оцінювання екологічного стану об'єктів агросфери, яка нині діє в Україні, потребує істотного удосконалення завдяки використанню можливостей, які надає сучасний рівень розвитку засобів дистанційного



зондування Землі та геоінформаційних технологій, що сприятиме інтеграції України в європейські та міжнародні проекти, зокрема GMES – Європейська система глобального моніторингу навколишнього середовища і забезпечення безпеки, GEOSS – глобальна «система систем» та інших ініціатив ESA і ЕЕА з використання аерокосмічної інформації не лише у системі моніторингу, але й у виробничій сільськогосподарській діяльності [26].

Таким чином, впровадження технологій дистанційного зондування землі створює умови для істотного удосконалення існуючої традиційної системи агроекологічного моніторингу, що дасть змогу приймати своєчасні управлінські рішення та впроваджувати ґрунтозахисні заходи на засадах відтворення агроресурсного потенціалу на територіях, які постраждали внаслідок бойових дій.

### Література

1. Кондратенко А. Ф., Іноземцева О. М. Екологічний стан ґрунтів Донбасу зб. тез доп. Першої міжнародної науково–практичної конференції «Екологія Донбасу: уроки історії та виклики сьогодення», 10–11 жовтня 2017 р. / ДонНУ імені Василя Стуса; редколегія Ю. О. Моїсєєв (відп. ред.) [та ін.]. – Вінниця, ТОВ «Нілан – ЛТД», 2017. – С. 24–28.
2. Карта ґрунтів України. URL: <https://superagronom.com/karty/karta-gruntiv-ukrainy#close>.
3. Звіт з комплексного аналізу стану навколишнього природного середовища та план моніторингу забруднення Донецької та Луганської областей, 2019 р. URL: <https://www.undp.org/uk/ukraine/publications>.
4. Екологічний паспорт Донецької області за 2020 р. URL: [https://mepr.gov.ua/files/docs/eco\\_passport/2021](https://mepr.gov.ua/files/docs/eco_passport/2021).
5. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2019 році. – К., 2020, 559 с. URL: <https://mepr.gov.ua/news/37844.html>.
6. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2020 році, – К., 2021, 421 с. URL: <https://mepr.gov.ua/news/38840.html>.
7. Екологічний паспорт Донецької області за 2019 р. URL: <https://mepr.gov.ua/content/ekologichni-pasporti-regioniv.html>.
8. Екологічний паспорт Донецької області за 2018 р. URL: <https://mepr.gov.ua/content/ekologichni-pasporti-regioniv.html>.
9. Екологічний паспорт Донецької області за 2017 р. URL: <https://mepr.gov.ua/content/ekologichni-pasporti-regioniv.html>.

10. Періодична доповідь про стан ґрунтів на землях сільськогосподарського призначення України за результатами X туру (2011–2015 рр.) агрохімічного обстеження земель/ за ред. І. П. Яцука. Київ: ДУ «Інститут охорони ґрунтів України», 2020, 208 с. URL: <https://www.iogu.gov.ua/publikaciji/stan-gruntiv/>.
11. Наукові дослідження з моніторингу та обстеження сільськогосподарських угідь України за матеріалами X туру (2011–2015 рр.) агрохімічного обстеження земель сільськогосподарського призначення/ за ред. І. П. Яцука. Київ: ДУ «Інститут охорони ґрунтів України», 2017, 66 с. URL: <https://www.iogu.gov.ua/publikaciji/stan-gruntiv>.
12. Звіт про стратегічну екологічну оцінку до внесення змін до Плану заходів з реалізації у 2021–2023 роках Стратегії розвитку Донецької області на період до 2027 року. 2021 р. URL: <https://dn.gov.ua/storage/app/sites/1/uploaded-files/%20%D0%A1%D0%95%D0%9E.pdf>.
13. Державна служба статистики України. URL: <http://www.ukrstat.gov.ua>.
14. Статистичний збірник «Довкілля України» за 2019 рік. URL: [https://efaidnbmnnnibpcajpcgicfindmkaj/https://ukrstat.gov.ua/druk/publicat/kat\\_u/2020/z/b/11/Dovk\\_19.pdf](https://efaidnbmnnnibpcajpcgicfindmkaj/https://ukrstat.gov.ua/druk/publicat/kat_u/2020/z/b/11/Dovk_19.pdf).
15. Статистичний збірник «Довкілля України» за 2020 рік. URL: [https://efaidnbmnnnibpcajpcgicfindmkaj/https://ukrstat.gov.ua/druk/publicat/kat\\_u/2021/z/b/11/Dovk\\_20.pdf](https://efaidnbmnnnibpcajpcgicfindmkaj/https://ukrstat.gov.ua/druk/publicat/kat_u/2021/z/b/11/Dovk_20.pdf).
16. Охорона ґрунтів і відтворення їх родючості. Забалуєв В.О. та інші/за ред. В.О. Забалуєва та В.В. Дегтярьова. – 2017. Харків: Стилiздат. 348 с.
17. Звіт про стратегічну екологічну оцінку до внесення змін (до Плану заходів з реалізації у 2021-2023 роках Стратегії розвитку Донецької області на період до 2027 року). Донецька обласна державна адміністрація. 2021 рік, 70 с. URL: <https://dn.gov.ua/storage/app/sites/1/uploaded-files/%20%D0%A1%D0%95%D0%9E.pdf>
18. Булигін С.Ю., Вітвіцький С.В., Величко В.А. Охорона ґрунтів. Навчальний посібник. – Київ: НУБіП, 2018. – 441 с.
19. Степові ландшафти Донецької та Луганської областей (просвітницьке науково-популярне видання) / Бурковський О.П., Василюк О.В., Єрємін В.О., Коломицев Г.О. – Київ, 2017. – 40 с.
20. Пошкоджена земля: як відновити родючість ґрунту після бомбардувань та пожеж? (назва з екрану). 28.07.2022. URL: <https://www.agrilab.ua/poshkodzhena-zemlya-yak-vidnovyty-rodyuchist-gruntu-pislya-bombarduvan-ta-pozhezh/>.
21. Кондратенко А. Ф. Вплив військових дій в Україні на природне середовище та фітотехнології для його відновлення. Зб. тез доп. Першої міжнародної науково–

практичної конференції «Екологія Донбасу: уроки історії та виклики сьогодення», 10–11 жовтня 2017 р. / ДонНУ імені Василя Стуса; редколегія Ю. О. Моїсєєв (відп. ред.) [та ін.]. – Вінниця, ТОВ «Нілан – ЛТД», 2017. – С. 20–24.

22. «Довкілля Донбасу: невидимий фронт. Екологічні наслідки війни на Сході України в контексті міжнародного гуманітарного права і в практичному вимірі». – громадська організація Truth Hounds. – 2021, 51 С. URL: <https://truth-hounds.org/wp-content/uploads/2021/06/donbas-ecology-report-2021-truth-hounds.pdf>

23. Івахненко О. М. Деградація земельних ресурсів України. Екологічні проблеми сталого розвитку: 2020: матеріали Міжнар. наук.-практ. конференції студентів та молодих вчених імені професора Балацького О. Ф «Економічні проблеми сталого розвитку» / за заг. ред Т. А. Васильєвої, О В. Шкарупи – Суми: Сумський державний університет, 2020. С. URL: <https://essuir.sumdu.edu.ua/handle/123456789/80802>.

24. Корнієнко В. В. Проблеми моніторингу довкілля зони бойових дій. // Суспільство, довкілля і зміна клімату: матеріали 3-ої молодіжної наукової конференції, Київ, 22–23 березня 2019 р. / [відп. за вип. В. І. Карамушка]; Нац. ун-т «Києво-Могилянська академія», Ф-т природничих наук, Каф. екології. – Київ : [Логос], 2019. – С. 76–79

26. Оцінка екологічної шкоди та пріоритети відновлення довкілля на сході України. – К.: ВАІТЕ, 2017. – 88 с.

26. Агроєкологічний супутниковий моніторинг: монографія / Тараріко О. Г., Сиротенко О. В., Ільєнко Т. В., Кучма Т. Л. ; ред.: Т. В. Пономарьова, І. М. Баланчук – Київ: Аграрна наука, 2019. – 228 с.

**Проскурнін О. А.**, д-р. техн. наук, ст. наук. співр.

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

**Божко Т. В.**, аспірантка

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

**Жук В. М.**, канд. техн. наук

*Державне водне агентство України, м. Київ, Україна*

**Комариста Б. М.**, канд. техн. наук, доц.;

**Бендюг В. І.**, канд. техн. наук, доц.

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського» (НТУУ «КПІ ім. І. Сікорського»), м. Київ, Україна*

## **НЕОБХІДНІСТЬ ВРАХУВАННЯ КОМПЛЕКСНИХ ПОКАЗНИКІВ ЯКОСТІ ВОДИ В ЗАДАЧАХ НОРМУВАННЯ СКЛАДУ ЗВОРОТНИХ ВОД**

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). Для цього розробляються і затверджуються гранично допустимі скидання (ГДС) забруднюючих речовин із зворотними водами підприємств-водокористувачів. Метою встановлення даних нормативів є збереження й відновлення водних ресурсів.

Існуюча методологічна база розрахунку ГДС в Україні не забезпечує екологічну безпеку скидання ЗВ. Однією з причин такого положення є неврахування в неї комплексних показників якості води водоприймачів ЗВ. Тобто, за кожною забруднюючою речовиною якість природної води може бути в границях норми, але за причиною подібності шкідливого ефекту від різних речовин, в цілому вода може бути непридатною для використання. Крім того, саме комплекс дій різних речовин впливає на біорізноманіття мікроорганізмів і через те – на екологічний стан ВО.

Згідно наукових досліджень вітчизняних вчених (Г.О. Сухоруков, О.К. Кузін, М.С. Коваленко, Ю.І. Капаніна та ін.), які були проведені ще в 80-х роках минулого століття, в задачах нормування скидання ЗВ доцільно робити комплексне вираховування речовин за лімітуючими ознаками шкідливості (ЛОШ). Дане врахування полягає в

угрупованні забруднюючих речовин по групах ЛОШ, виходячи зі схожості шкідливого впливу на живі організми при найменших концентраціях даної речовини.

У водних об'єктах господарсько-побутового водокористування та питного водопостачання розглядаються наступні групи ЛОШ:

- органолептичний;
- загально санітарний;
- санітарно-токсикологічний.

У водних об'єктах рибогосподарського призначення крім перерахованих вище також розглядаються наступні групи ЛОШ:

- токсикологічний
- рибогосподарський.

Врахування кожного ЛОШ полягає у вимозі дотримання наступної умови:

$$\sum_{j=1}^M \frac{Y_j}{ГДК_j}, \quad (1)$$

де  $j$ ,  $M$  – відповідно індекс та кількість речовин з даним ЛОШ;  $C_j$  – концентрації речовин;  $ГДК$  – гранично допустима концентрація речовин.

Ліва частина нерівності (1) по суті означає комплексний показник якості води. (У ряді джерел наведена до  $ГДК$  сума концентрацій називається «інтегральним показником». Однак, на погляд авторів, більш адекватним найменуванням є «комплексний», оскільки розглядаються фактори забруднення різної природи, які не підлягають прямому підсумовуванню.)

Для водних об'єктів рибогосподарського призначення умова (1) повинна виконуватися для всіх нормованих речовин, що утримуються у воді. Для водних об'єктів господарсько-побутового водокористування та питного водопостачання умова (1) розглядається тільки для речовин 1-го і 2-го класів небезпеки.

Врахування ЛОШ містилося у Методиці по розрахунку ГДС 1990 року, а також в Правилах охорони поверхневих вод в редакції 1991 року. Також ця норма була передбачена в Інструкції про порядок розробки гранично допустимих скидів (ГДС) речовин у із зворотними водами (далі – Інструкція). Допустимий склад ЗВ при врахуванні ЛОШ, згідно Інструкції, знаходився шляхом розв'язання оптимізаційної задачі, де критерієм оптимізації була мінімізація коштовних витрат на водоочищення, а обмеження диктувалися необхідністю дотримання норм якості природної води в зоні впливу скидання за комплексним показником якості.

Але в Правилах охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами (далі – Правила) в редакції 1999 року положення про врахування ЛОШ речовин було виключено. Тобто необхідність використання комплексного показника якості вимагала діюча Інструкція, але ця вимога не була підтримана Правилами. Як результат, враховувати чи не враховувати ЛОШ при розробці проекту ГДС, було залишено на розсуд обласних Департаментів охорони довкілля, в компетенцію яких на той час входила видача дозволів на спеціальне водокористування.

Правова невизначеність в цьому питанні була тимчасово припинена в 2021 з відміною Інструкції та затвердженням Методичних рекомендацій з розроблення нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти із зворотними водами (далі – МР), згідно з якими розрахунок ГДС треба було проводити по кожній речовині окремо, а комплексні показники якості не розглядалися. Але у травні 2022 року були затверджені Гігієнічні нормативи якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення (далі – Гігієнічні нормативи) [1]. В даних нормативах міститься вимога врахування ЛОШ для речовин 1 і 2 класів небезпеки, які визначаються Всесвітньою організацією охорони здоров'я. Таким чином, діючі Правила та МР суперечать Гігієнічним нормативам якості води.

За механізм розрахунку ГДС з урахуванням комплексних показників можливо обрати удосконалений оптимізаційний підхід, наведений в роботі [2]. Але він потребує складних трудомістких досліджень економічного характеру. Альтернативний варіант полягає в використанні методу понижуючих коефіцієнтів [3]. Для цього пропонується змінну концентрацію кожної забруднюючої речовини  $j$  у кожному випуску ЗВ  $i$  розглядати як функцію від єдиного понижуючого коефіцієнта  $k \in [0;1]$ . Функції  $C_{ij}(k)$  повинні включати наступні параметри:  $F_{ij}$  - фактичні концентрації речовин за даними натурних вимірів на момент вирішення задачі екологічного нормування,  $S_{ij}$  - мінімально досяжні концентрації, що обумовлені характеристиками очисних споруд. Крайові значення функцій наступні:  $C_{ij}(0) = S_{ij}$ ,  $C_{ij}(1) = F_{ij}$ . Завдання в цьому випадку буде зводитися до пошуку коефіцієнта  $k_{ГДС}$ , при якому шуканий допустимий склад ЗВ (тобто множини  $\{C_{ГДС,ij}\} = \{F_{ij} \cdot k_{ГДС}\}$ ) забезпечить виконання умови (1). У загальному випадку коефіцієнт  $k_{ГДС}$  знаходиться з рівняння

$$\sum_{j=1}^M \frac{Y_j(\{C_{ij}(k_{ГДС})\})}{ГДК_j} = 1. \quad (2)$$

Якщо має місце неповне розбавлення ЗВ водою ВО, або якщо при розрахунку якості води ВО розглядаються процеси трансформації речовин, то вид функцій  $Y_j(\{C_{ij}\})$  може бути достатньо складним. Тому для розв'язання рівняння (2) може бути доцільно використовувати чисельні методи. (Наприклад, метод половинного поділення.)

Для того, щоб величина зниження концентрації речовини залежала від вартості очищення (тобто чим очищення дорожче, тим зниження менш бажано) функцію концентрації речовини в ЗВ можна представити у вигляді ступенної функції:

$$C(k) = S + (F - S) \cdot k^{1/d}, \quad (3)$$

де  $d$  – вартість очищення зворотної води, грн/м<sup>3</sup>.

Зручність такої функції демонструє рис. 1.

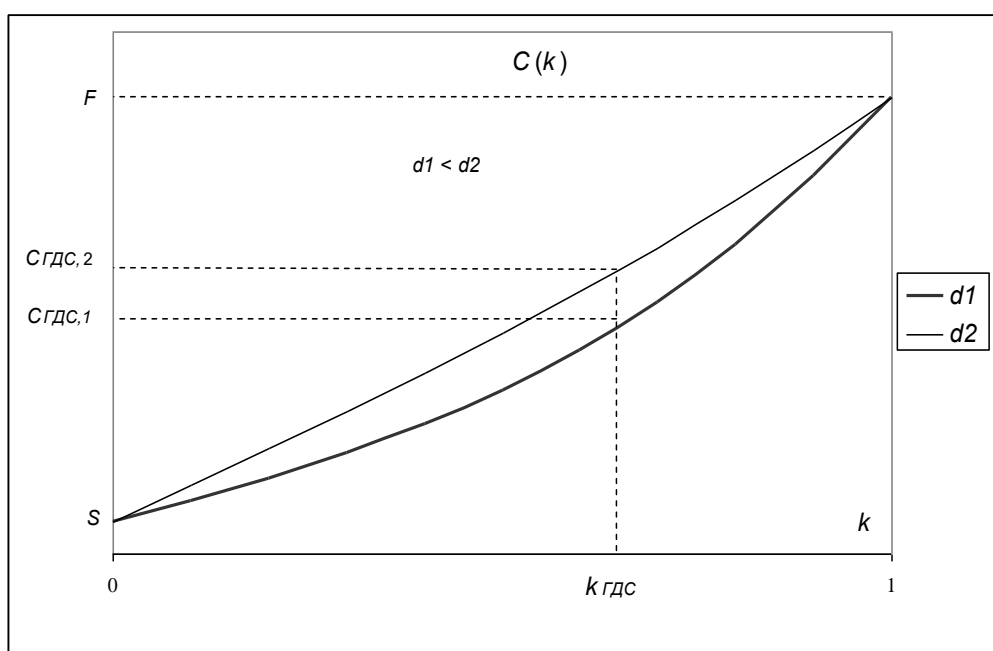


Рисунок 1 – Залежність концентрації забруднюючої речовини в СВ від понижуючого коефіцієнта  $k$  при різній вартості очищення

Як видно з рис. 1, чим вище вартість очищення, тим розрахункова допустима концентрація ближче до початкової фактичної, тобто на меншу величину треба буде знижувати концентрацію, в результаті чого загальна вартість очищення СВ буде меншою.

## Висновок

Існує необхідність коригування законодавчих та методичних документів, які регламентують розрахунок гранично ГДС забруднюючих речовин до водних об'єктів, у плані врахування комплексних показників якості природної води. Перш за все, це стосується Правил охорони поверхневих вод та Методичних рекомендацій.

Необхідність корегування викликана, во-перше, тим, що неврахування комплексних показників не забезпечує екологічну безпеку скидання ЗВ, і, по-друге, протиріччям з діючими в Україні Гігієнічними нормативами якості води.

### **Литература**

1. Гігієнічні нормативи якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення, <https://ips.ligazakon.net/document/RE37860> (дата звернення 07.08.2022.)
2. Проскурнін О.А Науково-методологічні основи екологічного нормування скиду зворотних вод до річкової системи: дис. на здобуття наук. ступеня доктор. техн. наук: 21.06.01. Київ, 2021. 357 с.
3. Проскурнін О. А., Комариста Б. Н., Бендюг В. І. Екологічне нормування скидів стічних вод з урахуванням комплексного показника якості води водоприймачів. *Науковий вісник будівництва*. 2021. № 2. С. 299-304.



**Серікова О. М.**, канд. техн. наук;

Національний університет цивільного захисту України, м. Харків, Україна

**Стрельнікова О. О.**, д-р. техн. наук

*Інститут проблем машинобудування ім. А. М. Підгорного НАН України, м. Харків, Україна*

**Пісня Л. А.**, канд. техн. наук

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

## **НЕЧІТКІ МЕТОДИ МОДЕЛЮВАННЯ ПЛЕСКАНЬ В РЕЗЕРВУАРАХ РІДКИХ ВУГЛЕВОДНІВ ДЛЯ ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПРИЛЕГЛИХ ТЕРИТОРІЙ**

У разі аварій резервуарів внаслідок дії сейсмічних навантажень, нафтопродукти розливаються та забруднюють прилеглі території та водойми. Потрапляння отруйних і горючих рідин з резервуарів для їх зберігання в навколишнє середовище і подальше їх розповсюдження на територію населених пунктів може спричинити масове отруєння людей і тварин, призвести до забруднення навколишнього середовища. Розливи рідини можуть призвести до вибухів і пожеж, які можуть поширитися на довколишні резервуари та прилеглі території. Оскільки в резервуарах зберігається величезний запас горючих речовин, пожежа може мати серйозні наслідки. Економічні збитки від витоків нафтопродуктів і пожежних аварій включають не тільки прямі збитки, але й витрати на природоохоронні заходи, а також витрати на поповнення запасів нафтопродуктів [1-3].

Поглиблене розуміння невизначеностей сейсмічної небезпеки пов'язане з використанням концепції інтервальної ймовірності [4]. У цьому підході розподіл можливостей застосовувався для визначення менших і вищих ймовірностей (міри необхідності та можливості). Цей підхід використовувався в аналізі сейсмічної небезпеки. Природним розширенням інтервальної ймовірності є концепція нечіткої ймовірності. Концепції нечіткого параметра та нечіткої логіки були вперше запропоновані Заде, і з того часу вони стали потужним інструментом для моделювання невизначеностей різноманітних практичних інженерних задач [5,6].

Фактично, розподіли ймовірностей ніколи не можна вважати відомими. Вони завжди припускались, як гіпотетичні, і дані спостережень, оброблені статистичними методами, включаючи методи розширеної вибірки та моделювання. Можна

перевірити, наскільки правильними були припущення щодо розподілу. Слід зазначити, що для такого математичного моделювання необхідно використовувати нечіткі диференціальні рівняння. Нечіткі підходи не можуть замінити ймовірнісні моделі в дослідженнях сейсмічного ризику, але вони можуть збагатити їх і розширити сферу їх застосування.

У статті було розглянуто резервуари для зберігання рідини під впливом сейсмічних навантажень за допомогою аналізу нечіткої вібрації. Актуальним тут є опис збурення вільної поверхні рідини в посудині під час плескання, спричиненого землетрусом [7, 8].

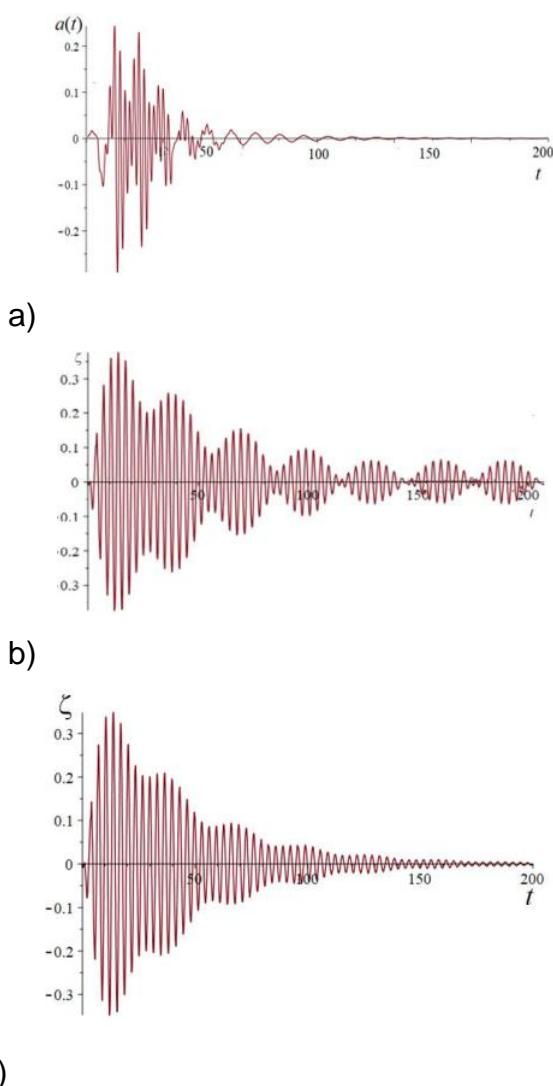


Рисунок 1 – Акселерограма та часові історії підйому вільної поверхні

Для чисельного моделювання резервуар для зберігання вибухонебезпечних рідин був змодельований циліндричною оболонкою з такими параметрами: рівень наповнення  $H = 1$  м, радіус оболонки  $R = 1$  м, товщина оболонки  $h = 0,01$  м, модуль

Юнга  $E = 2 \cdot 10^5$  МПа, Коефіцієнт Пуассона  $\nu = 0,3$ , щільність матеріалу оболонки  $\rho = 7800$  кг/м<sup>3</sup>, густина рідини  $\rho_0 = 1000$  кг/м<sup>3</sup>. Вважається, що оболонка жорстко закріплена на своєму контурі. Характерна частота сейсмічного навантаження при землетрусі магнітудою 6 дорівнює 2 Гц.

Динаміка підйому вільної поверхні протягом перших 240 с землетрусу показана на рис. 1 б).

Динаміка підйому вільної поверхні протягом 240 с показана на рис. 1с). У цьому дослідженні було припущено, що горизонтальні та вертикальні компоненти сейсмічного збудження були описані так само, як показано на рис. 1а).

Слід зазначити, що перевищення вільної поверхні в часі розраховано в точці  $\rho = 1, \theta = 0, z = \zeta(\rho, \theta)$  в циліндричній системі координат.

Наведені дані свідчать про розділення частотних спектрів коливань рідини та коливань пружної стінки. При цьому найнижча частота коливань стінки не наближається до характерної частоти сейсмічної дії під час землетрусу магнітудою 6. Отже, допустимо обмежитися розглядом жорстких резервуарів. Однак у кожному конкретному випадку необхідний ретельний модальний аналіз.

## Література

1. Sierikova O., Strelnikova E., Degtyarev K. Seismic Loads Influence Treatment on the Liquid Hydrocarbon Storage Tanks Made of Nanocomposite Materials. WSEAS Transactions on Applied and Theoretical Mechanics, vol. 17. 2022. pp. 62-70. DOI: 10.37394/232011.2022.17.9
2. Sierikova O., Strelnikova E., Gnitko V., Tonkonozhenko A., Pisnia L., 2022. Nanocomposites Implementation for Oil Storage Systems Electrostatic Protection. Conf. Proc. of Integrated Computer Technologies in Mechanical Engineering – ICTM-2021. Synergetic Engineering Springer Nature Switzerland AG 2022 M. Nechyporuk et al. (Eds.): ICTM 2021, LNNS 367: 573-585. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-94259-5\\_49](https://doi.org/10.1007/978-3-030-94259-5_49)
3. Sierikova O., Koloskov V., Degtyarev K., Strelnikova E. Improving the Mechanical Properties of Liquid Hydrocarbon Storage Tank Materials. Materials Science Forum. Trans Tech Publications Ltd, Switzerland. Vol. 1068, 2022. P. 223-229. doi:10.4028/p-888232
4. E. Strelnikova, D. Kriutchenko, V. Gnitko, K. Degtyarev. Boundary element method in nonlinear sloshing analysis for shells of revolution under longitudinal excitations. Engineering Analysis with Boundary Elements, vol. 111, 2020. pp. 78-87. DOI: 10.1016/j.enganabound.2019.10.008.

5. E. Strelnikova, N. Choudhary, D. Kriutchenko, V. Gnitko, A. Tonkonozhenko. Liquid vibrations in circular cylindrical tanks with and without baffles under horizontal and vertical excitations. *Engineering Analysis with Boundary Elements*, vol. 120, 2020. pp. 13-27. DOI: 10.1016/j.engabound.2020.07.02m
6. N. Smetankina, A. Merkulova, D. Merkulov, O. Postnyi, Dynamic Response of Laminate Composite Shells with Complex Shape under Low-Velocity Impact. *Integrated Computer Technologies in Mechanical Engineering*, Springer: Cham 2020. vol. 188, 2021. pp. 267-276. DOI: 10.1007/978-3-030-66717-7\_22.
7. N. Smetankina, I. Kravchenko, V. Merkulov, D. Ivchenko, A. Malykhina. Modelling of bird strike on an aircraft glazing. In: Nechyporuk, M., Pavlikov, V., Kritskiy, D. (eds) *Integrated Computer Technologies in Mechanical Engineering. Advances in Intelligent Systems and Computing*, Springer, Cham, vol. 1113, 2020. pp. 289–297. DOI: 10.1007/978-3-030-37618-5\_25
8. Sierikova E. Strelnikova E. Gnitko V. Kryutchenko D. Reservoirs seismic resistance. *Proceedings book of 6th International Congress on Innovative Scientific Approaches*. December 19-20, 2021, Samsun, Turkey. IKSAD GLOBAL Publishing House. 2021. pp. 264-267.

**Сидоренко В. Л.**, д-р техн. наук, доц.;

**Пруський А. В.**, д-р техн. наук, доц.;

**Єременко С. А.**, д-р техн. наук, доц.;

**Бикова О. В.**, канд. пед. наук, доц.

*Інститут державного управління та наукових досліджень з цивільного захисту, м. Київ, Україна*

## **РОЗРОБКА КОНЦЕПТУАЛЬНИХ ОСНОВ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ РАДІОЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ**

Нині, в умовах бойових дій у нашій країні й у зв'язку із захопленням радіаційно небезпечних об'єктів (далі – РНО) та проявлень небезпечних дій, в тому числі ядерного тероризму, особливо гостро постало питання розробки концептуальних основ забезпечення радіоекологічної безпеки у випадку надзвичайних ситуацій на РНО.

Під керуванням важкими радіаційними аваріями розуміється проведення певних заходів, спрямованих на зниження ймовірності виникнення важкої аварії, підвищення ступеня захищеності соціальної сфери від наслідків небезпечних подій, мінімізацію негативного впливу факторів безпеки та контроль за дотриманням відповідних норм і правил, передбачені чинним законодавством та іншими нормативними актами. На рис. 1 наведено структурну схему контролю і керування важкими радіаційними аваріями, що складається з комплексу заходів організаційно-виробничого та інженерно-технічного спрямування, а саме:

1) створення систем (центрів) контролю за безпечним функціонуванням радіаційно небезпечного РНО та розвитком можливих радіаційних аварій з відповідною матеріально-технічною та науково-практичною базою;

2) забезпечення дії системи інформування персоналу і населення, стосовно можливих небезпечних подій та сценарію дій на них;

3) забезпечення необхідних умов для можливої екстреної евакуації персоналу і населення в зоні можливого радіаційного ураження та проведення ефективних аварійно-рятувальних робіт;

4) проведення на етапах проектування експертизи з питань радіоекологічної безпеки з метою проведення обґрунтованих науково-технічних рішень у відповідності до вимог ядерної та радіаційної безпеки;

5) підвищення показників рівня радіоекологічної безпеки РНО та забезпечення її безпечної експлуатації;

6) розробка і впровадження систем ефективного блокування та локалізації осередків радіаційних аварій у межах захисних бар'єрів;

7) створення захисних радіаційних бар'єрів та окремих інженерних рішень, що запобігають поширенню наслідків важких аварій за межі промислового майданчика [1].



Рисунок 1 – Структурна схема контролю і керування важкими радіаційними аваріями

Ризик важкої радіаційної аварії інтерпретується як імовірнісна міра виникнення події чи явища, зокрема, радіаційної аварії на РНО і на спричиненому в цьому разі збитку в екологічній, соціальній та економічній сферах. На рис. 2 наведено очікувану дозу опромінення населення, яке знаходиться на осі сліду радіоактивного викиду.

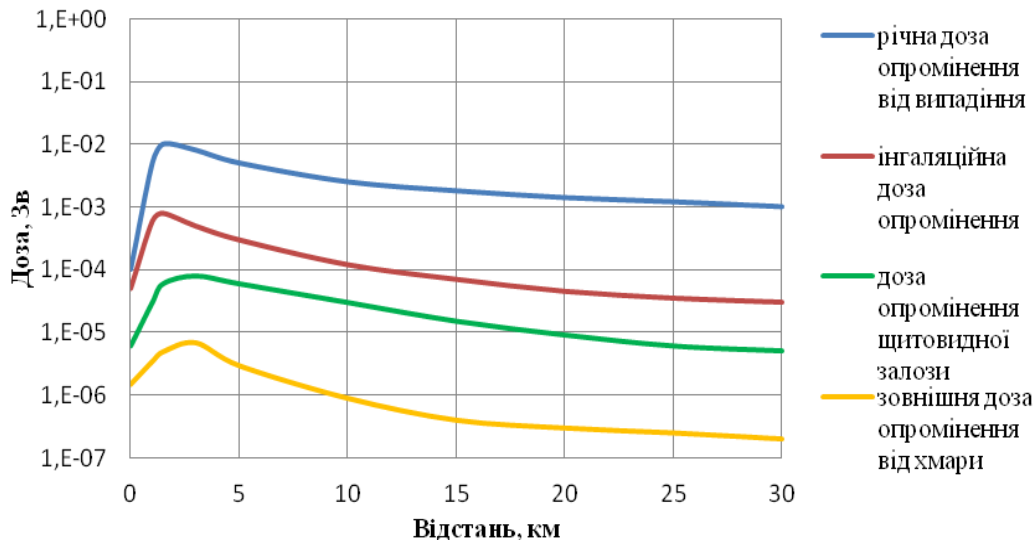


Рисунок 2 – Доза опромінення населення під час важкої аварії на РНО в залежності від відстані до місця радіаційної аварії

Очікувана доза опромінення на осі радіаційного сліду в процесі розвитку важкої аварії і викиду дозоутворюючих радіонуклідів ( $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ , трансуранові елементи) зі швидкістю 560 мБк/д на максимальну висоту 150 м розраховуються за наступних метеорологічних параметрів (вітер зі швидкістю 3 м/с, категорія стійкості атмосфери С по Пасквіллу). Радіаційно-екологічні наслідки для персоналу, у наведеному вище випадку (див. рис. 2) визначали за формулою:

$$R^e = \prod_{i=1}^S R_i = R_1 R_2 R_3,$$

де  $R_1$  – імовірність виникнення важкої радіаційної аварій, обумовленої формуванням і дією радіаційних факторів;

$R_2$  – імовірність формування дозових навантажень певного рівня;

$R_3$  – імовірність того, що дозові навантаження призведуть до значного погіршення здоров'я індивідуума.

Імовірність серйозного порушення здоров'я у індивідуума (критичної групи людей) або його загибелі визначали як:

$$R'_3 = r_D H_E,$$

де  $r_D$  – сумарний коефіцієнт ризику соматичних і генетичних ушкоджень;

$H_E$  – ефективна еквівалентна доза опромінення.

Імовірність смертельного наслідку для населення в пункті проживання за рік після впливу радіації від важкої аварії розраховували за формулою:

$$R''_3 = [M(N)/L_t]P_i,$$

де  $M(N)$  – математичне очікування втрати людей за розглянутий проміжок часу;

$L$  – загальна кількість людей;

$t$  – час статистичних спостережень в роках;

$P_i$  – імовірність знаходження людей в зоні радіаційного впливу.

Величина  $M(N)$  визначається за допомогою наступної формули:

$$M(N) = \iint_S \int_{Z_{\min}}^{Z_{\max}} \rho(Z) f(x, y, Z) \Psi(x, y) dZ dx dy,$$

де  $S$  – площа території, що піддалась впливу радіоактивних речовин;

$Z_{\min}, Z_{\max}$  – відповідно мінімально і максимально можливі інтенсивності забруднення радіоактивними речовинами для розглянутого регіону;

$\rho(Z)$  – параметричний закон ураження людей від радіації;

$f(x, y, Z)$  – функція густини розподілу інтенсивності прояву важких аварій  $Z$  в межах елементарних площадок з координатами  $x, y$ ;

$\Psi(x, y)$  – густина людей в межах даної площі радіоактивного забруднення.

Ризик для здоров'я людини, пов'язаний із радіаційним забрудненням навколишнього середовища, виникає за наступних необхідних і достатніх умов: існування джерела радіаційного ризику (радіоактивних речовин в навколишньому середовищі або продуктах харчування), присутність даного джерела ризику в організмі людини у вигляді дози опромінення або концентрації радіонуклідів, схильність організму людини до реакції на дію згаданої дози опромінення або концентрацію радіонуклідів. Індивідуальний і колективний довічний ризик виникнення стохастичних (імовірнісних) ефектів дії радіації знаходили за наступними залежностями:

$$R_{\text{інд.}} = \int_0^{\infty} Q_j(E) K_e E dE; R_k = \sum_{j=1}^M R_j,$$

де  $R_{\text{інд.}}$  і  $R_k$  – індивідуальний і колективний довічний ризик відповідно;

$E$  – індивідуальна ефективна еквівалентна доза (одиниця виміру Зв, мЗв);

$Q_j(E)dE$  – імовірність  $j$ -го індивіду отримати деяку річну ефективну еквівалентну дозу від  $E$  до  $E+dE$ ;

$K_e$  – коефіцієнт довічного ризику скорочення тривалості  $E$  періоду повноцінного життя в середньому за 15 років на один стохастичний ефект (від раку останньої стадії).

У разі радіаційного опромінення населення він був обчислений наступним чином:

$$K_e = 7,3 \cdot 10^{-2} (1/\text{люд.} \cdot \text{Зв}) \quad E < 200 (\text{мЗв/рік});$$



$$K_e = 1,5 \cdot 10^{-1} \text{ (1/люд.} \cdot \text{Зв)} \quad E \geq 200 \text{ (мЗв/рік).}$$

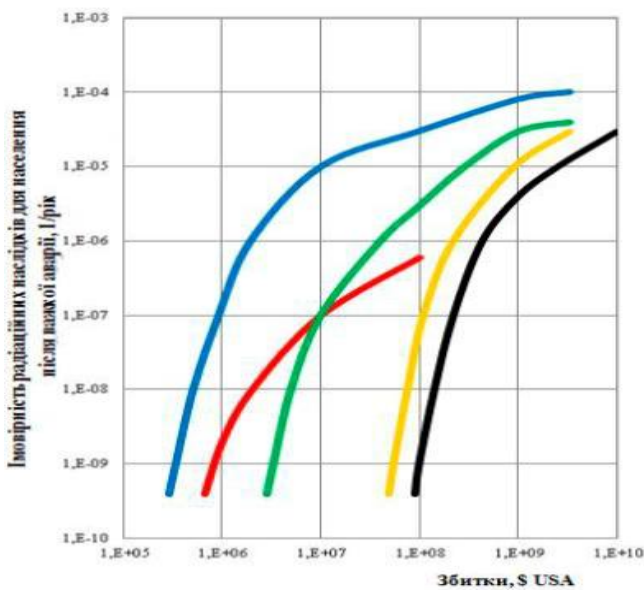
Для обрання методики оцінки радіаційного ризику необхідно врахувати наступні характеристики:

- нерівномірний розподіл ризику по території, що підпадає під радіоактивний вплив забруднення довкілля;
- специфіка РНО і місцевого населення, що підпадає під негативний вплив радіації;
- отримання достовірних статистичних даних про радіоактивне забруднення території;
- визначення вихідних умов для створення моделі «радіаційна доза – відгук», отриманих на основі результатів біотестування, що відображає характер негативного впливу радіоактивних речовин на людину.

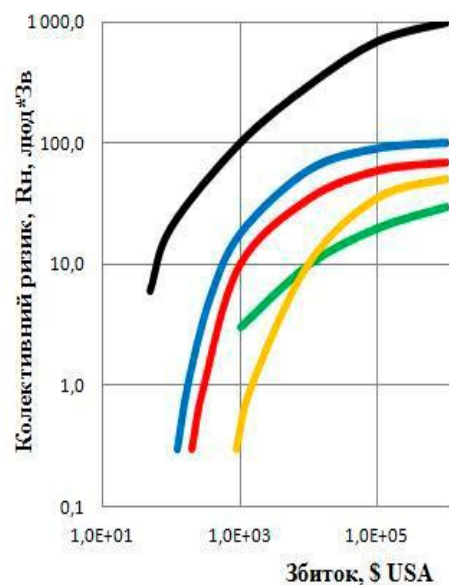
Рівень радіоекологічного ризику визначали через математичне очікування величини збитку [2]:

$$R_{mo} = \sum_{p=1}^G R_p^e Y_p,$$

де  $Y_p$  – величина збитку під час події  $p$ -го виду.



(а)



(б)

- генетичні ефекти
- випадки захворювання щитовидної залози
- ранні смертельні випадки
- віддалені смертельні випадки
- сумарний збиток від радіоактивного забруднення

Рисунок 3 – Потенційний індивідуальний (а) і колективний (б) ризик для людей, постраждалих від радіаційної аварії

Збитки у радіоекологічній сфері передбачають, перш за все, ризики для здоров'я людини (захворюваність, погіршення здоров'я, смертність, евакуація і переселення людей тощо). На рис. 3 наведено розраховані значення відповідно індивідуального і колективного ризиків для людей, що можуть постраждати від радіаційної аварії у залежності від збитків.

На рис. 4 приведено розрахована залежність протяжності зон радіоактивного забруднення в момент радіаційної аварії на РНО уздовж осі сліду від висоти аварійного викиду і погодних умов [3].

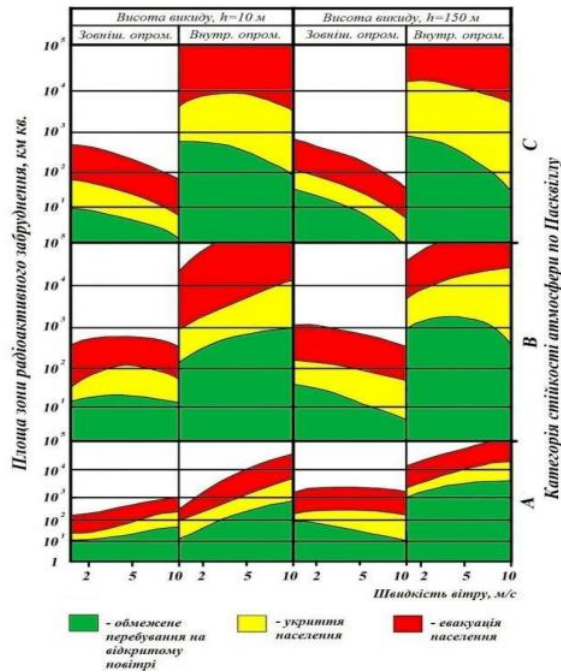


Рисунок 4 – Залежність протяжності зон радіоактивного забруднення в момент радіаційної аварії на РНО уздовж осі сліду від висоти аварійного викиду і погодних умов

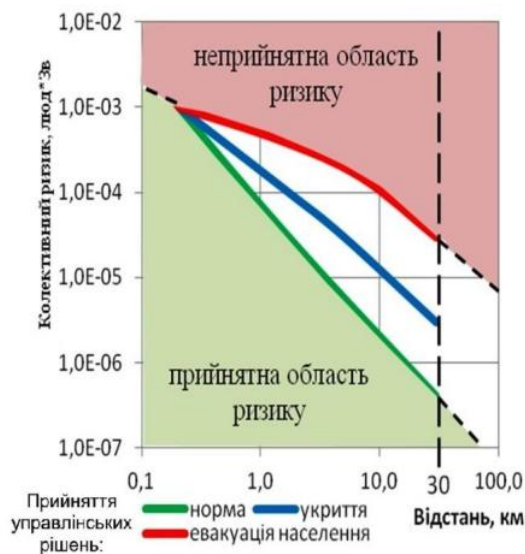


Рисунок 5 – Залежність можливого колективного ризику для людей від відстані та різних сценаріїв прийняття управлінських рішень

На рис. 5 наведено розраховані залежності колективного ризику опромінення людей від відстані до місця радіаційної аварії і різних сценаріїв прийняття управлінських рішень

В табл. 1 надано дані по прогнозуванню ефективної дози ( $E$ ) й еквівалентної дози на щитовидну залозу ( $H$ ) та контрзаходи, що повинні застосовуватися у разі аварії на ЧАЕС для людей, що знаходяться у Чорнобильській зоні відчуження.

Таблиця 1 – Дані по прогнозуванню ефективної дози ( $E$ ) й еквівалентної дози на щитовидну залозу ( $H$ ) та прийняті контрзаходи

Відстань від ЧАЕС, км	$E$ , Зв	$H$ , Зв	Евакуація	Йодна профілактика	Обмежене перебування на відкритому повітрі
5	8,42E-01	1,65E+00	+	+	+
10	8,73E-02	9,11E-01	+	+	+
15	6,59E-02	8,05E-01	+	+	+
20	5,50E-05	7,72E-04	-	-	+
25	3,28E-06	6,77E-06	-	-	+
30	7,57E-03	5,63E-02	-	-	+

Отже, розраховано дози опромінення населення під час важкої аварії на РНО в залежності від відстані до місця радіаційної аварії, значення індивідуального і колективного ризиків для людей, що можуть постраждати від радіаційної аварії в залежності від збитків, залежності протяжності зон радіоактивного забруднення в момент радіаційної аварії на РНО уздовж осі сліду від висоти аварійного викиду і погодних умов, дані про прогнозування ефективної і еквівалентної дози на щитовидну залозу та контрзаходи, що повинні застосовуватися під час аварії на РНО для людей, що знаходяться на радіаційно забруднених територіях, залежності можливого колективного ризику для людей від відстані та різних сценаріїв прийняття управлінських рішень.

Розроблені концептуальні основи забезпечення радіоекологічної безпеки на основі створеної структурної схеми контролю і керування важкими радіаційними аваріями дають змогу забезпечити інформаційно-технічну підтримку ступеня обґрунтованості прийняття управлінських рішень в критичних ситуаціях [4].

## Література

1. Азаров С.І. Сидоренко В.Л., Єременко С.А., Бикова О.В. Концепція мобільної лабораторії комплексної оцінки та прогнозування надзвичайних ситуацій. Техногенна безпека: теорія, практика, інновації: зб. тез другої міжнар. наук.-прак. конф. (Львів, 12–13 травня 2011 р.). Львів: ЛДУ БЖД, 2011. С. 3–5.
2. Азаров С.И. Принципы защиты населения от аварий в зоне размещения АЭС. Проблемы пожарной безопасности: матер. наук.-практ. конф. Київ, 1995. С. 259–261.
3. Наукові засади захисту населення і території від наслідків лісових пожеж з радіаційно небезпечними факторами: монографія / С.І. Азаров, С.А. Єременко, В.Л. Сидоренко, О.М. Смірнова, М.В. Білошицький, Є.А. Власенко, А.В. Пруський, Ю.П. Середа; за заг. ред. П.Б. Волянського. Київ: ТОВ "Інтердрук", 2016. 203 с. С. 166–184.
4. Сидоренко в.л. екологічна безпека чорнобильської зони відчуження: техноприродні загрози від радіаційно небезпечних об'єктів і явищ: дис. ... д-ра техн. Наук: 21.06.01. Київ, 2020. 470 с.

**Солодовнікова Л. М.**, канд. техн. наук;

*ДНУ «НТК «Інститут монокристалів» НАН України, м. Харків, Україна*

**Тарасов В. О.**, д-р фіз-мат. наук;

*Інститут сцинтиляційних матеріалів НАН України, м. Харків, Україна*

**Маркіна Н. К.**, зав. лабораторії;

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

**Рець Ю. М.**, канд. техн. наук

*ДП «Бар'єр», м. Кам'янське, Україна*

## **ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ ІІ СЕКЦІЇ СУХАЧІВСЬКОГО ХВОСТОСХОВИЩА**

В результаті видобутку і переробки уранової сировини відходи накопичуються у великій кількості у відвалах супутніх і збалансованих руд, в технологічних пульпах, утворюючи сховища радіоактивних відходів відкритого типу. Прикладом цього є хвостосховища уранового виробництва колишнього виробничого об'єднання «Придніпровський хімічний завод» (на сьогодні ДП «Бар'єр»). Колишне ВО «ПХЗ» експлуатувалося з 1949 по 1991рр. і за час його роботи утворилися сховища: «Західне», «Центральний Яр», «Південно-східне», «Дніпровське», «Сухачівське»: I - секція, II - секція, «База С», «Лантанова фракція», «Доменна піч №6», вони розташовані недалеко від м. Кам'янське (м. Дніпродзержинськ) [1].

II секція Сухачівського хвостосховища введена в експлуатацію в 1983 році і була призначена для складування промислових відходів переробки уранових руд. З 1984 р по 1991р. в II секцію Сухачівського хвостосховища також складувалися відходи виробництв з переробки цирконію, іонообмінних смол та мінеральних добрив. В даний час II секція експлуатується виробництвами ДП «Смоли», ДП «Цирконій», ТОВ «Завод Поліхімпром», «Феррекспо ЛТД», ДП «ПГМЗ», ДП «ПХЗ» та ін [2].

З 2005 року у зв'язку з демонтажем насосних станцій та трубопроводу подачі оборотної води в II секцію Сухачівського хвостосховища, площа дзеркала відстійника значно скоротилася, що призвело до утворення сухих ділянок радіоактивних шламів та з певних погодних умов - до пилоутворення. На сьогоднішній час продовжується висихання II секції Сухачівського хвостосховища, що сприяє збільшенню площі його сухих пляжів і розповсюдженню радіоактивного пилу за межі санітарно-захисної зони хвостосховища (санітарно-захисна зона – 1 км). Так, II секція Сухачівського

хвостосховища є джерелом радіаційного забруднення приземному шарі атмосфери за рахунок різних процесів переносу радіонуклідів в з поверхні сухих пляжів хвостосховища та випарювання його радіаційно-забрудненого шламу [2].

Тому, проблема підвищення радіаційної безпеки II секція Сухачівського хвостосховища є актуальною.

Один зі шляхів вирішення цієї проблеми полягає в наступному.

Відомо, що II секція Сухачівського хвостосховища розташована за межами м. Кам'янське на відстані 8,5 км від шламонакопичувача ДП «Екоантилід». Шламонакопичувач розташований у балці Ясінова. Рівні води шламонакопичувача постійно підвищуються, що негативно впливає на стійкість греблі та може спричинити аварійні ситуації. Освітлені води зі шламонакопичувача періодично відкачуються в міську каналізаційну систему, проте, через обмеження по скидах, рівень води у шламонакопичувачі постійно підвищується, що створює загрозу прориву дамби та залпового викиду близько 700 тис. м<sup>3</sup> високомінералізованих рідких відходів у систему р. Дніпро [3].

В роботі представлено одне з технічних рішень, яке забезпечить відновлення поверхневого захисного шару (так званої «вологоді плівки») II секції Сухачівського хвостосховища за рахунок ліквідації його сухих пляжів, і тим самим забезпечить захист компонентів довкілля. Передбачається звільнення ложа шламонакопичувача ДП «Екоантилід» б. Ясінова від 190 тис. м<sup>3</sup> освітлених вод та перекачування їх до II секції Сухачівського хвостосховища. Розрахунок показав, що такий об'єм вод шламонакопичувача збільшить товщу водного шару на 0,53 м (площа водного дзеркала II секції Сухачівського хвостосховища становить 355,8 тис.м<sup>2</sup>).

В роботі були проведені дослідження хімічного складу вод шламонакопичувача та рідких відходів II секції Сухачівського хвостосховища. Результати показали, що між рідкими відходами, які будуть формуватися в II секції Сухачівського хвостосховища в результаті надходження освітленої шламової води з шламонакопичувача б. Ясінова, та раніш заскладованими в хвостосховищі твердими відходами, хімічна взаємодія буде відсутня, рідкі відходи в II секції Сухачівського хвостосховища є сумісні з освітленими водами шламонакопичувача ДП «Екоантилід» б. Ясінова.

Запропонована система водовідведення забезпечить подальшу подачу поверхневого стоку шламонакопичувача ДП «Екоантилід» до II секції Сухачівського хвостосховища та після проведення рекультиваційних робіт вирішить проблему недостачі води для поповнення II секції Сухачівського хвостосховища. Реалізація запропонованої технології підтримання водного режиму II секції Сухачівського

хвостосховища призведе до зменшення площі його сухих пляжів та розповсюдження радіоактивного пилу в приземному шарі атмосфери. Ці заходи забезпечать зменшення радоновиділення і надходження природних радіонуклідів в приземний шар атмосфери з поверхні хвостосховища та будуть сприяти зниженню доз опромінення населення довколишніх сел Торомського та Сухачівського, а також зниженню радіаційного навантаження на виробничий персонал хвостосховища [4,5].

Слід зазначити, що таке технічне рішення дозволить запобігти катастрофічним екологічним наслідкам та забезпечить підвищення радіоекологічної безпеки навколишнього середовища в районі розміщення розглянутих об'єктів [6].

### **Література**

1. Лисиченко Г.В., Ковач В.Е. Мировой опыт реабилитации уранових производств. В кн.: Збірник наукових праць «Техногенно-екологічна безпека та цивільний захист». Вип. 6. Київ-Кременчук, 2013р. с. 4-12.
2. Предварительная экологическая оценка реконструкции и перепрофилирования хвостохранилища» к разработке проекта реконструкции и перепрофилирования II секции хвостохранилища «Сухачевское» / Г. Д. Коваленко, М.В. Бабаев, Н.К. Маркіна, Л.Н. Солодовникова: отчёт о НИР №1923/1.8/3853 Харьков: УкрНИИЭП, 2009. 87 с.
3. Сорока Ю.М., Рець Ю.М. ПРОЕКТ «Забезпечення екологічно безпечного захоронення відходів та небезпечних хімічних речовин, ліквідація шламонакопичувача у балці Ясинова за адресою: вул. Горобця С.Х., 1К, м. Кам'янське. Реконструкція». м. Жовті Води, 2019 р., 31 с.
4. Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України; Державні санітарні правила 6.177-2005-09-02. – [Чинний від 2005-05-20], МОЗ України, Київ, 2005. 197 с.
5. Норми радіаційної безпеки України. Доповнення: Радіаційний захист від джерел потенційного опромінення (НРБУ-97/Д-2000). Затверджено Постановою Головного державного санітарного лікаря України від 12.07.2000. № 116. К., 2000. 25 с.
6. Солодовнікова Л.М., Маркіна Н.К., Сорока Ю.М. Зменшення радіаційного навантаження II секції Сухачівського хвостосховища на оточуюче середовище XVI МІЖНАРОДНА НАУКОВО-ТЕХНІЧНА КОНФЕРЕНЦІЯ МОЛОДИХ ВЧЕНИХ ТА ФАХІВЦІВ «ПРОБЛЕМИ СУЧАСНОЇ ЯДЕРНОЇ ЕНЕРГЕТИКИ», 16 – 18 листопада 2022 року: тез. 66 с.

Старко М. В.

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

## ОЦІНКА РОЛІ БІОЛОГІЧНОЇ МЕЛІОРАЦІЇ У ПОКРАЩЕННІ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ДНІПРОВСЬКИХ ВОДОСХОВИЩ ПО РОЗВИТКУ В НИХ ПЛАНКТОННИХ УГРУПОВАНЬ

Останнім часом все більша увага приділяється методам біологічної меліорації водних об'єктів. Метою біологічної меліорації є поліпшення їх екологічного стану, збереження біологічного різноманіття, раціональне використання наявного водного фонду, нарощування запасів, покращення видового складу риб та інших водних живих ресурсів та ін.

Найпоширенішою в Україні є форма біологічної меліорації з використанням риб – іхтіомеліорація, в першу чергу з використанням далекосхідних рослиноїдних риб \ - далі в тексті РІР (товстолобиків - білого *Hypophthalmichthys molitrix* і строкатого *Hypophthalmichthys nobilis*, а також білого амура *Stenopharyngodon idella*).

Вважається, що нагромаджений на сьогодні великий досвід ведення пасовищної аквакультури РІР на великих водосховищах свідчить, що навіть при масовому вселенні вони не спричинюють негативного впливу на екосистему цих водойм, а за достатніх обсягів зариблення формують суттєву частку загальної промислової рибопродукції [1-3].

Покращення екологічного стану гідроекосистем є основною метою біологічної меліорації і має бути основним показником її ефективності.

Ще в 2007 році відзначалося, що актуальними завданнями вивчення механізмів функціонування екосистем водосховищ дніпровського каскаду є проведення комплексних досліджень з визначенням спрямованості й інтенсивності сукцесійних процесів, оцінка динаміки розвитку окремих компонентів біоценозів, прогнозні розробки, встановлення закономірностей динаміки пріоритетних показників стану екосистеми водосховищ. При цьому такі характерні зміни простежуватимуться як на всіх рівнях організації біоти в екосистемі, так і на обраній групі гідробіонтів, яка найбільш адекватно віддзеркалює екологічний стан водойми [4].

Для оцінки екологічного стану водойм часто використовують показники розвитку фітопланктону, який є первинною ланкою в трофічних ланцюгах. Планктонні водорості



швидко реагують на зміни водного середовища і можуть бути індикаторами стану всієї водної екосистеми [5,6].

В. І. Щербак встановив, що відгук фітопланктону в усіх водоймищах каскаду на екологічну ситуацію, що змінилася, проявився в зниженні інтенсивності «цвітіння» води синьозеленими водоростями, переході від монодомінантних угруповань до оліго-, полідомінантних, зростанні у продукції і біомасі планктону абсолютних і відносних значень центричних діатомових і зелених водоростей. В найбільшій мірі це реєструється у \ внутрішньокаскадних водоймищах Дніпра [7].

Результати досліджень В. І. Щербака показують, що зниження «цвітіння» води синьозеленими водоростями, зміна їх моно- і олігодомінантних комплексів на полідомінантні зі зростаючою роллю дрібноклітинних центричних діатомових, зелених (вольвоксових і хлорококових) водоростей встановлені і для інших водоймищ каскаду – Київського, Канівського, Запорізького і Каховського. Максимальна первинна продукція фітопланктону в Київському водоймищі була зареєстрована не в перші роки його існування, а в 1987-1989рр. - 14,31-15,92г O<sub>2</sub>/м<sup>2</sup>·добу і в 1993-1994рр. - 16,14-18,73г O<sub>2</sub>/м<sup>2</sup>·добу. У Кременчуцькому, Запорізькому та Каховському водоймищах було встановлено, що кількісний розвиток фітопланктону, в порівнянні з 1950-1960-ми роками, в 1980-1990-і роки більш знизився за біомасою, ніж за первинною продукцією [7].

Отже, неадекватність у зміні біомаси і продукції фітопланктону є характерною рисою в сукцесії автотрофної ланки екосистем Дніпра.

Проведене вченим узагальнення літературних і власних даних показало, що, у порівнянні з першими десятиріччями існування каскаду водоймищ, починаючи з другої половини 70-х років у динаміці розвитку синьозелених водоростей відбулися такі зміни:

**а)** істотно зменшилися площі «цвітіння» води і кількісні показники розвитку синьозелених водоростей у м<sup>3</sup> і під м<sup>2</sup>;

**б)** найважливішим показником для оцінки «цвітіння» води є запаси синьозелених водоростей, що характеризують основні біоресурси водоймищ; в порівнянні з першими роками існування водоймищ, у період стабілізації розвитку фітопланктону вони знизилися відповідно по водоймищах: Київському – в 3,1-17,2 рази; Кременчуцькому – 2,5-6,5 разів; Каховському - 10,6-14,1 рази;

**в)** зареєстроване зниження відносної частки синьозелених у сумарній чисельності і біомасі фітопланктону усіх водоймищ;

г) встановлене зниження ролі монодомінантних угруповань синьозелених водоростей у домінуючому комплексі дніпровського фітопланктону [7].

Багаторічні сукцесії синьозелених водоростей кількох Дніпровських водосховищ представлені на табл. 1. Там же наведені дані по вселенню та вилову РІР.

Таблиця 1 – Багаторічні сукцесії синьозелених водоростей та дані по вселенню та вилову РІР в Дніпровських водосховищах, [8-16]

Водосховище	Період досліджень	Середня біомаса синьозелених водоростей		РІР	
		г/м <sup>3</sup>	% від загальної біомаси літнього фітопланктону	Зариблення, тис. шт	Виллов, тон
Київське	1965-1969	40,0	42,0	-	-
	1977-1985	24,0	36,0	Сер. 100,0	-
	1986-1990	20,0	35,5	Сер. 40,0	-
	1991-2005	21,5	30,0	Сер. 341,6	-
Кременчуцьке	1961-1969	37,0	59,0	-	-
	1981-1985	96,7	44,5	Сер. 1008,3	Сер.65,2
	1986-1990	64,1	43,5	Сер. 292,1	Сер. 253,0
	1991-2005	159,0	51,0	Сер. 2139,9	Сер. 291,0
Каховське	1963-1969	59,0	89,0	-	-
	1981-1985	53,0	47,5	Сер. 2285,8	Сер. 1329,6
	1986-1987	39,0	50,0	Сер. 3097,0	Сер. 1579,0
	1991-2005	43,7	45,0	Сер. 3386,7	Сер. 758,7

За даними табл.1 нами були розраховані кореляційні зв'язки між зарибленням-виловом РІР і показниками розвитку синьозелених водоростей в цих Дніпровських водосховищах (табл.2-4).

Таблиця 2 – Кореляційні зв'язки між вселенням-виловом РІР і показниками розвитку синьозелених водоростей в Київському водосховище в 1965-2005 рр.

Показники	Середня біомаса синьозелених водоростей, г/м <sup>3</sup>	Середній % синьозелених водоростей від загальної біомаси літнього фітопланктону	РІР	
			Вселення, тис. шт	Виллов, тон
Середня біомаса синьозелених водоростей, г/м <sup>3</sup>	-	+0,840	-0,509	-
Середній % синьозелених водоростей від загальної біомаси літнього фітопланктону	+0,840	-	-0,891	-

Зариблення РІР, тис. шт	-0,509	-0,891	-	-
Вилів РІР, тонн	-	-	-	-

Таблиця 3 – Кореляційні зв'язки між вселенням-виловом РІР і показниками розвитку синьозелених водоростей в Кременчуцькому водосховище в 1961-2005 рр.

Показники	Середня біомаса синьозелених водоростей, г/м <sup>3</sup>	Середній % синьозелених водоростей від загальної біомаси літнього фітопланктону	РІР	
			Вселення, тис. шт	Вилів, тон
Середня біомаса синьозелених водоростей, г/м <sup>3</sup>	-	-0,247	+0,996	+0,756
Середній % синьозелених водоростей від загальної біомаси літнього фітопланктону	-0,247	-	-0,175	-0,811
Зариблення РІР, тис. шт	+0,996	-0,175	-	+0,696
Вилів РІР, тон	+0,756	-0,811	+0,696	-

Таблиця 4 – Кореляційні зв'язки між вселенням-виловом РІР і показниками розвитку синьозелених водоростей в Каховському водосховище в 1963-2005 рр.

Показники	Середня біомаса синьозелених водоростей, г/м <sup>3</sup>	Середній % синьозелених водоростей від загальної біомаси літнього фітопланктону	РІР	
			Вселення, тис. шт	Вилів, тон
Середня біомаса синьозелених водоростей, г/м <sup>3</sup>	-	+0,739	-0,890	-0,701
Середній % синьозелених водоростей від загальної біомаси літнього фітопланктону	+0,739	-	-0,956	-0,821
Зариблення РІР, тис. шт	-0,890	-0,956	-	+0,762
Вилів РІР, тон	-0,701	-0,821	+0,762	-

Крім оцінки впливу РІР на розвиток в Дніпровських водосховищах синьо-зелених водоростей, по доступній літературі нами проведено дослідження впливу вселення цих риб на планктонні співтовариства в цілому (на фітопланктон і зоопланктон). Розвиток планктонних угруповань и обсяги зариблення (вилову) рослиноїдних риб в Дніпровських водосховища в різні роки представлений в табл. 5.

Таблиця 5 – Кореляційні зв'язки (R) між зарибленням-виловом РІР і показниками розвитку планктонних угруповань (фітопланктону та зоопланктону) Дніпровських водосховищ у 1961-2013рр

Водосховище	Зв'язок біомаси фітопланктону з:		Зв'язок біомаси зоопланктону з:	
	Зарибленням РІР	Виловом РІР	Зарибленням РІР	Виловом РІР
Київське	-0,580	-0,477	-0,005	+0,056
Канівське	+0,512	-0,340	-0,555	-0,584
Кременчуцьке	+0,408	+0,361	-0,227	-0,495
Кам'янське	+0,397	+0,611	-0,396	-0,746
Каховське	+0,047	+0,217	-0,049	-0,577

Отримані дані по корелятивним зв'язкам (R) обсягів зариблення-вилову РІР і розвитком в 1965-2013 рр в Дніпровських водосховищах планктонних угруповань (табл. 5) показують, що зв'язок біомаси фітопланктону з зарибленням РІР лише в Київському водосховище був негативним. Його величини мали помітну величину  $R = -0,580$ . Зв'язок біомаси фітопланктону з виловом РІР був негативним лише в Київському та Канівському водосховищах  $R = -0,477$  та  $-0,340$  відповідно.

В інших водосховищах величини цієї кореляції були позитивними, тобто вселення-вилов РІР не покращувало (меліорувало), а погіршувало стан водоймищ.

Зв'язок біомаси зоопланктону з зарибленням та виловом РІР у всіх водосховищах (крім вилову з Київського) був негативним. Тобто ця рибоводна операція могла сильно впливати на зоопланктон, що може відбитися на зростанні молоді аборигенних видів риб.

В інших водосховищах величини цієї кореляції були позитивними, тобто вселення-вилов РІР не покращувало (меліорувало), а погіршувало стан водоймищ, або розрахунок вселення проводився не з метою біомеліорації.

Зв'язок біомаси зоопланктону з зариблення та виловом РІР у всіх водосховищах (крім вилову з Київського) був негативним. Тобто ця рибоводна операція могла сильно впливати на зоопланктон, що може відбитися на зростанні молоді аборигенних видів риб.

## **Висновки**

1. Аналіз масштабів біологічної меліорації Дніпровських водосховищ показує, що ці об'єкти постійно і масштабно заселялися видами-меліорантами, в першу чергу РІР.

2. Оцінка екологічного стану Дніпровських водосховищ по показникам розвитку планктонних гідробіонтів, які є основою кормової бази РІР свідчить, що вселення молоді РІР може в окремих водосховищах значно впливати на чисельність і біомасу фіто- і зоопланктону. Це може відбитися на стані кормової бази молоді цінних промислових аборигенних видів риб (що спостерігалось на Кременчуцькому водосховищі). Крім того, погіршення кормової бази може проявлятися в зниженні загального біорізноманіття Дніпровських водосховищ.

3. Враховуючи сказане, ми вважаємо, що рибогосподарські заходи, які пов'язані з вселенням у водні об'єкти РІР, повинні проводитися дуже обережно після виконання необхідних наукових досліджень.

## **Литература**

1. Негоновская И.Т. Потенциальная рыбопродукция растительноядных в крупных водохранилищах и воздействие этих рыб на водные экосистемы // Сб. тр. ГосНИОРХ. — 1989. — Вып. 301. — С. 38–59.
2. Балтаджи Р.А. Растительноядные рыбы — важнейший резерв увеличения продуктивности внутренних водоемов Украины // Эффективное использование водоемов Молдавии. — Кишинев, 1982. — С. 83–84.
3. Озинковская С.П., Полторацкая В.И. Формирование промысловых стад растительноядных в днепровских водохранилищах // Сб. тр. ГосНИОРХ. — 1989. — Вып. 301. — С. 77–85.
4. Грициняк І. І., Третяк О. М. Пріоритетні напрями наукового забезпечення рибного господарства України - Рибогосподарська наука України. - № 1. - Київ: 2007. - С. 5-20.
5. Абакумов В.А. Контроль качества вод по гидробиологическим показателям в системе гидрометеорологической службы СССР. - Труды Советско-Английского семинара. - Ленинград: Гидрометеоиздат, 1977. С. 93–99.
6. Трифонова И.С. Биоиндикация в лимнологическом мониторинге. – В кн. Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. - Санкт-Петербург: 2007. - С. 23–28.

7. Щербак В. І. Структурно-функціональна характеристика Дніпровського фітопланктону. – Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня доктора біологічних наук. - Київ: Інститут гідробіології, 2000. – 24с.
8. Приймаченко А. Д. Фитопланктон и первичная продукция Днепра и днепровских водохранилищ. - Київ: Наук. думка, 1981. — 277 с.
9. Оцінка, прогнозування та оптимізація стану водних екосистем України. Наукова робота на здобуття Державної премії України в галузі науки і техніки за 2017 рік (цикл наукових праць). Представлено Українським гідрометеорологічним інститутом Державної служби України з надзвичайних ситуацій та Національної академії наук України. – Київ: 2017. – 34с.
10. Звіт за завданням «Розробити рибоводно-біологічне обґрунтування та комплекс заходів щодо забезпечення максимального рибогосподарського ефекту від вселення рослиноїдних риб у водосховища дніпровського каскаду». – Київ: ІРГ УААН, 2007. – 33с.
11. Інформація про обсяги вселення водних біоресурсів Державними рибовідтворювальними комплексами (заводами) у 2017 році. - Київ: Державне агентство рибного господарства, 2018.
12. Зимбалева Л. Н., Сухойван П. Г., Черногоренко М. И. и др. Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ. - Киев: Наукова думка, 1989. - 248 с.
13. Гринжевський М. В. Аквакультура України.- Львів: «Вільна Україна», 1998. - 364с.
14. Звіти про обсяги використання водних біоресурсів за лімітами та прогнозами вилову в Дніпровських водосховищах за даними Держрибагентства 2018-2020рр. - [darg.gov.ua](http://darg.gov.ua).
15. Новіцький Р. О. Масштаби, спрямованість та наслідки інвазій чужорідних видів риб у Дніпровські водосховища. - Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора біологічних наук. – Київ: Інститут гідробіології, 2019. – 367с.
16. Цедик В. В. Стан популяцій ляща і плітки в трансформації водної екосистеми Канівського водосховища. Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук. - Київ: Інститут рибного господарства УААН, 2006. – 21с.

**Старко М. В.**

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

## **ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА ХАРКІВСЬКИХ РІЧОК УДИ ТА ЛОПАНЬ ЗА МАКРОЗООБЕНТОСОМ**

### **Вступ**

Макрозообентос є одним з найважливіших елементів екосистем континентальних водойм та водотоків. Ця група гідробіонтів відрізняється стабільною локалізацією на певних місцях проживання протягом тривалого часу, тому є зручним об'єктом для спостережень за антропогенною сукцесією та процесами самоочищення водних екосистем. До складу зообентосу входять найбільш довгоживучі групи гідробіонтів - молюски та олігохети, тривалість життя яких досягає 6 років, причому на їхню частку припадає велика частка біомаси зообентосу на багатьох водоймах та водотоках. Такі довгоживучі компоненти біоти є добрими індикаторами хронічного забруднення та стійкості екосистеми [1,2].

Тому, через такі особливості своєї екології, організми макрозообентосу можуть служити хорошим індикатором змін зовнішнього середовища, в тому числі тих, які викликані антропогенними факторами. На відміну від планктонних безхребетних, у них досить тривалий період розвитку (від декількох місяців до декількох років). Крім того, організми макрозообентосу, в порівнянні з іншими групами гідробіонтів, малорухливі і знаходяться в місці проживання тривалий час. Внаслідок цього донні співтовариства піддаються більш тривалим вплив негативних факторів, обумовлених забрудненням, і виявляють більш адекватну реакцію на цей процес.

Дослідження бентичних спільнот також повинні проводитись відповідно до вимог Водній Рамковій Директиві ЄС 2000/60/ЄС [3] та Методиці віднесення масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного та хімічного станів масиву поверхневих вод [4].

Крім того в останні роки, за даними Департаменту екології та природних ресурсів в Харківській області, макрозообентос у Харківських річках в 2016 та 2017 роках не досліджувався, а у 2020 році гідробіологічна оцінка якості води та стану гідробіоценозів усіх Харківських річок взагалі не проводилася [5].

**Методика досліджень.** У грудні 2021 року в річках Лопань та Уди було відібрано 7 кількісних проб макрозообентосу. Відбір проб виконувався загальноприйнятими у гідробіології методами [6]. Систематичне положення визначалося під біокулярним мікроскопом та ручною лупою за допомогою відповідних визначників [7-9]. Організми кожної групи підраховувалися, зважувалися та перераховувалися на 1м<sup>2</sup>.

**Результати досліджень.** Склад угруповань, чисельність і біомаса макрозообентосу річок Лопань та Уди у грудні 2021 року представлені в таблиці 1.

Таблиця 1 – Склад угруповань, чисельність і біомаса макрозообентосу річок Лопань та Уди у грудні 2021 року

Групи та види донної фауни		Пункти						
		Річка Лопань		Річка Уди				
		1	2	3	4	5	6	7
Тип кільчасті черви <i>Annelida</i> , підклас малощетинкові черви <i>Oligochaeta</i>								
<i>Oligochaeta g.sp.</i>	N	150	525	1025	725	275	175	225
	B	0,05	0,11	0,98	0,36	0,28	0,16	0,21
Тип кільчасті черви <i>Annelida</i> , підклас п'явки <i>Hirudinea</i>								
<i>Erpobdella octoculata</i>	N	-	-	-	50	-	-	-
	B	-	-	-	7,15	-	-	-
Тип плоскі черви <i>Platyhelminthes</i> , клас в'їхчасті черви <i>Turbellaria</i>								
<i>Planaria torva</i>	N	100	-	25	-	100	-	-
	B	19,20	-	4,80	-	21,10	-	-
Тип <i>Mollusca</i> , клас двостулкові <i>Bivalvia</i>								
<i>Pisidium amnicum</i>	N	-	-	25	-	-	-	-
	B	-	-	11,25	-	-	-	-
Тип Членистоногі <i>Arthropoda</i> , клас комахи <i>Insecta</i>								
<i>Chironomidae g.sp. larvae</i>	N	1450	2100	625	150	1750	925	-
	B	2,90	0,63	2,70	0,45	3,50	1,85	-
<i>Trichoptera g.sp. larvae</i>	N	100	-	-	-	-	-	-
	B	14,80	-	-	-	-	-	-
<i>Simuliidae g.sp. larvae</i>	N	-	-	-	-	-	-	75
	B	-	-	-	-	-	-	1,58
Всього	N	1800	2625	1700	925	2125	1100	300
	B	36,95	0,74	19,63	7,96	24,88	2,01	1,79

\*)Примітки: 1 - вище Харкова; 2 – гирло Лопані; 3 - вище впадіння р. Лопані; 4 - вище скиду Диканевських ОС; 5 - нижче скиду Диканевських ОС; 6 - нижче впадіння р. Лопані; 7 - ниче скиду Безлюдівських ОС; ОС\* - очисні споруди; N - чисельність (екз/м<sup>2</sup>); B – біомаса (г/м<sup>2</sup>); - відсутність.

Для оцінки якості водного середовища по зообентосу часто застосовують показники наявності або відсутності тих чи інших таксонів. Метод базується як на врахуванні індикаторної ролі організмів, що є в угрупованнях, так і на видовому (таксономічному) різноманітті, притаманному певним угрупованням [10].



Так Гуднайтом і Уїтлеем ще у 1961 році було запропоновано олігохетний індекс. Значення індексу а дорівнює відношенню кількості олігохет  $N_o$  в пробі до загальної кількості всіх організмів  $N_B$ :

$$a = \frac{N_o}{N_B} \cdot 100\%$$

При цьому стан річки вважається добрим, якщо олігохетний індекс менше 60%, сумнівним. При олігохетному індексі в межах 60-80%, річка важко забруднена, якщо він перевищує 80% річка важко забруднена [11].

Незважаючи на те, що олігохетний індекс був розроблений давно, він застосовується й досі. Так у 2021 він використовувався при оцінці забруднення річки Тигр в Іраку [12].

Наявність олігохет сама собою вказує на забруднення річки. У цьому величина забруднення визначається кількості олігохет на  $1\text{м}^2$ . Їх кількість від 100 до 999 екз/ $\text{м}^2$  є показником слабого забруднення, від 1000 до 5000 – середнього, а понад 5000 – сильного забруднення води [13].

Дані, наведені вище, для зручності користування були зведені нами в таблицю (табл. 2).

Таблиця 2 – Оцінка забруднення води за олігохетами

Значення олігохетного індексу Гуднайта-Уїтлея, %, [11]	Кількість олігохет, екз/ $\text{м}^2$ , [13]	Забруднення води
Менше 30	-	Відсутнє
30-60	100-999	Незначне
60-70	1000-5000	Помірне
70-80	Понад 5000	Значне
Понад 80	-	Сильне

Оцінка стану річок за значеннями олігохетного індексу Гуднайта-Уїтлея та кількістю олігохет (екз/ $\text{м}^2$ ) представлена у таблиці 3.

Таблиця 3 – Чисельність організмів зообентосу річок Лопань та Уди у грудні 2021 року, екз/ $\text{м}^2$

Донна фауна	Пункти						
	Річка Лопань		Річка Уди				
	1	2	3	4	5	6	7
<i>Oligochaeta g.sp.</i>	150	525	1025	725	275	175	225
Всього макрзооб-у	1800	2625	1700	925	2125	1100	300
Частка олігохет, %	8,3	20,0	60,3	78,4	12,9	15,9	75,0

Забруднення води							
За значенням олігохетного індексу Гуднайта-Уітлея , %, [11]	Відсут.	Відсут.	Помірн.	Значне	Відсут.	Помірне	Значне
За кількістю олігохет, екз/м <sup>2</sup> , [13]	Незнач.	Незнач.	Помірн.	Незнач.	Незнач.	Незнач.	Незнач.

\*)Примітки: 1 - вище Харкова; 2 – гирло Лопані; 3 - вище впадіння р. Лопані; 4 - вище скиду Диканевських ОС; 5 - нижче скиду Диканевських ОС; 6 - нижче впадіння р. Лопані; 7 - нижче скиду Безлюдівських ОС; ОС\* - очисні споруди; відсут. – відсутнє; незнач. – незначне; помірн. - помірно

Дані табл. 3. свідчать, що у пунктах р. Лопань, вище Харкова, р. Лопань, гирло та чомусь р. Уди, нижче скиду Диканевських ОС забруднення води відсутнє або незначне. Річка Уди вище впадіння р. Лопані за цими показниками – помірно забруднена. В той же час стан забруднення річки Уди вище скиду Диканевських очисних споруд, нижче впадіння р. Лопані та нижче скиду Безлюдівських очисних споруд за кількістю олігохет незначний, а за значенням олігохетного індексу Гуднайта-Уітлея значний, або помірний (нижче впадіння р. Лопані).

## Висновки

1. Найбільша різноманітність макрзообентосу серед 7 пунктів на річках Лопань та Уди в грудні 2021 року була виявлена в пунктах р. Лопань, вище Харкова та р. Уди, вище впадіння р. Лопані.

2. Найбільша чисельність (за рахунок личинок *Chironomidae*) була знайдена в пункті р. Лопань, гирло. В той же час тут була знайдена найменша біомаса зообентосу. Найменшу чисельність мав зообентос в пункті р. Уди, нижче скиду Безлюдівських очисних споруд. Найбільшу біомасу зообентосу виявлено в пункті р. Лопань, вище Харкова.

3. Оцінка стану річок за значеннями олігохетного індексу Гуднайта-Уітлея та кількості олігохет (екз/м<sup>2</sup>) свідчить, що у пунктах р. Лопань, вище Харкова, р. Лопань, гирло та чомусь р. Уди, нижче скиду Диканевських ОС забруднення води відсутнє або незначне. Річка Уди вище впадіння р. Лопані за цими показниками – помірно забруднена. В той же час стан забруднення річки Уди вище скиду Диканевських очисних споруд, нижче впадіння р. Лопані та нижче скиду Безлюдівських очисних

споруд за кількістю олігохет незначний, а за значенням олігохетного індексу Гуднайта-Уітлея значний, або помірний (нижче впадіння р. Лопані). Ці кілька суперечливі факти свідчать про необхідність продовження досліджень макрозообентосу.

4. Відбір та аналіз проб МЗБ проводилися безпосередньо перед війною з РФ (грудень 2021р.), тому вважаємо за необхідне проведення досліджень відразу після її закінчення (в той же календарний сезон). Це дозволить не тільки визначити розвиток МЗБ, а й оцінити вплив на нього бойових дій.

### **Література**

1. Методы биоиндикации и биотестирования природных вод. Вып. 2. – Ленинград: Гидрометеоздат, 1989. – 276 с.
2. Безматерных, Д. М. Зообентос как индикатор экологического состояния водных экосистем Западной Сибири: аналит. Обзор. - Новосибирск, 2007. – 87с.
3. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення: Вид. офіційне. – Київ: Твій формат, 2006. – 240 с.
4. Методика віднесення масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного та хімічного станів масиву поверхневих вод, а також віднесення штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод. Наказ Міністерство екології та природних ресурсів України № 5 від 14.01.2019. Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 05 лютого 2019 р. за № 127/33098.
5. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Харківській області у 2016-2020 роках. - Харків: 2017-2021.
6. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. - Київ: Логос, 2006. - 408 с.
7. Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР; под ред. А. А. Кутиковой, Я. И. Старобогатова. Л.: Гидрометеоздат, 1977. – 512с.
8. Марковский Ю. М. Фауна беспозвоночных низовьев рек Украины, условия её существования и пути использования III. Водоёмы Килийской дельты Дуная / Ю. М. Марковский – К.: Изд-во АН УССР, 1955. – 280 с.
9. Стадниченко А.П. Перлівницеві. Кулькові. Фауна України. - Т. 29. - Вип. 9. – Київ: 1984. - 384 с.
10. Дідух Я.П. Основи біоіндикації. – Київ: НВП «Видавництво «Наукова думка» НАН України», 2012. – 344 с.

11. Goodnight C. J., Whitley L. S. Oligochaetes as indicator of pollution. - Proc. 15th Ind. Waste Conf. Purdue Univ., Ext. ser., 1961. – P. 139-142.
12. Dlovan kamal Aljaff, H. J. Jaweir. Aquatic Oligochaeta (Annalida:Clitellata) as Bio Indication for Sediment Quality Assessment in Tigris River Within Baghdad City /Iraq. - Baghdad Science Journal. - Vol. 18 No. 1(Suppl.) (2021): Supplement Issue 1. – P. 665-669.
13. Wright S. Limnological survey of western Lake Erie. U.S. Fish and Wildlife Service. Special Scientific Report – Fisheries. – 1955. - №139. – P. 341p.

**Степова О. В.**, д-р. техн. наук, проф.

*Національний університет «Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка», м. Полтава, Україна*

**Корнішина А. В.**, аспірантка

*Національний університет «Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка», м. Полтава, Україна*

## **АНАЛІЗ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ ВІД АВТОМОБІЛЬНОГО ТРАНСПОРТУ (НА ПРИКЛАДІ ШЕВЧЕНКІВСЬКОГО РАЙОНУ М. ПОЛТАВА)**

За оцінками експертів Міжнародного форуму «Довкілля для Європи» у 2003 році місто Полтава визнано як самий екологічно чистий обласний центр України, зокрема за станом атмосферного повітря. Проте, на сьогодні встановлено, що в атмосферне повітря Полтави потрапляє 216 забруднюючих речовин - це 20-23 кг на людину за рік. Це 15% загального обсягу викидів, а 85% викидів забруднюючих речовин надходить в атмосферу міста від автомобільного транспорту. Тому, однією з гострих проблем сьогодення є екологічний стан атмосферного повітря українських міст, зокрема м. Полтава. Дослідження даної роботи пов'язані з вирішенням задач, що наведені в Законі України «Про забезпечення санітарного благополуччя населення».

В роботі проведено огляд й аналіз праць вітчизняних та закордонних учених щодо аналізу сучасного стану науково-технічних досягнень з питань визначення та аналізу забруднення атмосферного повітря викидами автомобільного транспорту, який підтверджує актуальність та своєчасність питання. Розглянуто чотири методики розрахунку забруднень атмосферного повітря на автошляхах, аналіз яких поряд з експериментальними перевірками підтвердив, що для автомагістралей з інтенсивним рухом кількість викидів доцільно встановлювати з використанням методики визначення кількості шкідливих речовин при спалювання одиниці палива. В даній роботі побудовано карту розміщення досліджуваних ділянок доріг та проведено експеримент з встановлення інтенсивності потоку автомобілів на зазначених ділянках. На основі отриманих даних проведено розрахунки викидів забруднюючих речовин автотранспортом на досліджуваних ділянках та побудовано відповідні гістограми, які дозволили визначити ділянки вулиць Шевченківського району міста Полтава з найбільш інтенсивним забрудненням. Підтверджено, що суттєву частину викидів на

досліджуваних ділянках становлять легкові автомобілі, адже їх відсоток по відношенню до загальної кількості практично завжди залишався на рівні 70-80%.

Проаналізовано отримані дані після розрахунку викидів від автотранспорту Шевченківського району м. Полтава та виведено лінійну залежність за кожною із досліджуваних речовин та встановлено, що отримані регресійні моделі є адекватними і описують дійсні тісні зв'язки між результуючою ознакою і факторами впливу на неї. Після проведення статистичних розрахунків отримані дані послужили базою для розрахунку приземних концентрацій в програмі ЕОЛ 2000 та карти розсіювання накладено на фізичну карту району.

Для дослідження було обрано Шевченківський район м. Полтава. Вперше він був створений у 1940 році (відновлений у квітні 1952 року). Це район Полтави який охоплює місцевості Центр, Мотель, Алмазний, Сади-1, Сади-2, Огнівка, селище Яр. Займає південно-західну частину міста, на правому березі Ворскли, куди входить історичний центр — ансамбль Круглої площі та Соборний майдан де у XVII—XVIII століттях знаходилась Полтавська фортеця. До складу району увійшли селище Кобищани, Очеретянка, частково території селищ Щербані, Розсошенці, Іванова та Інститутська гори [1].

Спостереження за транспортними потоками для більшої достовірності результатів проводилися протягом 20 хвилин на контрольних точках в час пік 3 рази на день приблизно з 7:00 по 9:00, з 12:00 по 13:00 та з 17:00 по 18:00. В процесі натурних спостережень проводилась класифікація всього потоку транспорту за певними видами, а саме: легковантажні автомобілі, середньовантажні, важковантажні, автобуси і легкові автомобілі. Після чого з отриманих даних було виведено середній арифметичний показник інтенсивності автотранспорту.

Проаналізувавши отримані графіки можна сказати, що найбільшу інтенсивність автомобільного потоку можна спостерігати на ділянках 1, 25, 98, 101, 113, 116, 117, 139, 145, 147, 150, 152-154, які відносяться до вулиць: Соборності (буд. 39 – буд.43), Сінна 29-Шевченка 63А, Сінна 29 –31/32, Героїв Чорнобильців 30 А – Сінна 43, Остапа Вишні 14А – 5, Раїси Кириченко 66, вся вулиця Європейська та частина Великотирнівської. На даних ділянках середня кількість автомобілів варіювалася від 1400 до 1600 штук за годину. Суттєві показники актуальні, так як дані вулиці є головними по місту для пересування транспортних засобів та мають статус доріг міжобласного сполучення. Тенденцію в зниженні і мінімального завантаження вулиць можна спостерігати в спальних районах досліджуваної території, дороги на яких спостерігалася критично мала інтенсивність руху в подальшому дослідженні не

враховувалися. Адже, їх значення на фоні значно завантажених доріг буде мінімальним і значного впливу на результати дослідження такі ділянки не матимуть. Відсоток легкових автомобілів по відношенню до загальної кількості практично завжди залишався на рівні 70-80%.

Проведено розрахунок викидів для наступних речовин: CO, C<sub>m</sub>H<sub>n</sub> і NO<sub>2</sub>. Результати розрахунків викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря від автотранспорту наведено на рис. 1-3.

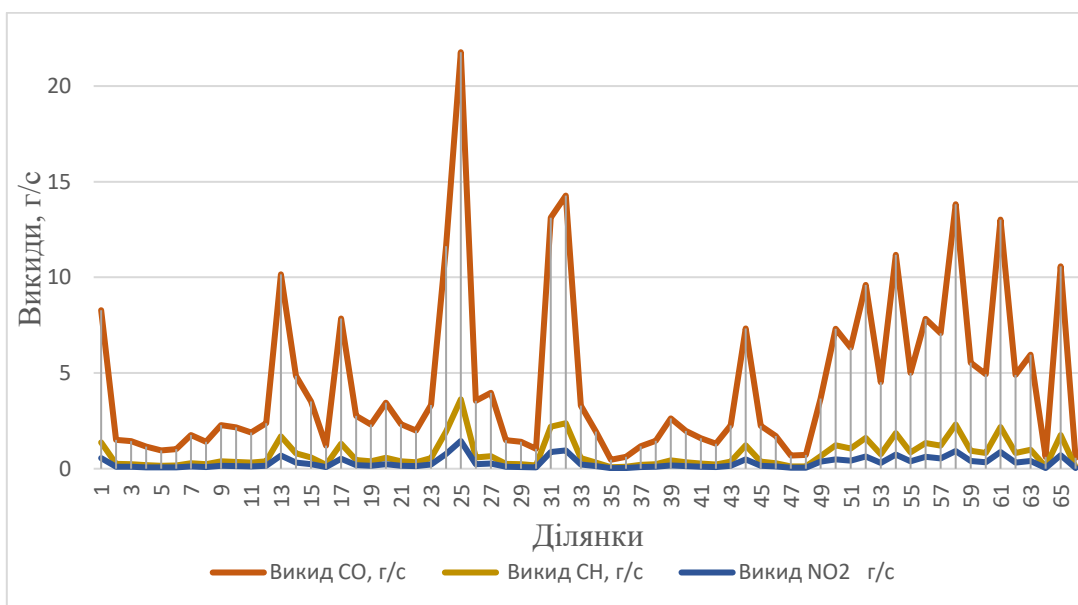


Рисунок 1 – Динаміка викидів забруднюючих речовин на ділянках № 1-66

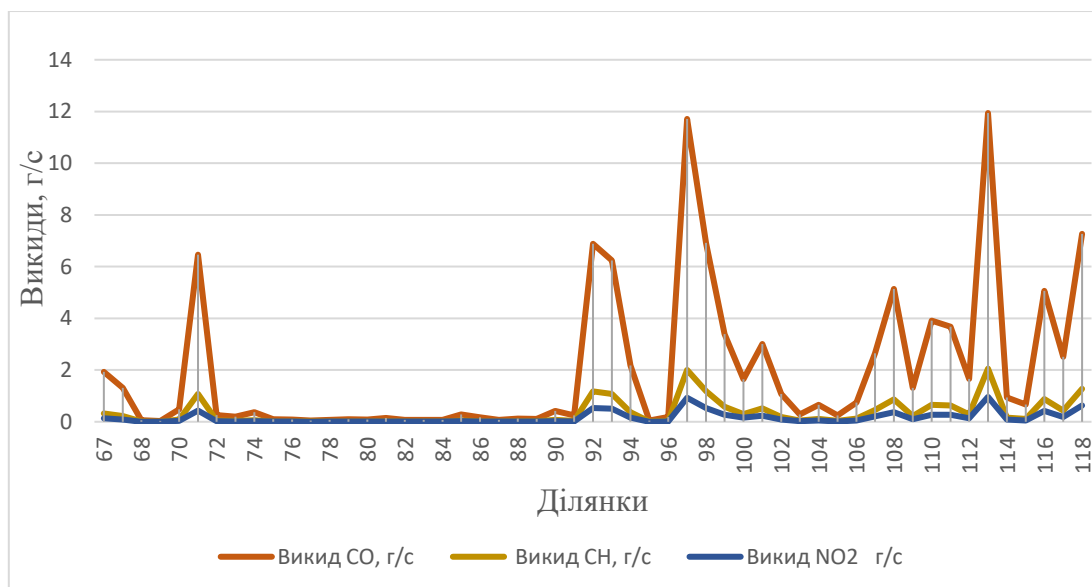


Рисунок 2 – Динаміка викидів забруднюючих речовин на ділянках № 67-118

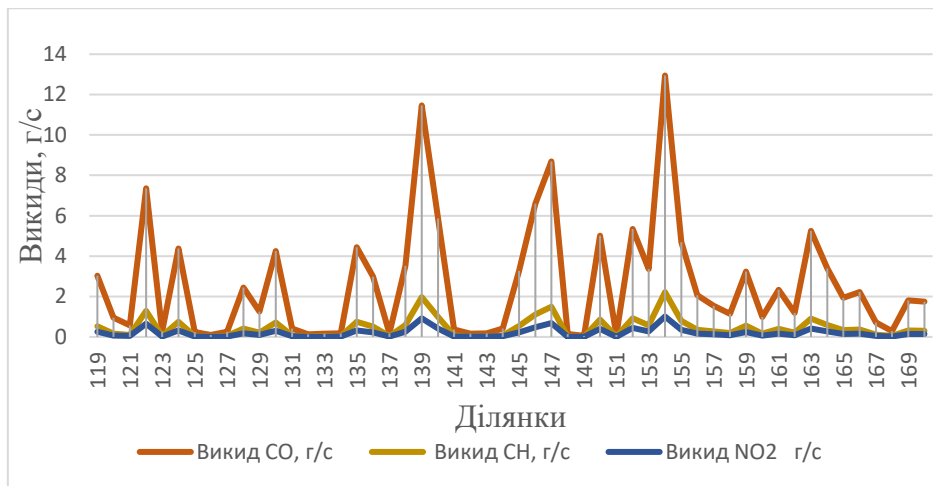


Рисунок 3 – Динаміка викидів забруднюючих речовин на ділянках № 119-170

Динаміка викидів забруднюючих речовин демонструє, що найбільш критичний рівень викиду спостерігається на ділянці 25, дещо нижчі рівні в межах від 13 до 15 г/с виявлено на ділянках № 31, 32, 58, 61 та №154.

За результатами спостережень виявлено, що на головних вулицях міста, які є і шляхами міжобласного сполучення, інтенсивність потоку складала в межах 1400-1600 автомобілів за годину. Також відчутна різниця спостерігалась між вулицями в центральній частині міста та вулицями, що розміщені в селітебних та у віддалених від центру зон Шевченківського району м. Полтава.

На основі отриманих даних, проведено розрахунки викидів забруднюючих речовин автотранспортом, встановлені ділянки району з найбільш критичним рівнем викидів. Встановлено, існує кореляція кількістю викидів та завантаженістю вулиць. Суттєву частину викидів становлять легкові автомобілі, адже їх відсоток по відношенню до загальної кількості практично завжди залишався на рівні 70-80%.

### Література:

1. Olena Stepova, Anastasiia Kornishyna, Iryna Lutsenko, Dmytro Kondratov, Andrii Borysov, Volodymyr Sydorenko Olena Stepova, Anastasiia Kornishyna, Iryna Lutsenko, Dmytro Kondratov, Andrii Borysov, Volodymyr Sydorenko Case study of noise pollution from vehicles and legal mechanisms for road noise control. Case study of noise pollution from vehicles and legal mechanisms for road noise control. Ecological Questions, [Vol. 33 No. 3 \(2022\)](#): стр. 1–36
2. Природоохоронні технології : навчальний посібник. Ч. 1 : Захист атмосфери / Л. І. Северин, В. Г. Петрук, І. І. Безвозюк, І. В. Васильківський. - Вінниця : ВНТУ, 2012. - 388 с.



3. Практикум з екології : навч. посіб. [для студ. ВНЗ] туристичної галузі / укл. М.Я. Бомба, Н.Є. Паньків, Н.М. Шувар. – Львів : ЛІЕТ, 2015. – 132 с.
4. Силуков Ю.Д. Экологическая безопасность на автомобильных дорогах: учеб пособие/ Ю.Д. Силуков.. – Екатеринбург: УГЛТУ, 2004. – 173 с.

**УДК 504.054**

**Степова О. В.**, д-р. техн. наук, проф.

**Гах Т. О.**, аспірантка

**Тягній Л. М.**, аспірантка

*Національний університет «Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка», м. Полтава, Україна.*

## **ДИFUЗНЕ ЗАБРУДНЕННЯ БІОГЕННИМИ ЕЛЕМЕНТАМИ (АЗОТ, ФОСФОР) РІЧКИ ВОРСКЛА В М. ПОЛТАВА**

**Метою дослідження** є аналіз дифузного забруднення елементами азотом і фосфором зі скидом стічних вод в річку Ворскла.

Дифузне забруднення водних об'єктів – найскладніший процес, обумовлений сукупністю багатьох гідрологічних та гідрогеохімічних процесів на водозборах водних об'єктів. Дифузне забруднення це процес, який характеризується уривчастим надходженням забруднювальних речовин біогенних елементів (азот, фосфор) та залежністю формуванням та подальшим поширенням від загальних фізико-географічних умов та погодних явищ.

Забруднювальні речовини потрапляють у водні об'єкти в тому числі зі скиданням стічних вод очисних споруд. Навантаження від джерел такого типу в нормальних (безаварійних) умовах роботи порівняно постійне за обсягами скидів та концентраціями забруднювальних речовин у них. Величина навантаження в одиницю часу, спектр забруднюючих речовин у скидах визначаються технологічними циклами підприємств, тому відомі з тим чи іншим ступенем достовірності. Просторова локалізація таких точкових джерел, певною мовою дає принципову можливість їх контролювати [1].

При всьому різноманітті джерел погіршення якості природних вод всі вони з тим чи іншим ступенем умовності можуть бути поділені на два великі класи: точкові та неточкові. Цей поділ заснований на принципово різному характері формування та надходження забруднень у водні об'єкти. Точкове забруднення пов'язане із зосередженим надходженням забруднених вод і може бути відносно легко ідентифіковано та локалізовано у просторі.

До неточкових слід відносити ті джерела, забруднення які формуються у набагато більшому просторовому масштабі та залежить від ступеня господарського

освоєння навколишнього природного ландшафту та екологічної культури ведення господарської діяльності на підвідомчій території.

В ході роботи досліджено за просторовою локалізацією та характером формування забруднень в річці Ворскла та річці Коломак можна виділити два умовні типи: лінійні та майданні. Характерними прикладами лінійних джерел є автомагістралі та трубопроводи, потенційна небезпека надходження забруднень від яких існує на їх протязі, а найбільша ймовірність забруднення води виникає в місцях перетину з водними об'єктами. До майданних джерел слід віднести територію міської забудови, поверхні автошляхів, дахи, тротуари, автозаправки та ремонтні майстерні, витік на автодорогах, асфальтовані покриття з депресіями.

В ході аналізу визначено основні причини дифузних (точкових) джерел забруднення біогенними елементами та іншими сполуками, що надходять в річку Ворскла в межах м. Полтава, це забруднення водойми організованими стоками в зв'язку з не дотримання нормативно-правової бази, насамперед, у частині економічного регулювання процесів стимулювання нормативного очищення стічних вод та низьких штрафів за забруднення. Крім того, явно недостатня забезпеченість підприємств очисними спорудами та низька ефективність очищення стічних вод. Так, як тільки 10% стічних вод в Україні очищується до нормального рівня. При цьому середній платіж за скиди становить 40 грн за м<sup>3</sup>, а собівартість очищення з урахуванням інвестованого капіталу 4-6 грн за м<sup>3</sup>. Загальний обсяг вимагає очищення стічних вод становить 19,2 м<sup>3</sup>, до нормативів очищається лише 11% (2,05 м<sup>3</sup>) [6]. Також точковим джерелом є надходження біогенних елементів в водойму з дощовими стоками по системі дощової каналізації міста Полтави.

Станом на 01.01.2020 в поверхневій воді річки Ворскла та річки Коломак в м. Полтава після очищення та знезараження потрапляють господарсько-комунальні стоки від каналізаційно-очисних станцій, які знаходяться на балансі КП ПОР «ПОЛТАВАВОДОКАНАЛ» та розташовані в с. Затурино північно-східній околиці міста площею 50,4 Га, та с. Супрунівка південно-західній околиці міста на площі в 41,78 Га., виробнича потужність їх складає: каналізаційної мережі 137,50 тис. м<sup>3</sup>/добу; каналізаційних насосних станцій 600,54 тис. м<sup>3</sup>/добу.

Комплекс Затуринських каналізаційних споруд введено в експлуатацію 1973 р згідно проекту потужністю 30,0 тис. м<sup>3</sup>/добу, фактична потужність сягає 22,00-28,00 тис.м<sup>3</sup>/добу, амортизаційне зношення зараз становить 73% та комплекс Супрунівських каналізаційних споруд загальною потужністю 100,0 тис. м<sup>3</sup>/добу, фактичною потужністю 35,00-45,00 тис. м<sup>3</sup>/добу, амортизаційне зношення складає 82% [6].

Для дощових та талих вод в м. Полтава використовується розкладжена система дощової каналізації, крім окремих мікрорайонів, що знаходяться на балансі Управління житлово-комунального господарства Полтавської міської ради від 24.04.2020 №01-06-01/12/978, протяжність мереж становить 143,3 км, та має 4 випуски на водні об'єкти, а саме в річку Ворскла в мікрорайоні Левада. Згідно розробленого генерального плану міста Полтави №1183-01-20 від 02.04.2020 до цього колектору дощової каналізації є несанкціоновані підключення господарчо-фекальних стоків, що призводить до забруднення річки азотом та фосфором і іншими хімічними сполуками[6].

В цілому дощова каналізація працює задовільно та все більше стикаючись з проблемами, які призводять до неефективної роботи мережі. Головними проблемами дощової каналізації є - замулення дощової каналізації; відсутність решіток на окремих дощоприймальних колодязів; недостатня кількість приймальних колодязів; руйнування колекторів (зношеність та зруйнованість на окремих ділянках), що призводить до витоків стоків, зростання ерозійних процесів та руйнування колекторів; порушення нормальних ухилів колекторів; існуючі очисні споруди в районі Пушкарівської балки потребують реконструкції.

Винесення забруднюючих речовин з міської території та їх концентрації в зливовому стоку багато в чому обумовлені тими процесами накопичення політантів, що відбуваються між зливами. Очевидно, чим більше пройшло часу з моменту останнього дощу, тим більше пилу, сміття та пов'язаних із ними забруднюючих речовин акумулювалося на вулицях, тротуарах та дахах будинків потрапляє в річку Ворскла.

Характерними забрудненнями поверхневого стоку є зважені речовини. За гранулометричним складом завись характеризується переважно дрібнодисперсними частинками.

У стоку міститься значна кількість частинок з гідравлічною крупністю понад 0,2 мм/с. Частинки з гідравлічною крупністю понад 0,2-0,4 мм/с становлять близько 40% від загальної кількості взвесі. При відстоюванні випадають в осад протягом перших 15-20 хв. Основна кількість частинок мають малу гідравлічну крупність. При відстоюванні протягом 30 хвилин ефект освітлення становить 50%, а при 2-годинному відстоюванні - не перевищує 70%. Після 6-добового відстоювання пробі 50-150 мг/л взвесі [2, 3].

Вміст дощових вод біогенних солей азоту і фосфору становить відповідно 5-6 мг/л і 0,7-1,2 мг/л; хлоридів 25-30 мг/л. Порівняно з побутовими водами дощовий стік менш твердий. Близько 50% загального азоту є в амонійній формі, 30% - у складі органічних сполук і 20% - у вигляді нітратів і нітритів [1, 2, 3].

Досліджено формування поверхневого стоку міської території, що представляє собою складний процес, схильний до впливу таких факторів, як призначення та ступінь господарського освоєння території, її забрудненість, інтенсивність та тривалість опадів, тривалість попереднього сухого періоду, норми витрати води при митті дорожніх покриттів.

Характерними показниками поверхневого стоку з території м. Полтави є СПАВ, солі важких металів, біогенні елементи (азот, фосфор), а також протижеледні реагенти у разі їх використання, також присутні узагальнені показники якості води, як вміст завислих речовин, нафтопродуктів та значення показників БПК<sub>20</sub> і ХПК, що сумарно характеризують присутність легко- і важко окислюваних органічних сполук [1, 2, 3].

При аналізі класифіковано основні джерела надходження хімічних речовин до складу поверхневого стоку в м.Полтава та представлені у табл. 1.

Таблиця 1 – Класифікація основних джерел надходження хімічних речовин у складі поверхневого стоку

Забруднюючі речовини	Джерела надходження			
	атмосфера	поверхня території	з ґрунту	з рослинністю
Зважені речовини	атмосферні опади, викиди автотранспорту, опалювальних систем, підприємств	поверхні автошляхів, дахи, тротуари, газони	ерозія ґрунту	змив атмосферними опадами
Азот, фосфор	атмосферні опади, викиди автотранспорту	накопичення побутових відходів	використання добрив	опале листя, трав'яний покрив
Нафтопродукти	-	автозаправки та ремонтні майстерні, витік на автодорогах, асфальтовані покриття з депресіями	верхній шар придорожній смуги	-
Важкі метали	відпрацьовані гази автомобілів	знос деталей двигуна, підшипників	верхній шар придорожній смуги	змив атмосферними опадами

Приблизний вміст деяких важких металів у поверхневому стоку міст наведено в табл. 2., так як постійно змінні показники.

Таблиця 2 – Середньорічні концентрації важких металів у поверхневому стоку, мг/л.

Забруднюючі речовини	Дощові води, мг/л	Талі води, мг/л
Алюміній	1-3	1,3-4,0
Марганець	0,3-0,5	0,35-0,55
Цинк	0,25-0,3	0,3-0,4
Свинець	0,05-0,07	0,06-0,08
Мідь	0,03-0,04	0,04-0,05

При визначенні масової величини забруднюючих речовин у поверхневому міському стоку проводилось за питомими характеристиками (середніми модулями) як для всієї території, так і із заданими концентраціями для окремих функціональних зон.

Питомий винос природних домішок з дощовим стоком з території міста [5, 6] при щільності населення, близької до 100 чол/га, а також середніх та малих міст із сучасним рівнем благоустрою для укрупнених розрахунків у першому наближенні можна приймати за даними табл.3.

Таблиця 3 – Питомий винос пріоритетних компонентів у дощовому стоку з території м. Полтава за густрою населення, близької до 100 чол/га.

Забруднюючі речовини	Питома винос, кг/(га·год)
Зважені речовини	2500
Органічні речовини за показниками:	
ХПК	1000
БПК <sub>20</sub>	140
Нафтопродукти	40
Біогенні елементи:	
сполуки азоту	6
сполуки фосфору	1,5
Мінеральні солі	400

На підставі фондкових, довідкових матеріалів та літературних джерел [4, 5, 6] а також експериментальних досліджень у кожній міській зоні визначалися середні концентрації для різних гідрологічних сезонів (сніготанення, дощі) табл. 4.

Таблиця 4 – Орієнтовний склад поверхневого стоку для різних водозбірних ділянок поверхонь території, мг/дм<sup>3</sup>

Площа стоку	Дощовий сток			Талий сток		
	зважені речовини	БПК <sub>20</sub>	нафтопродукти	зважені речовини	БПК <sub>20</sub>	нафтопродукти
Ділянки території з високим рівнем благоустрою та регулярної збиранням дорожніх покриттів (центральна	400	40	8	2000	70	20

частина міста з адм. будинками, торговими та адм. центрами)						
Сучасна житлова забудова	650	60	12	2500	100	20
Магістральні вулиці з інтенсивним рухом транспорту	1000	80	20	3000	120	25
Території, прилеглі до промислових підприємств	2000	90	18	4000	150	25
З криш будівель та споруд	<20	<10	0,01-0,7	<20	<10	0,01-0,7
Території з величезним переважанням індивідуальної житлової забудови; газони та зелені насадження	300	60	<1	1500	100	<1

В ході дослідження встановлено, що викиди в атмосферу промислових підприємств поширюються з повітряними потоками і є джерелами забруднень з рідких атмосферних опадів, снігового покриву та ґрунтів, охоплюючи територію, з яких згодом шляхом поверхневого та ґрунтового стоку відбувається забруднення водних об'єктів, яке носить дифузний характер. Елементи природного середовища (повітряні маси, ґрунти, рослинність, рельєф, донні відкладення в водоймі, ґрунтові води) часто виступають як первинна перехоплююча ланка між джерелом надходження забруднень та поверхневими водними об'єктами. У цих ланках забруднення можуть накопичуватися та частково трансформуватися протягом якогось часу, не надаючи помітного впливу на якість води.

Однак при вичерпанні ємності накопичення та здатності до трансформації (самоочищення), а також інших несприятливих обставин починає відбуватися інтенсивна віддача забруднюючих речовин азоту та фосфору у розташований поблизу водний об'єкт. При цьому, принаймні спочатку, буде вже не так важливо, чи триває надходження забруднень у перехоплюючі елементи середовища чи ні. Характерними

є випадки, коли джерелом забруднення виступають донні відкладення водосховищ. Їхній вплив спочатку може навіть посилюватися при зниженні навантаження на водозбір, оскільки це збільшує градієнт концентрацій забруднюючих речовин на кордоні водо-донні відкладення, прискорюючи тим самим надходження забруднень у воду.

Скидання неочищених каналізаційних стоків а також дощових стоків з колекторів у водойми сприяє також підвищенню вмісту біогенних елементів. Потрапляючи у водойми, біогенні елементи призводять до явища евтрофікації, що сприяє пригніченню окремих видів гідробіонітів, загибелі і інших, а також приводить до відмирання водорості під час цього з'являються токсичні продукти їх розкладання, таким чином призводить до погіршення органолептичних властивостей води

### **Література**

1. Алмазов О.М. Стік розчинний: солей та біогенних речовин, які виносяться річками УРСР в Чорне море. Наук. Зап. Одеської біологічної станції, 1961. Вип. 3. с.99 – 107.
2. Степова О.В., Гах Т.О. Екологічний стан поверхневих водойм Полтавської області Екологічний стан поверхневих водойм Полтавської області Екологічні науки: науково-практичний журнал / Головний редактор О.І. Бондар. – К.: ДЕА, 2020. - №2(29). Т 2. – С. 87 - 91.
3. Голік Ю.С., Ілляш О.Е., Степова О.В. На шляху до інтегрованого управління водними ресурсами Полтавщини / Збірник наукових статей IV Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology-2013) м. Вінниця, 25 – 27 вересня 2013р. С.219-221.
4. Китаев Л.М. Закономерности миграции химически соединений с поверхностным стоком на городских территориях // Проблемы экоиформатики. – М.: ИРЭ РАН. 1992. – С. 53–58.
5. Рекомендации по расчету систем сбора, отведения и очистки поверхностного стока с селитебных территорий, площадок предприятий и определению условий выпуска его в водные объекты. – М.: ОАО «НИИ ВОДГЕО». – 2014. – 88 с.
6. Внесення змін до генерального плану міста Полтава №1183-01-20 від 02.04.2020 замовник Управління з питань містобудування та архітектури виконавчого комітету Полтавської міської ради.



Ткаченко Т. М., д-р. техн. наук, проф.;

Мілейковський В. О., д-р. техн. наук, проф.;

Ткаченко О. А., студент

*Київський національний університет будівництва і архітектури, м. Київ, Україна.*

## **«ЗЕЛЕНІ КОНСТРУКЦІЇ» - ПЕРСПЕКТИВНА БІОТЕХНОЛОГІЯ ПІСЛЯВОЄННОГО ВІДНОВЛЕННЯ БУДІВЕЛЬ**

### **Вступ**

З 24 лютого 2022 р. в Україні Росією ведеться війна з порушенням усіх законів і звичаїв війни з метою геноциду та екоциду. Зокрема, знищено або пошкоджено до 90 % житлового фонду міст, масові обстріли й пожежі на нафтобазах та цивільних складах призвели до безпрецедентного забруднення навколишнього середовища тощо. Тому при післявоєнному відновленні виникає проблема будівництва й експлуатації будівель і споруд без погіршення, а навіть з позитивним впливом на довкілля.

«Зелені конструкції» використовуються з давніх-давен задля покращення внутрішнього й навколишнього середовища. У мегаполісах Стародавнього світу існували екологічні проблеми через щільну забудову. Тому було побудовано Висячі сади Семіраміди [1-2] – систему терас (рис. 1 а) задля сприятливого зовнішнього вигляду та уникнення задухи. Точне розташування їх не визначено [3]. Їх приписували Вавилону без чітких доказів. Натомість сліди садів виявлено в Ніневії, де знайдено навіть залишки акведуку з водопідйомними гвинтами до рівня садів [4] для автополиву.



а)



б)

Рисунок 1 – Стародавні «зелені конструкції»: а) – висячі сади Семіраміди, реконструкція Ф. Крісхен; б) – «зелені покрівлі» Фарерських островів

Більш прості стародавні «зелені дахи» з дерном використовувалися на Фарерських островах (рис. 1 б) задля підвищення енергоефективності та комфорту завдяки додатковій теплоізоляції. Отже, ще з давніх-давен людство шукало шляхи побудови «зелених конструкцій» для всіх верств населення – від бідних селян до заможних вельмож.

В Україні, на жаль, практично не приділяється уваги науковим дослідженням технічних переваг озеленення будівель. Публікації мають оглядове спрямування [5-6]. Натомість, аналіз світових публікацій показує постійне зростання інтересу до тематики через покращення теплотехнічних, вологісних і акустичних характеристик споруд [7-8], підвищення довговічності покрівлі [7], покращення управління дощовими стоками [7-9], пасивне охолодження [10], пом'якшення ефекту теплового острова [7,9,11,12], поліпшення якості повітря та зменшення викидів парникових газів [9], покращення умов життя [7], підвищення естетичних якостей [7], рівня екологічної освіти [7], покращення здоров'я й продуктивності праці [7], збільшення озеленення міст [8], збереження біорізноманіття [12], зокрема запилювачів [8], тощо.

Отже, «зелені конструкції» є перспективною технологією, що дозволяє одночасно і відбудувати порушені будівлі та покращити стан внутрішнього й навколишнього середовища. Єдиною перепорою на шляху їхнього впровадження є суспільна думка, що це дуже дорого і призначено лише для елітного будівництва. Насправді історія показала, що ці конструкції призначено для всіх верств населення.

**Метою роботи** є аналіз можливостей використання «зелених конструкцій» у післявоєнній відбудові на базі результатів авторських досліджень.

Зелені конструкції є поєднанням будівельних конструкцій і рослин: зелені покрівлі (рис. 2 а), фасадні зелені блоки [13] (рис. 2 б), вертикальне озеленення (рис. 2 в), вертикально-горизонтальне озеленення (рис. 2 г), озеленення схилів (рис. 2 д, е) та зелені майданчики для паркування.

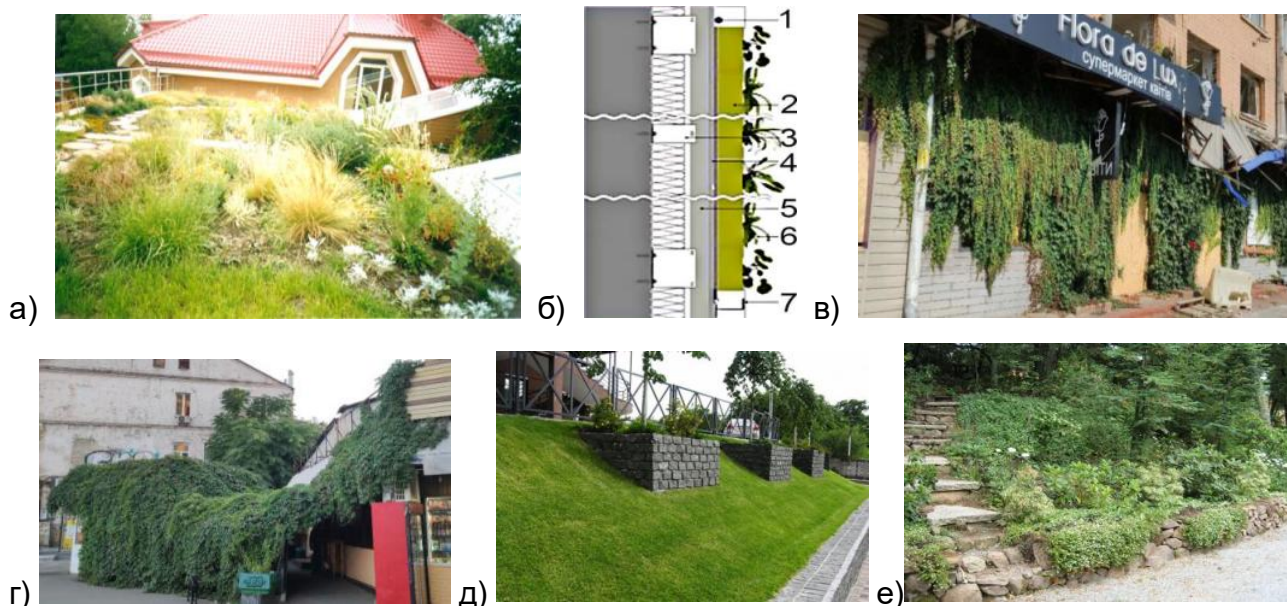


Рисунок 2 – Приклади «зелених конструкцій»: а) – авторська інверсійна «зелена покрівля» інтенсивного типу зі степовим фітоценозом; б) – система фасадного озеленення ZinCo Vertigreen [13]; в) – вціпіла частина вертикального озеленення будинку на Лук'янівці, м. Київ, який постраждав від ракетної атаки 15.03.2022 р;  
 г) – вертикально-горизонтальне озеленення на Подолі, м. Київ;  
 д) – озеленення схилів багаторічними травами; е) – ярусне озеленення схилів:  
 1 – система поливу; 2 – модуль вертикального озеленення; 3 – кріплення; 4 – лист базової поверхні; 5 – алюмінієвий профіль; 6 – рослинний покрив;  
 7 – водоприймальний лоток

Лише перші дві конструкції стосуються преміум-класу. Інші розповсюджені на всіх класах будівель будь-якого призначення як перспективна енергоефективна та екологічна технологія. Основні переваги за енергоефективністю: додаткова теплоізоляція; охолоджувальний ефект (1...3,5 К *Lolium Perenne* [14], 1,2...4 К – *Parthenocissus* [15], рис. 3); відбиття влітку сонячної радіації та перетворення її на біомасу, а не теплоту; автоматичний сонцезахист влітку з пропусканням променів узимку [16,17] тощо. Таким чином зменшується навантаження на системи кондиціонування повітря та опалення, що підвищує енергонезалежність країни, зменшує викиди продуктів згоряння при генеруванні енергії, підвищує комфортні умови в приміщеннях за відсутності кондиціонерів через брак коштів у власників.

Озеленення фасадів може виконуватися власниками при експлуатації. За відсутності коштів можна пересадити *Parthenocissus quinquefolia*, який необмежено знаходиться в дикій природі і добре приживається. За фінансової можливості вирощування рідких сортів ще й зберігає світове біорізноманіття. Якщо будинки високі або немає місця для посадки, ліани слід висаджувати у горщики або діжки, які можуть бути з вторинних джерел – будівельні посудини, відпрацьовані діжки, залишки

від снарядів та військової техніки відповідної форми тощо. Пропонуємо діжкове або лоткове озеленення покрівлі, що не псує вигляд з вікон більш високих будівель (рис. 4 а).

Одним з важливих післявоєнних факторів є надзвичайний рівень стресу. Значна кількість сучасних будівель погіршує психологічний стан – чіткі горизонтальні лінії, що відокремлюють від неба, велика кількість примітивних повторюваних елементів, значні площі застакання тощо. Озеленення простору є ефективним засобом пасивної реабілітації завдяки заспокійливій дії середовища, максимально наближеного до природного.

У результаті військових дій відбувається масове порушення автошляхів з дощовим водовідведенням, відновлення якого вимагає великих затрат. Альтернативою є концепція міста-губки – максимальне використання площ для поглинання дощової води. Нами запропоновано зелені конструкції – дощові сади-смуги (рис. 4 б,в). Розроблено методику та додаток для Copernicus CDS Toolbox для визначення необхідної ширини садів залежно від обсягу опадів. Для Києва це лише 11 % ширини дороги. Сади рівномірно збирають воду вздовж усього автошляху для більшої надійності руху.

Основною проблемою вітчизняного озеленення будівель є безсистемність через недостатню нормативну базу. У Києві активно впроваджується масове озеленення фасадів *Parthenocissus tricuspidata 'Veitchii'*, започатковане Начальником Управління екології та природних ресурсів КМДА Олександром Возним. Ця програма є позитивним зрушенням у напрямку широкого впровадження «зелених конструкцій» і покращуватиме стан довкілля та внутрішнього середовища приміщень. Але для досягнення максимального ефекту потрібне наукове підґрунтя, яке базується на вітчизняних дослідженнях складових зеленого будівництва: енергоефективності, екологічності та комфортних умов. Вертикальне озеленення фасадів – важлива складова зеленого будівництва при реновації та відновленні будівельного фонду, постраждалого у війні. Для цього терміново потрібно розробляти вітчизняні нормативні документи. Авторами створюються проекти таких документів: ДСТУ «Зелені конструкції», «Методика оцінювання енергоефективності зелених конструкцій задля енергетичного балансу будівель», «Сертифікація будівель за зеленими критеріями». Зараз конче потрібна зацікавленість з боку міністерств і спонсорська підтримка. З нашого боку ведеться робота щодо даного питання, але поки, на жаль, безрезультатно. Пропонуємо співробітництво у напрямку досліджень, популяризації, розроблення нормативної бази та впровадження «зелених конструкцій».

## Висновки

Зелені конструкції є ефективним засобом післявоєнної відбудови. Вони дозволяють природним шляхом підвищити якість внутрішнього і навколишнього середовища будівель, енергоефективність, безпеку й комфорт, ефективно керувати стічними водами, а також беруть участь у пасивній реабілітації людей. «Зелені конструкції» застосовуються для всіх класів будівель – від економ до преміум. Для масового післявоєнного відновлення найбільш підходить вертикальне або вертикально-горизонтальне озеленення будівель з висадженням ліан у ґрунт або діжки/лотки. На сьогодні відбуваються позитивні зрушення в цьому питанні, зокрема програма вертикального озеленення Києва. Але для максимальної ефективності озеленення має виконуватися систематично, для чого потрібна відповідна нормативна база.

**Перспективи подальших досліджень.** На сьогодні виконуються лабораторні дослідження покращення стану повітряного середовища внутрішнім озелененням.

**Подяки.** Робота виконується в рамках: прикладного дослідження на замовлення МОН України з державним фінансуванням «Створення перспективних технологій формування безпечного середовища будівель поєднанням «зелених конструкцій», фітодизайну та інженерних систем», 2022-2023 рр. номер державної реєстрації 0122U001197; грантової програми Erasmus+ «Багаторівнева освіта та професійне навчання з питань кліматичних послуг, адаптації до змін клімату та їх пом'якшення в локальному, національному та регіональному масштабах» – ClimEd”, 15.11.2020 – 14.11.2023, реєстраційний номер 619285-EPP-1-2020-1-FI-EPPKA2-CBHE-JP

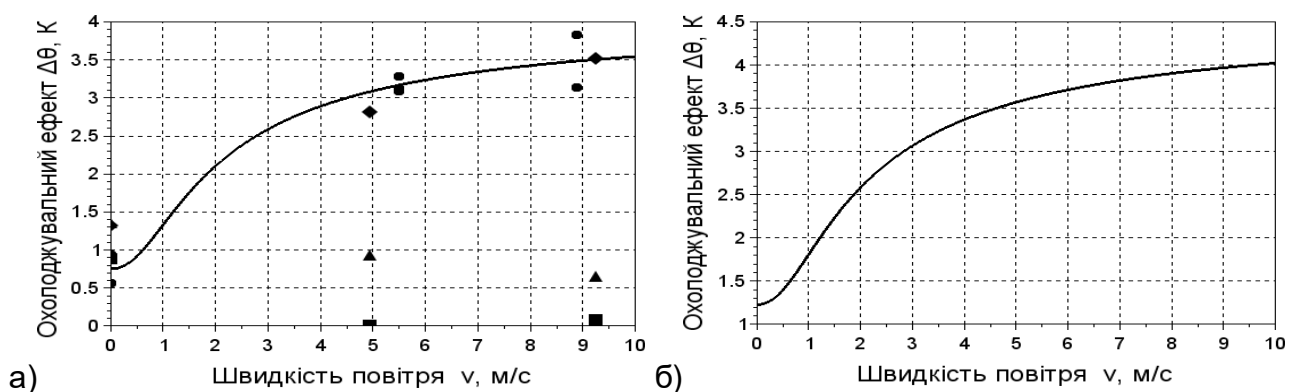


Рисунок 3 – Охолоджувальний ефект рослин: а) – результати дослідження [14] охолоджувального ефекту райграсу пасовищного (*Lolium perenne*) в аеродинамічній трубці залежно від швидкості повітря; Оцінка охолоджувального ефекту дикої винограду (*Parthenocissus*) [15]: ● – висота трави 40 и 123 мм, різні точки; ▲ – висота трави 399 мм, навколо центру моделі; ■ – висота трави 399 мм, кут з навітряного боку; ◆ - висота трави 399 мм, кут з завітряного боку ● – висота трави 40 и 123 мм, різні точки; ▲ – висота трави 399 мм, навколо центру моделі; ■ – висота трави 399 мм, кут з навітряного боку; ◆ - висота трави 399 мм, кут з завітряного боку

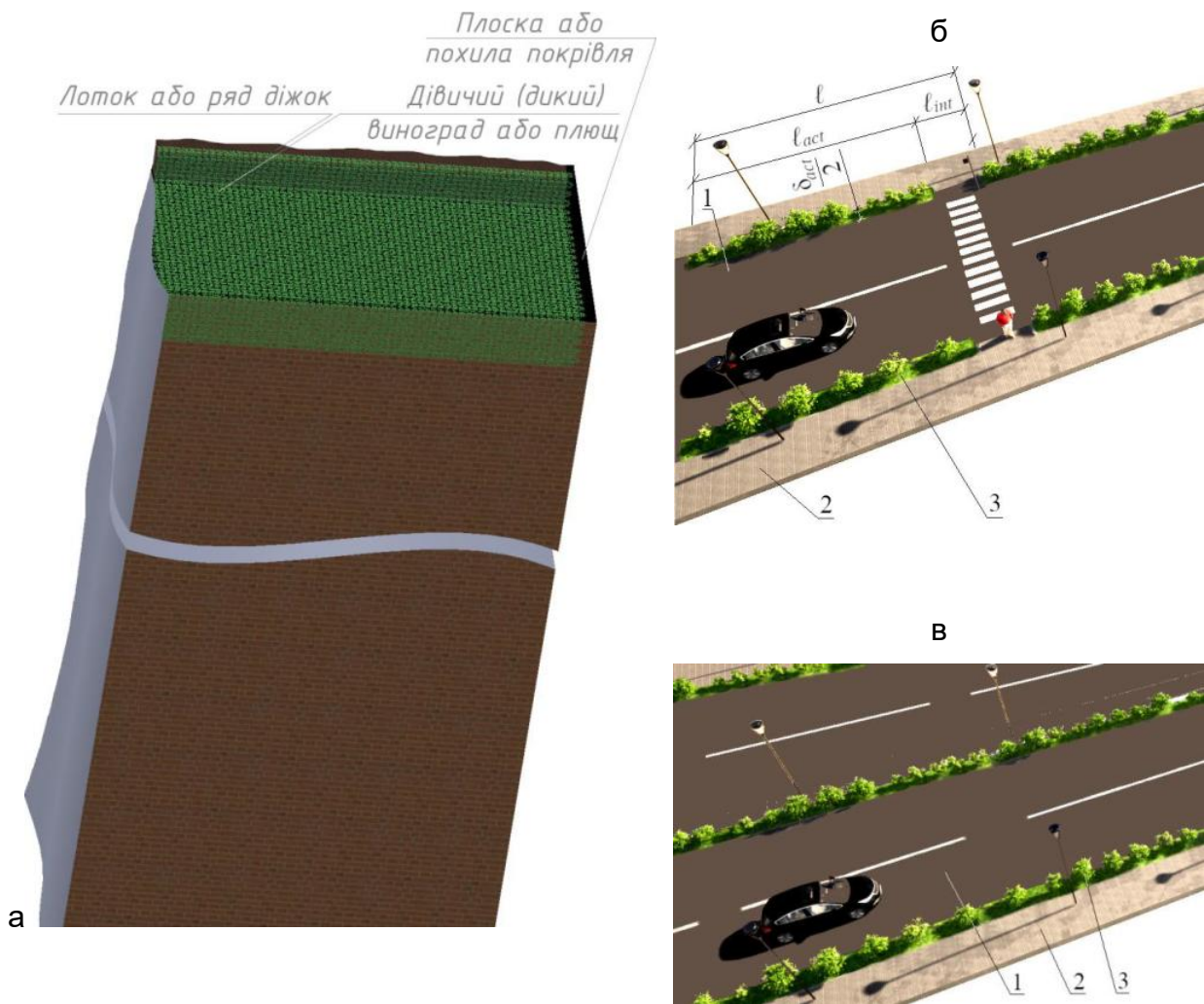


Рисунок 4 – Пропоновані «зелені конструкції»: а – горизонтальне озеленення покрівлі; б – дощові сади-смуги для вузької вулиці; в – те ж для автомагістралі

## Література

1. Горохов В.А. Городское зелёное строительство: Учеб. пособие для вузов. – Москва: Стройиздат, 1991. – 416 с.
2. Титова Н.Л. Сады на крышах. – Москва: ОЛМА-ПРЕСС Гранд, 2002. – 112 с.
3. Finkel I (1988). «The Hanging Gardens of Babylon». Clayton P; Price M (eds.). The Seven Wonders of the Ancient World. New York: Routledge, 1988. p. 41
4. Alberge D. Babylon's hanging garden: ancient scripts give clue to missing wonder. The Guardian : newspaper. 2013, 5 May.
5. Пінь А. М. Адаптація «зелених» технологій у концепцію розумного міста. – Соціально-економічні проблеми сучасного періоду України: Зб. наук. Праць. – 2018. – Вип. 5(133). – С. 76-82. – URL: [http://ird.gov.ua/sep/sep20185\(133\)/sep20185\(133\)\\_076\\_PinAM.pdf](http://ird.gov.ua/sep/sep20185(133)/sep20185(133)_076_PinAM.pdf)

6. Filonenko O., Avramenko Y., Kidenko V. «Green roofs» – historical experience and modern requirements. – Збірник наукових праць: Галузеве машинобудування, будівництво. – 2020. – № 2(55). – С. 109-114 URL: <http://journals.nupp.edu.ua/znp/article/view/2352>
7. Gioannini R., Al-Ajlouni M., Kile R., VanLeeuwen D., St. Hilaire R. Plant Communities Suitable for Green Roofs in Arid Regions. – Sustainability. – 2018. – Vol. 10. – Iss. 6. – ArticleID: 1755. – <https://doi.org/10.3390/su10061755>
8. Rey C. V. et al. Green Roof Design with Engineered Extensive Substrates and Native Species to Evaluate Stormwater Runoff and Plant Establishment in a Neotropical Mountain. – Sustainability. – 2020. – Vol. 12. – Iss. 16. – Article ID 6534. – <https://doi.org/10.3390/su12166534>
9. Haoming Chen, Jinyi Ma, Xinjun Wang, Pingping Xu, Shuo Zheng, Yanwen Zhao. Effects of Biochar and Sludge on Carbon Storage of Urban Green Roofs. Forests. – 2018. – Vol. 9. – Iss. 7. – Article ID 413. – <https://doi.org/10.3390/f9070413>
10. Zluwa I., Pitha U. The Combination of Building Greenery and Photovoltaic Energy Production – A Discussion of Challenges and Opportunities in Design. – Sustainability. – 2021. – Vol. 13. – Iss. 3. – Article ID 1537. – <https://doi.org/10.3390/su13031537>
11. Yaping Chen et al. Numerical Simulation of Local Climate Zone Cooling Achieved through Modification of Trees, Albedo and Green Roofs – A Case Study of Changsha, China. Sustainability. – 2020. – Vol. 12. – Iss. 7. – Article ID 2752. – <https://doi.org/10.3390/su12072752>
12. Gill A. S., Purnell K., Palmer M. I., Stein J., McGuire K. L. Microbial Composition and Functional Diversity Differ Across Urban Green Infrastructure Types. – Frontiers in Microbiology. – 2020. – Vol. 11 <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.00912>
13. Vertigreen® - система вертикального озеленення для внутрішнього і зовнішнього застосування. URL: <http://zinco.com.ua/system/vertigreen/>. Дата доступу: 25.09.2017.
14. Tkachenko T. M., Mileikovskiy V. O. Methodology of Thermal Resistance and Cooling Effect Testing of Green Roofs. Songklanakarin Journal of Science and Technology. 2020. No 42(1). P. 126-146. <https://doi.org/10.14456/sjst-psu.2019.7>
15. Ткаченко Т. М., Мілейковський В.О., Гунченко О. М. Оцінка заощадження енергії та непрямого зменшення викидів CO<sub>2</sub> вертикальним озелененням. Вентиляція, освітлення та теплогазопостачання. 2019. Вип. 31. С. 16-23.
16. Tkachenko T. M., Mileikovskiy V. O. Geometric Basis of the Use of “Green Constructions” for Sun Protection of Glazing. Advances in Intelligent Systems and

Computing. 2019. Vol. 809. pp. 1096-1107. [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-95588-9\\_94](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-95588-9_94)

17. Tkachenko T. M., Mileikovskiy V. O. Assessment of Light Transmission for Comfort and Energy Efficient Insolation by «Green Structures». Advances in Intelligent Systems and Computing. 2021. Iss. 1296 – P. 139-151. [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-030-63403-2\\_13](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-030-63403-2_13)



Уберман В. І., канд. техн. наук

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

## ГАРМОНІЗАЦІЯ УКРАЇНСЬКОГО РЕГУЛЮВАННЯ СКИДАННЯ ЗАБРУДНЮВАЛЬНИХ РЕЧОВИН З ЕКОЛОГІЧНИМ ЗАКОНОДАВСТВОМ ЄВРОПЕЙСЬКОГО СОЮЗУ

З директивних документів вітчизняної екологічної політики випливає, що правова регламентація скидання забруднювальних речовин (ЗР) техногенними точковими джерелами зворотної води шляхом законодавчого лімітування обсягів надходження ЗР (та/або їх вмісту) є одним з актуальних й найбільш дієвих напрямів забезпечення якості вод та їх охорони від забруднення [1]. У статті коротко викладаються деякі результати, отримані у науково-дослідній роботі [2], спрямованій на **адаптацію українського еколого-правового підінституту регулювання скидання забруднювальних речовин (РСЗР) з точкових джерел у поверхневі води до європейського відповідника.**

### 1. Відмінність європейських та українських принципів РСЗР

Головною проблемою адаптації українського РСЗР до європейського є відмінність їх підінститутів у базових еколого-політичних принципах, закріплених у Водній рамковій директиві ЄС (ВРД) [3]. З позиції РСЗР найголовніша відмінність української охорони вод від європейської полягає у відсутності чітко висловленого законодавчого ставлення до якості води, як до самостійної цінності, яке виявляється у відсутності окремих, подібних за призначенням до європейських, екологічних стандартів (нормативів) якості для окремих речовин або груп речовин. Українське РСЗР ґрунтується на застарілому більш як на 40 років принципі «*emission – immission*» (EIP) [4], який передбачає економічне (господарське) використання властивості асимілювальної спроможності (АС) ділянок водних об'єктів у всіх випадках законодавчого лімітувального (обмежувального) регулювання. Слід зазначити, що європейське РСЗР у вітчизняних дослідженнях системно не розглядалося, а достатньо повних порівнянь з його українським відповідником не виконувалося. Виключеннями є два ранні дослідження [5, с. 225; 6], висновки яких про достатньо високу відповідність законодавств України та ЄС в частині РСЗР наразі слід визнати надто оптимістичними.

Європейське регулювання здійснюється за комбінованим підходом і засновано на сучасних принципах «обережності» (або «перестороги») та «ліквідації шкоди довкіллю в першу чергу у його джерелі». Використання АС дозволяється в окремих випадках як виняток лише щодо так званих пріоритетних ЗР, визначених у спеціальних переліках Директиви про екологічні стандарти якості водної політики (ДЕСЯВ) [7] та у ВРД.

Попри формально чинні з 2017 р. в українському водному законодавстві головні інструменти інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим принципом (ІУВРБП) плани управління річковими басейнами (УПУРБ), у вимогах до таких планів [8] наразі відсутні такі як у європейських планах [3, п. 7.5 Додаток VII] посилення або конкретні вказівки стосовно оперативних виконавчих важелів правового впливу РСЗР на джерела права та їх статті (або пункти), за якими визначаються вимоги до всіх ланок еколого-правового ланцюга регулювального впливу. Це означає, що у загальному випадку українське РСЗР і надалі, після розроблення та затвердження УПУРБ у 2024 р. [9], може здійснюватися не за європейськими, а за чинними до тепер й дуже застарілими, суперечливими та помилковими у деяких аспектах українськими принципами регулювання [4]. З точки зору поширення законодавчого впливу така «незавершеність» ланцюга регулювання свідчить про відсутність у ньому кінцевих (ефективних) ланок впливу на джерела надходження ЗР. Через це діяльність з РСЗР не може віддзеркалюватися у звітах з виконання УПУРБ, що суперечить вимогам законодавства ЄС. Такий стан водного законодавства України унеможлиблює просту транспозицію відповідних елементів європейського РСЗР і вимагає спеціальних заходів, які стосуються багатьох структурних елементів, зокрема, розділів II, III та V Водного кодексу України (ВКУ) [10], і про які йдеться далі.

## **2. Аналітичне порівняння європейського та українського РСЗР**

Визначення заходів, які потрібні для адаптації українського РСЗР до європейського відповідника, ґрунтується на аналітичному порівнянні обох законодавств. **Методика порівняння полягала у використанні набору з 18 предметно-функціональних ознак, так званої шкали ознак, якими характеризуються норми (або їх частини), що входять до нормативної структури правового механізму РСЗР.** Предметно-функціональний аналіз правових норм РСЗР стосується трьох головних частин ланцюга поширення ЗР у водному об'єкті: 1) джерело ЗР (техногенна установка, її скид); 2) зона змішування (ЗЗ) – ділянка масиву води, безпосередньо прилегла до джерела ЗР, від скиду з джерела

до зовнішньої межі включно; 3) подальша ділянка масиву води від зовнішньої межі ЗЗ (до точки наглядового або функціонального моніторингу).

Шкала ознак теоретично ґрунтується на методології загальної теорії управління і включає ознаки, які характеризують предметну функціональну спрямованість еколого-правових норм (їх частин):

- напрям законодавства водного сектору;
- вид суспільних відносин;
- екологічний об'єкт регулювання;
- екологічний предмет регулювання;
- різновиди (підвиди) предметів регулювання;
- мета регулювання (екологічна);
- мета регулювання (економічна);
- спосіб досягнення мети регулювання;
- характеристика мети (екологічної) та цілей регулювання;
- компоненти характеристики мети регулювання;
- оцінка стану об'єкта регулювання;
- види цілей регулювання;
- нормативний регулятор лімітаційного впливу;
- спосіб регулювання;
- інженерні засоби регулювання;
- еколого-правовий зміст регулювання;
- використання для регулювання частини водного об'єкта;
- екологічні властивості водного об'єкта, який використовується для регулювання.

Ступінь відповідності та головні розбіжності інститутів РСЗР оцінюються за п'ятьма значеннями: «відповідає повністю», «відповідає частково», «не суперечить», «не відповідає», «не врегульовано законодавством ЄС».

Аналіз одержаного розподілу оцінок порівняння свідчить про таке. З 35 отриманих оцінок відповідності (розбіжності), значення «не відповідає» мають 18 (51 %), а значення «не суперечить» – 12 (34 %). Крім того, український підінститут РСЗР відрізняється деякими особливостями, відсутніми у відповідному європейському підінституті. Європейське еколого-правове нормативне РСЗР за системною побудовою та за змістом базових елементів регульовального впливу принципово відрізняється від українського, є більш ґрунтовно та детально розробленим. Головний нормативний вплив європейських вимог спрямовано на найкращі доступні технології

(НДТ) для джерел скидання всіх ЗР, а додатковий – на створення у приймальному масиві води ЗЗ і використання її властивостей (так званої АС) для зменшення вмісту певних пріоритетних ЗР (ПЗР). В українському законодавстві на відміну від європейського традиційним головним інструментом лімітаційного впливу на техногенні джерела ЗР протягом багатьох років залишається ЗЗ.

### **3. Заходи з адаптації українського водного законодавства в частині підінституту РСЗР з точкових джерел у поверхневій воді до екологічного законодавства ЄС**

Проблема, яка має вирішуватися зазначеними заходами, полягає у створенні у водному законодавстві України в умовах практичної реалізації комплексного (інтегрованого) управління водними ресурсами в межах району річкового басейну, тобто за басейновим принципом управління, ефективних і максимально наближених до європейських вимог еколого-правових важелів впливу на антропогенні (техногенні) джерела скидання ЗР у поверхневій воді шляхом обмежувального правового регулювання. Метою регулювання є досягнення визначених цілей якості води з дотриманням обмежень, щодо забезпечення якості води для різних видів її використання і як середовища існування біоти. Адаптацію можна виконати шляхом доповнень та змін у ВКУ, які перш за все стосуються його *поняттєво-дефініційного апарату та використання європейської термінології*. Крім того, у ВКУ необхідно *змінити регулятивні норми у 9-й статті та додати 4 нових статті*. Для конкретизації нових вимог слід *розробити та змінити 11 підзаконних нормативно-правових актів* (ПНПА), половина з яких належить до завдань Кабінету Міністрів України. Головні зміни екологічного законодавства України повинні стосуватися наступного.

*Щодо норм-дефініцій*. У рамковому Законі України «Про охорону навколишнього природного середовища» (ЗУПОНПС) [11] ч. 1 та ч. 4 ст. 33 щодо екологічних нормативів слід доповнити визначенням окремого виду нормативів: «стандарт якості довкілля для забруднювальної речовини», поняттєво тотожному визначенню у ст. 2(35) ВРД, на якому ґрунтується охорона якості вод від ЗР.

Термінологічна ст. 1 ВКУ вимагає змін деяких наявних та включення нових термінів, а саме: з перекладу ВРД [3] або з іншого більш термінологічно точного та наближеного до української суспільної практики перекладу [12], а також з ДЕСЯВ [5] та з Директиви про промислові викиди (ДПВ) [13]. Зміни стосуються базових термінів «забруднення» та «забруднювальна речовина», які повинні поняттєво та денотативно збігатися з відповідними визначеннями у ст. 2(31)(33) ВРД. До інших, але не менш

важливих, нових в українському законодавстві визначень з джерел законодавства ЄС, належать: 1) «засоби регулювання викидів (скидів)» (ст. 2(41) ВРД) та «зона змішування» (ст. 4 ДЕСЯВ); 2) «комбінований підхід» (ст. 2(36) та ст. 10 ВРД); 3) «найкращі доступні техніки» (ст. 3(10) ДПВ); 4) «небезпечні речовини», «пріоритетні речовини» (ст. 2(29) та ст. 2(30) ВРД), «специфічні речовини забрудники», «специфічні несинтетичні речовини забрудники» та «специфічні синтетичні речовини забрудники» (п. 1.1 Додатку V ВРД); 5) «рівні викидів, пов'язані з найкращими доступними техніками» (ст. 3(13) ДПВ); 6) «стандарт якості довкілля» (ст. 2(35) ВРД).

*Щодо регулятивних норм.* Для досягнення відповідності зазначеним вище джерелам законодавства ЄС тими частинами тексту ВКУ, де визначаються вимоги до РСЗР, у розділі II слід зробити наступні головні зміни. У ст. 21<sup>1</sup> серед окремих груп ЗР слід зазначити про «пріоритетні та деякі інші» ЗР. У назву глави 8 слід додати про «регулювання скидання речовин». У зміст ч. 1 ст. 35 до видів нормативів слід включити «стандарт якості довкілля» та «рівні скидання, пов'язані з найкращими доступними техніками». Включити додаткові статті з вимогами до нормативів (стандартів) стану води та до характеристик безпосереднього лімітування джерел ЗР, зокрема: «Стаття 36<sup>1</sup>. Стандарти якості довкілля», «Стаття 37<sup>1</sup>. Рівні скидання, пов'язані з найкращими доступними техніками». Найбільшої уваги вимагає ст. 38 щодо нормативів гранично допустимого скидання (ГДС) ЗР, яку слід ґрунтовно переробити, як наведено у [2]. Також потрібно включити додаткові статті щодо: 1) регулювання скидання різних категорій ЗР, зокрема, пріоритетних, для яких встановлено стандарти якості довкілля; 2) регулювання скидання специфічних забруднювальних речовин.

У розділі III ВКУ слід зробити зміни, пов'язані із **законодавчим визнанням властивості АС та її носія, зони змішування**, яка є регулятором якості води для пріоритетних ЗР.

Зазначеними змінами у ВКУ створюється структура українського відповідника підінституту РСЗР водного права ЄС (в частині скидання ЗР з точкових джерел у поверхневій воді) і охоплюється увесь ланцюг еколого-правового регулювального впливу на джерела ЗР.

До ПНПА, які слід змінити або розробити належать наступні (для розроблення пропонуються авторські назви).

Акти Кабінету Міністрів України: 1) «Порядок розроблення нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти» (зміни до Постанови Кабінету Міністрів України від 11 вересня 1996 р. № 1100; 2) «Перелік забруднюючих речовин, скидання яких у водні об'єкти нормується» (зміни до Постанови Кабінету

Міністрів України від 11 вересня 1996 р. № 1100); 3) «Перелік джерел зворотних вод, скидання забруднюючих речовин з яких не регулюється на основі комбінованого підходу»; 4) «Порядок визначення та впровадження найкращих доступних технік та відповідні граничні значення скидання забруднюючих речовин»; 5) «Перелік найкращих доступних технік для зниження рівня мінералізації шахтних, кар'єрних та рудникових вод».

Акти Центрального органу виконавчої влади, що забезпечує формування державної політики у сфері охорони навколишнього природного середовища: 1) «Порядок розроблення та затвердження стандартів якості довкілля пріоритетних, специфічних та деяких інших речовин, що скидаються у поверхневі водні об'єкти»; 2) «Порядок встановлення зон змішування зворотної та поверхневої води, методичне забезпечення для визначення характеристик зон змішування»; 3) «Критерії визначення та вимоги до переліків специфічних забруднювальних речовин, що скидаються у річкових басейнах України»; 4) «Про вимоги до дозволу на спеціальне водокористування, пов'язані із встановленням зон змішування зворотної та поверхневої води» (зміни до наказу Міністерства екології та природних ресурсів України «Про затвердження форми дозволу на спеціальне водокористування та форми нормативного розрахунку водокористування і водовідведення» від 23.06.2017 № 234, зареєстр. в Міністерстві юстиції України 21 липня 2017 р. за № 887/30755).

Центральний орган виконавчої влади, що реалізує державну політику у сфері розвитку водного господарства: 1) «Про вимогу до посилення методів регулювання скидів забруднювальних речовин»; 2) «Вимоги до клопотання про потребу у призначенні зони змішування зворотної та поверхневої води, її опису, характеристик, схеми та методу визначення, про розрахункове обґрунтування та заходи щодо обмеження такої зони».

ПНПА з викладеними орієнтовними назвами конкретизують запропоновані зміни до ВКУ. Повні тексти зазначених змін наведено в [2].

## **Висновки**

Українська діяльність зі скидання ЗР у воду регулюється застарілими та суперечливими правовідносинами. Сучасне екологічне законодавство ЄС пропонує перевірені засоби розв'язання зазначеної проблеми. Запропоновані у даній статті заходи та інструменти для адаптації екологічного законодавства України до правового регулювання скидання ЗР в ЄС ґрунтуються на сучасних міжнародних принципах охорони вод від забруднення, дозволяють обмежити сферу використання *ЕІП*,

здійснити швидкий та достатньо простий перехід до дієвого впливу на хімічний стан води за принципами «обережності» та «обмеження забруднення у його джерелі». Теоретичною базою пропозицій слугують порівняльні дослідження європейського та українського еколого-правових підінститутів РСЗР, спрямовані на скоріше втілення правових принципів ЄС охорони вод від забруднення і забезпечення їх якості. Результати таких досліджень свідчать про принципові й значні відмінності європейського та українського РСЗР. Запропонованими інструментами адаптації охоплюється увесь ланцюг еколого-правового регулювального впливу на скидання ЗР зі зворотною водою.

### Література

1. Основні засади (стратегія) державної екологічної політики України на період до 2030 року (затв. Законом України від 28 лютого 2019 року № 2697-VIII). URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2697-19#Text> . (дата звернення: 11.08.2022).
2. Звіт про науково-дослідну роботу за темою № 27 / 1.2 «Розроблення наукових пропозицій щодо визначення та встановлення зон змішування скидів забруднюючих речовин в масиви поверхневих вод України у відповідності до водного законодавства ЄС» (остат.). Харків. УКРНДІЕП ; кер. В. І. Уберман. № ДР 0121U109674. Х., 2021. 236 с. URL: <http://www.niiep.kharkov.ua/sites/default/files/NDR/2021/Zvit27.2021.pdf> (дата звернення: 11.08.2022).
3. Директива 2000/60/ЄС про встановлення рамок діяльності Співтовариства в галузі водної політики. URL: [https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994\\_962#Text](https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_962#Text) . (дата звернення: 11.08.2022).
4. Уберман В. І. Принципи та тенденції українського регулювання скидання забруднювальних речовин. У вид.: Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей XVII Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 13-17 вересня 2021 р.) / УКРНДІЕП. ПП «Стиль-Іздат», 2021. С. 202–209. URL: <http://29yjmo6.257.cz/bitstream/123456789/13642/1/konfer2021.pdf> . (дата звернення: 11.08.2022).
5. Правове регулювання відносин в сфері довкілля в Європейському союзі та в Україні / За заг. ред. В. Г. Дідика. К., 2007. 579 с.
6. Overview of the Status of Harmonizing the Ukrainian Legislation with the EU Requirements and the Baseline Plan for Harmonization of Ukraine's legislation with the EU

- laws. Ukraine, 2011. Table of Concordance. URL: <https://mepr.gov.ua/files/docs/2000%2060%20%D0%84%D0%A1.pdf> . (дата звернення: 11.08.2022).
7. Directive 2008/105/EC on environmental quality standards in the field of water policy. URL: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/105/oj> . (дата звернення: 11.08.2022).
8. Порядок розроблення плану управління річковим басейном (затв. постановою Кабінету Міністрів України від 18 травня 2017 р. № 336. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/336-2017-%D0%BF#Text> . (дата звернення: 11.08.2022).
9. Угода про асоціацію між Україною, з однієї сторони, та Європейським Союзом, Європейським співтовариством з атомної енергії і їхніми державами-членами, з іншої сторони. URL: [https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/984\\_011#Text](https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/984_011#Text) . (дата звернення: 11.08.2022). Додаток ХХХ до Глави 6 «Навколишнє природне середовище» Розділу V «Економічне і галузеве співробітництво». URL: [https://www.kmu.gov.ua/storage/app/sites/1/ugoda-pro-asociaciyu/30\\_Annex.pdf](https://www.kmu.gov.ua/storage/app/sites/1/ugoda-pro-asociaciyu/30_Annex.pdf) . (дата звернення: 11.08.2022).
10. Водний кодекс України. Відомості ВР України. 1995. № 24. Ст. 189. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80#Text> . (дата звернення: 11.08.2022).
11. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища». URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1264-12#Text> (дата звернення: 11.08.2022).
12. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення. EU Water Framework Directive 2000/60/EC. Definitions of Main Terms. Київ. 2006. 244 с. URL: <https://www.twirpx.com/file/1527562/> . (дата звернення: 11.08.2022).
13. Директива Європейського Парламенту і Ради 2010/75/ЄС від 24 листопада 2010 року про промислові викиди. (інтегрований підхід до запобігання забрудненню та його контролю) (Нова редакція). URL: [https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/984\\_004-10#Text](https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/984_004-10#Text) . (дата звернення: 11.08.2022).



**Христич О. В.**, канд. техн. наук, доц.;

**Кустов М. В.**, д-р. техн. наук, доц.;

**Микуленко А.**, курсант

*Національний університет цивільного захисту України, м. Харків, Україна*

## **ВІДХОДИ – ДЖЕРЕЛО ДОДАТКОВИХ РЕСУРСІВ ПРИ ОТРИМАННІ БУДІВЕЛЬНИХ МАТЕРІАЛІВ**

Нагальною проблемою у світі є створення нових матеріалів та складів будівельних композицій з можливістю утилізації асортименту відходів виробництва, як у якості складової частини суміші так й в якості активній мінеральної добавки спеціальних композицій бетонів, що володіють високими експлуатаційними характеристиками. Для створення композиції глиноземистих або високо глиноземистих цементів прагнуть забезпечити мінімальну пористість і максимальну міцність матеріалу при спіканні в умовах подальшої експлуатації, модифікуючи склади матеріалів мінеральними добавками [1].

Дослідження розглядає можливість використання відходів виробництва фосфорних добрив для застосування в сухих сумішах в складі вогнетривких бетонів як мінеральної добавки, яка є шламом комплексної переробки низькосортної сировини в фосфорні добрива. Однак, при дослідженні сучасних ресурсозберігаючих технологічних процесів, де використанні відходи як вихідна сировина або добавка існує низка питань, що стосуються стабільності показників відходу за хімічним і речовинним складом, екології, а також технологія їх застосування вимагає вивчення сумісності добавок між собою і всебічної оцінки їх впливу на властивості отриманого цільового продукту. Тому обов'язково необхідно контролювати хімічний і речовинним складом та кількістю використаних відходів, а також враховувати, що кожен вид комплексної сировини має свою певну економічну і технічну сферу застосування [2,3].

Визначення хімічного складу шламу дозволив зробити припущення про можливість застосування їх як активаторів тверднення та наповнювачів цементних композицій. За результатами сучасних фізико-хімічних методів аналізу встановлено, що мінеральна частина висушеного шламу представлена, в основному: діоксидом кремнію, мусковітом, глауконітом та польовим шпатом. Досліджувалось сумісність

даної добавки з сучасними видами вогнетривких цементів та ефективність впливу такої добавки на технічні властивості композицій.

Таким чином, встановило, що компоненти добавки вступають в хімічну взаємодію з продуктами гідратації цементу і впливають на процеси тверднення цементного каменю і набору його міцності за рахунок синтезу кристалогідратних новоутворень. В ході дослідження одним з основних напрямків випробувань було встановлення сумісності системи «цемент – добавка», що визначає необхідний алгоритм вибору добавки, який дозволить оптимізувати рішення з погляду технологічної та економічної ефективності, та показати екологічну можливість часткової заміни різних видів цементовмісних композицій [4].

При дослідженні експериментально визначено співвідношення компонентів композиції: цемент – 85-90 мас.%, сухий шлам переробки концентрату для виробництва фосфорних добрив – 10-15 мас.%.

Для встановлення можливості використання відходів були проведені фізико-механічні випробування композицій цементу з різною кількістю добавки. Випробування проводилися згідно стандартних методик дослідження в'язучих матеріалів [5].

Аналіз експериментальних даних показав, що найбільш висока міцність до 28 діб тверднення відзначається у зразків з мінеральною добавкою в кількості 5 мас. % зі значеннями 96 МПа. Експериментально доказано оптимальна кількість добавки, що вводиться знаходиться в межах від 5 мас. % до 10 мас. %. Застосування активної добавки в будівельній індустрії повністю виправдовує вартість процесу утилізації і сприяє створенню безвідходного виробництва фосфорних добрив.

За результатами дослідження можливо зробити припущення про застосування шламів, що утворюються при переробці низькосортної фосфоровмісної сировини, які є відходами при виробництві фосфоровмісних добрив, як модифікатора в цементній промисловості. Запропоновані спеціальні цементні композиції можуть бути використані для розробки нових видів більш дешевих, але ефективних штучних вогнетривких будівельних матеріалів, які використовуються в ремонтно-відновлювальних роботах та захисних спорудах, що вирішує екологічно важливі завдання по масштабній утилізації широкого асортименту відходів.

## **Література**

1. Шабанова Г.Н. Модифицирующие добавки для композиций вяжущих материалов: монография / Г.Н Шабанова, С.М. Логвинков, В. Н. Шумейко и др.] - Харьков, 2020. – 200 с.

2. Джигерей В.С. Екологія та охорона навколишнього природного середовища. - Київ, 2002. - 203 с.
3. Основи екології: Підручник /Г.О. Білявський, Р.С. Фурдуй, І.Ю. Костіков. – К.:Либідь, 2005.-408 с.
4. Shabanova, G. N., Korohodska, A. N., Kustov, M. V., Khrystych, E. V., Taraduda, D. V., Logvinkov, S. M., & Ivashchenko, M. Y. (2021). Barium-containing cement and concrete for protection against electromagnetic radiation. *Functional Materials*, 28(2), 323-326.
5. Шабанова Г.М. В'яжучі матеріали. Практикум / Г.М. Шабанова, А.М. Корогодська, О.В. Христинич. – Харків: НТУ «ХПІ», 2014. – 220 с.

Цапко Ю. Л., д-р біол. наук;

Водяк Я. М., аспірантка

*Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського». Харків.*

## **ВІДНОВЛЕННЯ ЕКОСИСТЕМНИХ ПОСЛУГ ҐРУНТІВ, ЗРУЙНОВАНИХ ВНАСЛІДОК ВІЙСЬКОВИХ ДІЙ, ШЛЯХОМ ВИРОЩУВАННЯ МІСКАНТУСУ ГІГАНТСЬКОГО**

Будь яке сільськогосподарське підприємство, яке займається виробництвом рослинницької продукції, важливо розглядати не лише як джерело сировинної бази, але і як специфічний напівприродний або штучний ландшафт, який виконує багато інших екологічних функцій, що суттєво впливає на оточуюче середовище [1]. Тобто, мова йде про екосистемні послуги, серед яких можна виокремити наступні: послуги постачання, які безпосередньо споживаються людьми (продовольство, сировина, прісна вода, ґрунти, тощо). До послуги регулювання відносяться різноманітні процеси в екосистемах, що формують середовище існування (регуляція кліматичних та погодних умов, формування ґрунтів, запилення рослин). Нематеріальні вигоди і блага, такі як можливість відпочинку, отримання знань і тому подібне, реалізуються завдяки культурним та соціальним послугам. Послуги підтримання екосистем є найбільш широкими у розумінні, і обумовлені глобальними процесами формування атмосфери, колообігу речовин у природі тощо. У період військового стану та післявоєнної відбудови аграрного виробництва, розвитку «зеленої енергетики» особливої значимості набуває відновлення екосистемних послуг ґрунтів, зруйнованих внаслідок військових дій. Аналіз літературних першоджерел та власних попередніх досліджень та напрацювань дозволив нам в даній роботі запропонувати відновлення екосистемних послуг постраждалих внаслідок військових дій шляхом вирощування міскантусу гігантського.

Ключові слова: ґрунти, відновлення, військові дії, екосистемні послуги, міскантус, секвестрація вуглецю, форсмажорні обставини.

Об'єкти та умови проведення досліджень. Інтеграцію екосистемних послуг в дослідження сільськогосподарських ґрунтів, здійснено через використання екосистемного підходу до визначення впливу вирощування енергетичних культур, зокрема, міскантусу гігантського на чорнозем опідзолений важкосуглинковий,

відповідно якого ґрунтовий покрив розглядається у комплексі та взаємодії з іншими компонентами природного середовища (геокомпонентами).

Об'єкт дослідження розташований в Харківському районі, Харківської області у Державному підприємстві «Дослідне господарство «Граківське», або скорочено ДП «ДГ «Граківське», що знаходиться біля селища Новий Коротич. Рельєф дослідного поля вирівняний, з пологим 2-3° схилом північної експозиції. Поле з усіх чотирьох сторін обмежене полезахисними смугами.

Дослід однофакторний, тому внесення добрив не передбачалося з метою отримання результатів, що дають змогу оцінити реакцію ґрунту саме на міскантус гігантський – як головний фактор впливу.

Дрібноділянковий дослід було закладено у 2016 році, він розширювався поступово (зараз його площа становить 0,06 га). Міскантус гігантський висаджено у два етапи, в 2016 р. та 2019 р. Таким чином, на даному полігоні натепер маємо три варіанти досліду з вирощування міскантусу: контроль – міскантус (I) 2016 року посадки та міскантус (II) 2019 року посадки. Посадка міскантусу здійснювалася з метою мати промислову плантацію з шириною міжряддя – 1 м, відстань між ризомами (частина кореневищ) в рядку – 1,3 м, захисна смуга – 0,5 м. На маточній плантації, з метою отримання якісних ризом, відстань між ними при висадці є удвічі меншою і ширина міжрядь становить 0,75 м. За контроль взято прилегле до досліджуваної ділянки поле з сільськогосподарськими культурами.

Ґрунтові зразки відбиралися на глибині 0-20, 20-40, 40-60 см рендомізовано у рядках культур у трикратній повторюваності (безпосередньо під трьома рослинами) згідно з ДСТУ 4287:2004. Спостереження проводилися за чисельністю мікроартропод, еклекторним методом Тульгрена, який базується на використанні спільної для всіх ґрунтових мешканців особливості – намаганні проникнути вглиб при підсиханні верхніх шарів ґрунту. Короткий опис методики вимірювання: проби ґрунту (із шару 0-20 см) фіксованого об'єму (150 см<sup>3</sup>) розміщували у ситі, вставленому у лійку трохи більшого діаметру, під якою розміщували посудину з фіксуючим розчином (70% спирту). Для підсушування поверхні зразка ґрунту використали природне світло. Кількість мікроартропод, які рухалися вниз і, скочуючись по стінках лійки, потрапляли у фіксуючу рідину, по закінченню вигонки підраховували за допомогою лупи, попередньо відфільтрувавши на фільтрувальному папері. Агрохімічними показниками: визначенням активної кислотності потенціометричним методом (ДСТУ ISO 10390:2007). Вміст вуглецю органічної речовини (оксидометричним методом, ДСТУ

4289:2004). Структурно-агрегатний склад ґрунту (ситовим методом у модифікації Н.І. Саввінова, ДСТУ 4744:2007).

Фенологічні спостереження за рослинами міскантусу і відбирання проб ґрунту проводили по два на рік – у травні і вересні. Статистичну обробку результатів досліджень виконано з використанням програми Microsoft Excel

Результати й дискусія. В основі ідеї проведення досліджень було отримання нових наукових знань із впливу беззмінного вирощування багаторічної енергетичної культури міскантусу гігантського на відновлення екосистемних послуг ґрунтів, зруйнованих внаслідок військових дій. Зауважимо, що наукова інформація з покращення надання ґрунтом екосистемних послуг, сприяє розв'язанню завдань у межах поставлених ООН Цілей сталого розвитку (ЦСР ООН), пов'язаних з нестачею води, зміною клімату, продовольчою безпекою, втратою біорізноманіття та загрозами здоров'ю населення [2]. Розповсюдження деградаційних процесів через нераціональне використання земель – надмірне розорювання, короткі сівозміни, стрімкі кліматичні зміни змушує науковців та фахівців інтенсифікувати пошук принципово нових шляхів відновлення родючості ґрунтів, що використовуються у сільськогосподарському виробництві. У цьому контексті важливо розуміти, що запорукою відновлення екосистемних послуг ґрунтів є їх повернення до розвитку ґрунтових процесів самовідтворення їх родючості, покращення буферної здатності та збереження біологічного різноманіття. Ця теза особливо актуальна як в умовах воєнного стану так і в умовах післявоєнної відбудови агропромислового виробництва та розвитку «зеленої енергетики».

Виходячи з обнадійливого фітореMediaційного досвіду закордонних дослідників вирощування енергетичних культур [3, 4] та власних досліджень, встановлено вплив вирощування міскантусу гігантського на чорноземі опідзоленому важкосуглинковому щодо оптимізації екосистемних послуг. Встановлено, що рослини міскантусу в перші два роки є найбільш вразливими до високих температур оточуючого середовища та нестачі вологи.

Відповідно до даних кліматологів [5] особливо контрастні зміни клімату відчуваються в останні роки, що не обминуло й дослідну ділянку в період проведення досліджень з 2016 по 2021 роки, де відбулося підвищення середньомісячних температур та відчутне зменшення кількості опадів. (табл.1.)

Необхідно зазначити, що в Харківській області ще до початку другого десятиріччя XXI віку норма середньомісячної кількості опадів була сталою та

становила 43 мм, тобто за рік на земну поверхню надходило біля 520 мм, а за півроку, що припадає на вегетаційний період, біля 260 мм.

Починаючи з 2011 року практично з кожним роком кількість опадів суттєво скорочувалося, а середнє значення температури повітря збільшувалося. Тобто в перші два роки вирощування міскантусу необхідно ретельно контролювати показники вологості ґрунту і, за зменшення польової вологості, необхідно здійснювати зрошування.

*Таблиця 1 – Середньомісячна температура та кількість опадів за період квітень-вересень на дослідній ділянці у 2016-2021 рр.*

Місяць	2016 р.		2017 р.		2018 р.		2019 р.		2020 р.		2021 р.	
	t, °C	опаді, мм	t, °C	опаді, мм	t, °C	опаді, мм	t, °C	опаді, мм	t, °C	опаді, мм	t, °C	опаді, мм
IV	12,6	46	17,0	68	11,8	62	11,6	46	8,3	17	9,4	56
V	15,7	44	14,5	35	18,1	44	18,1	33	14,0	110	16,5	84
VI	20,3	51	19,1	25	20,6	28	23,0	20	22,4	33	20,0	70
VII	23,0	60	21,8	28	22,7	41	21,0	52	23,2	19	23,5	54
VIII	22,9	44	24,0	5	22,9	3	21,5	6	21,7	10	23,5	39
IX	15,2	14	17,7	9	18,9	25	16,8	8	19,0	0	-	-
Загальна	-	259	-	170	-	203	-	165	-	189	-	303

За міжнародною практикою культивування міскантусу перший облік врожаю здійснюють на третій рік після посадки, тому врожайні дані нами наведено, починаючи з 2018 року (табл. 2).

*Таблиця 2 – Врожай міскантусу гігантського на чорноземі опідзоленому важкосуглинковому в 2018-2021 рр.*

Міскантус гігантський	2018 р	2019 р.	2020 р.	2021 р.
Врожай, суха маса т/га	14,3	18,6	21,7	24,5
Прибавка урожаю, порівняно з попереднім роком, суха маса т/га	-	4,3	3,1	2,8
НІР <sub>05</sub>	0,4	0,4	0,5	0,7

Стале щорічне збільшення врожайності міскантусу гігантського на чорноземі опідзоленому свідчить про те, що навіть за складних погодних умов 2016 – 2021 рр. відбулося поліпшення надання цим ґрунтом постачальної екосистемної послуги, що полягає у забезпеченні соціуму енергетичною сировиною. Порівняно з викопними енергетичними джерелами урожай міскантусу за останній рік еквівалентний 12618 м<sup>3</sup> природного газу, 15,9 т кам'яного вугілля, або 9,8 т сирової нафти [6].

Окремим і надважливим питанням є глобальне регулювання клімату шляхом зниження концентрації парникових газів, регулювання концентрації газів в атмосфері, що відноситься до підтримувальної екосистемної послуги, і реалізується у нашому досліді за рахунок покращенням секвестрації органічного вуглецю під міскантусом гігантським.

Здатність міскантусу накопичувати вуглець в ґрунті можна віднести не лише до послуги регулювання – тобто покращення якості ґрунту за рахунок збільшення вуглецю, як основного гумусоутворюючого елементу та покращення якості повітря, яке обумовлене зменшенням вуглекислого газу поблизу плантацій з міскантусом; а і до послуги підтримання екосистем, адже утримання цього елементу у ґрунті є частиною процесу біогеохімічного циклу вуглецю, а отже й зменшення надходження до атмосфери, а відтак і протидіяти глобальному потеплінню [7].

У процесі гумусоутворення значна роль належить мікроартроподам – безхребетним орибатадам (Oribatida, Acarina - панцирні кліщі) та колемболам (Collembola - ногохвістки), які відіграють у процесах трансформації речовини та енергії в екосистемі й поліпшенні якісного стану ґрунту й, відповідно, є певним індикатором стану екосистеми. Вони беруть участь у розкладанні органічних залишків, сприяють підвищенню аерації та структурованості ґрунту. Збільшення чисельності мікроартропод під міскантусом свідчить про те, що під цією культурою складаються більш сприятливі умови для їх проживання та розвитку, а отже й для біорізноманіття екосистеми в цілому, що відноситься до підтримуючої екосистемної послуги. В цілому активізація біологічного фактору (зростання чисельності мікроартропод) підсилює перебіг ґрунотворного процесу в бік самоадаптації та самовідтворення, що неодмінно призводить до покращення родючості ґрунту.

Підсумовуючи першу частину нашої роботи зазначимо, що проведеними дослідженнями отримано позитивний досвід щодо оптимізації екосистемних послуг чорнозему опідзоленого важкосуглинкового, за вирощування міскантусу гігантського. Цей досвід не повинен залишатися десь у шухлядах бібліотек та книгосховищ, його необхідно використовувати зараз за форсмажорних обставин.

Розв'язання російською федерацією загарбницької війни на території України з 24 лютого 2022 року призвело до значного пошкодження ґрунтового покриву, відповідно до цього значні площі ґрунтів опинилися в ситуації, яка характеризується неспроможністю надавати якісні екосистемні послуги в повному обсязі.

У місцях запеклих боїв одним із видів руйнації ґрунтів є пошкодження їх цілісності внаслідок розривів від бомбардування, обстрілів ракетами, мінами та



артилерійськими снарядами, що спричинило утворення урвищ, глибоких вирв з порушенням природної цілісності генетичних горизонтів на значних площах у північній, східній та південній частинах нашої країни, рис. 1 та рис 2.



*Рисунок 1 – Вирва та залишки снаряду реактивної системи залпового вогню, фото М. Солохи*

Звісно, вирви, спричинені розривами снарядів від різної військової техніки, відрізняються розмірами та глибиною, що залежить від потужності бойового заряду. За нашими спостереженнями в Харківській області розміри одного влучання коливаються від 346 кв. м (від авіабомби) до 3,5 кв. м (від артилерійських снарядів та снарядів реактивних систем залпового вогню).



*Рисунок 2 – Вирви спричинені розривами артилерійських снарядів, фото М. Солохи*

Рекультивация таких ґрунтів з метою повернення їх у сільськогосподарське виробництво, після обстеження та розмінування, здійснюється шляхом механічного загорання скребками бульдозерів та грейдерів без урахування внутрішньої будови ґрунту та генетичних горизонтів, тобто проводиться груба рекультивация. Відтворення родючості ґрунту після грубої рекультивации в місцях руйнації прогнозовано буде відбуватися десятки років, залежно від площі руйнації, та потребуватиме значних фінансових вкладень, без яких вирощування сталих та якісних врожаїв сільськогосподарських культур буде проблематичним.

Україна має зобов'язання перед міжнародною спільнотою, що відображені у низці міжнародних та державних документів, що спрямоване на забезпечення виконання Цілей сталого розвитку, зокрема, цілі 7 «Доступна та чиста енергія», проголошених резолюцією Генеральної Асамблеї ООН (від 25.09.2015 р. № 70/1) та затверджених Указом Президента України «Про Цілі сталого розвитку України на період до 2030 року» (від 30.09.2019 р. № 722/2019). До того ж, з 15.03.2016 року розпорядженням Кабінету Міністрів України №145-р. затверджено енергетичну стратегію України на період до 2030 року, де очікується щорічне заміщення 9,2 млн тон умовного палива енергією від використання біомаси.

Завдяки дослідженням, спрямованим на виконання «Національного плану дій щодо боротьби з деградацією земель та опустелюванням» (Розпорядження Кабінету Міністрів України від 30.03.2016 № 271-р) та Закону України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року» (Відомості Верховної Ради, 2019, № 16, Ст.70) в ННЦ «ІГА імені О.Н. Соколовського» розроблено шляхи фітомеліорації та ремедіації деградованих ґрунтів способом вирощування такої енергетичної культури, як міскантус гігантський.

Ця посухостійка енергетична культура на ґрунтах Лісостепу України не потребує щорічної оранки протягом 25-28 років, може зростати навіть за відсутності використання засобів захисту рослин, а також без застосування добрив та здатна забезпечити відносно дешевою енергетичною сировиною щорічно в обсязі 17-25 т/га сухої маси вже на третій рік вирощування. Саме це є дуже важливим із забезпечення енергетичною сировиною окремих територіальних громад (ОТГ) та є одним із шляхів розвитку зеленої енергетики для досягнення енергетичної незалежності держави.

Використання рослинної біомаси міскантуса для отримання енергоресурсу виділяється з поміж інших відсутністю негативного впливу на баланс вуглекислого газу в атмосфері, адже у процесі згорання у твердопаливних котлах викидається менше CO<sub>2</sub>, ніж поглинається рослинами під час фотосинтезу. До того ж, у продуктах згорання

тріски та пелетів міскантусу, порівняно з вугіллям, у 20-30 разів скорочується вміст оксиду сірки та у 3-4 рази — золи. Крім того ця енергетична культура секвеструє значну кількість вуглецю у розгалуженій кореневій системі, частка якої поступово перетворюється на гумус, тобто покращує ґрунтові властивості та біорізноманіття, проявляє потужну ремедіаційну (лікувальну) здатність, що забезпечує відтворення родючості ґрунту і відновлення останнім екосистемних послуг регулювання та послуги підтримання екосистем.

Отже вирощування міскантусу гігантського на грубо рекультивованих ґрунтах сприяє отриманню дешевої енергетичної біосировини, відтворенню родючості ґрунтів, зменшенню розораності ґрунтів, збереженню біорізноманіття, підвищенню рівня екологічної безпеки землеробства та є доступним способом протидії змінам клімату. Таким чином, підтверджується підвищення якості ще однієї екосистемної послуги регулювання, яка відповідає за позитивну трансформацію структурної якості ґрунтів, шляхом біологічної ремедіації міскантусом гігантським.

Відновлення екосистемних послуг ґрунтів, зруйнованих внаслідок військових дій, шляхом вирощування міскантусу гігантського на території окремої територіальної громади вирішує її енергетичні потреби, створює унікальні можливості забезпечення її мешканців робочими місцями, соціального розвитку ОТГ та покращення життя населення, що відповідає поліпшенню культурно-соціальної послуги, і є конче важливим у повоєнний період.

## **Література**

1. Wenjing Liu, Jingsheng Wang, Chao Li, Baoxiong Chen, Yufang Sun. Using Bibliometric Analysis to Understand the Recent Progress in Agroecosystem Services Research. 2019. *Ecological Economics*. V. 156, P. 293-305. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.09.001>
2. Cervelli, E., Scotto di Perta, E., & Pindozi, S. (2020). Energy crops in marginal areas: Scenario-based assessment through ecosystem services, as support to sustainable development. *Ecological Indicators*, 113 doi:10.1016/j.ecolind.2020.106180
3. Lovett, A. A., Dockerty, T. L., Papathanasopoulou, E., Beaumont, N. J., & Smith, P. (2015). A framework for assessing the impacts on ecosystem services of energy provision in the UK: An example relating to the production and combustion life cycle of UK produced biomass crops (short rotation coppice and miscanthus). *Biomass and Bioenergy*, 83, 311-321. doi:10.1016/j.biombioe.2015.10.001

4. Lupp, G., Bastian, O., Syrbe, R. -, & Steinhäuser, R. (2014). Perceptions of energy crop production by lay people and farmers using the ecosystem services approach. [Výzkum vnímání produkce energetických plodin laickou veřejností a zemědělci s využitím přístupu ekosystémových služeb] Moravian Geographical Reports, 22(2), 15-25. doi:10.2478/mgr-2014-0008
5. Meehan, T. D., Gratton, C., Diehl, E., Hunt, N. D., Mooney, D. F., Ventura, S. J., Jackson, R. D. (2013). Ecosystem-service tradeoffs associated with switching from annual to perennial energy crops in riparian zones of the US midwest. PLoS ONE, 8(11) doi:10.1371/journal.pone.0080093
6. Zalesny, R., & Headlee, W. (2013). Poplar energy crop development in the north central united state: Biomass supply potential & ecosystem services. International Bioenergy and Bioproducts Conference 2013, IBBC 2013, 33-53.
7. Vodiak Ya., Tsapko Yu., Kucher A., Krupin V., Skorokhod. Influence of growing Miscanthus giant on ecosystem services of chernozem. Energies. 2022. Vol.15, 4157. DOI: <https://doi.org/10.3390/en15114157>

**УДК 504.064.2: 519.81**

**Цапко Н. С.**, канд. техн. наук, доц.

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

**Сорокіна К. Б.**, канд. техн. наук, доц.;

**Телюра Н. О.**, канд. техн. наук, доц.;

**Ломакіна О. С.**, ст. викладач;

**Лукашевич Д. С.**, студентка

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

**Миргород О. В.**, канд. техн. наук, доц.

*Національний університет цивільного захисту України, м. Харків, Україна*

## **ТЕХНОЛОГІЇ ТА ІНСТРУМЕНТИ ОРГАНІЗАЦІЇ ПРИРОДООХОРОННОЇ ДІЯЛЬНОСТІ ТА СТАЛИЙ РОЗВИТОК**

У вересні 2015 року всі 193 члени Організації Об'єднаних Націй ухвалили план досягнення спільного кращого майбутнього. Наступні 15 років спільні зусилля спрямовано на подолання крайньої бідності, боротьбу з нерівністю і несправедливістю та на захист нашої планети. У центрі «Порядку денного 2030» є 17 Цілей сталого розвитку (ЦСР), що чітко означають світ, якого ми прагнемо для всіх націй без винятків. Нові Глобальні цілі є результатом процесу, що був інклюзивнішим, ніж будь-коли: уряди залучили бізнеси, громадянське суспільство та місцян. Усі ми маємо спільне бачення того, куди має рухатись світ. Реалізація цих амбіцій потребує безпрецедентних зусиль усіх секторів суспільства – і бізнес має відіграти надзвичайно важливу роль у цьому процесі. Розділ 6 цього документу має назву «Чиста вода та належні санітарні умови» й присвячений проблемам забезпечення наявності та раціонального використання водних ресурсів і санітарії для всіх.

Основними завданнями для світового співтовариства визначено [1]:

6.1 До 2030 року забезпечити загальний і рівноправний доступ до безпечної і недорогої питної води для всіх

6.2 До 2030 року забезпечити загальний і рівноправний доступ до належних санітарно-гігієнічних засобів і покласти край відкритій дефекації, приділяючи особливу увагу потребам жінок і дівчаток, а також осіб, які перебувають в уразливому становищі

6.3 До 2030 року підвищити якість води за допомогою зменшення забруднення, ліквідації скидання відходів і зведення до мінімуму викидів небезпечних хімічних

речовин та матеріалів, скорочення вдвічі частки неочищених стічних вод і значного збільшення масштабів рециркуляції та безпечного повторного використання стічних вод у всьому світі

6.4 До 2030 року істотно підвищити ефективність водокористування в усіх секторах та забезпечити стійкий забір і подачу прісної води для вирішення проблеми нестачі води та значного скорочення кількості осіб, які страждають від нестачі води

6.5 До 2030 року забезпечити комплексне управління водними ресурсами на всіх рівнях, в тому числі за необхідності – на основі транскордонного співробітництва

6.6 До 2020 року забезпечити охорону і відновлення пов'язаних з водою екосистем, у тому числі гір, лісів, водно-болотних угідь, річок, водоносних шарів і озер

6.a До 2030 року розширити міжнародне співробітництво і підтримку в справі зміцнення потенціалу розвинутих країн щодо здійснення діяльності та програм у галузі водопостачання й санітарії, включаючи збір поверхневого стоку, опріснення води, підвищення ефективності водокористування, очистку стічних вод і застосування технологій рециркуляції та повторного використання.

6.b Підтримувати і зміцнювати участь місцевих громад у поліпшенні водного господарства та санітарії [1].

Впродовж останніх десятиріч в Європі значно погіршився стан довкілля та загострилася проблема боротьби з його забрудненням. Кожен рік у державах - членах Європейського Союзу виробляється приблизно 2 мільярди тон відходів, і цей показник щорічно збільшується на 10%. Якість життя європейців, особливо тих, що мешкають у великих містах, значно погіршилась та продовжує погіршуватись через забруднення довкілля.

Саме тому захист довкілля є однією з найважливіших проблем, що стоять сьогодні перед Об'єднаною Європою. На першому етапі становлення Європейська Спільнота приділяла основну увагу питанням економічного розвитку. Однак згодом стало зрозуміло, що стратегія розвитку ЄС має бути доповнена дієвими інструментами запобігання виснаженню природних ресурсів та погіршенню стану довкілля [2].

За прогнозами Організації економічного співробітництва та розвитку, до 2050 року попит на воду у світі зросте на 55 %. Неощадливе використання води, її забруднення загрожуватимуть продовольчій безпеці людства, здоров'ю екосистем та доступу до якісної питної води. Очікується, що у 2050 році 240 мільйонів людей залишаться без доступу до чистої води, а 1,4 мільярда – без доступу до базової санітарії.

Україна запроваджує інтегроване управління водними ресурсами за басейновим принципом та заходи для захисту і відновлення природних екосистем, таких як ліси, водно-болотні угіддя і річки. Адже вони мають важливе значення для пом'якшення дефіциту води [3].

Ситуація із станом водних ресурсів потребує під час вирішення нагальних екологічних проблем локально, за адміністративно-територіальним принципом, урахування особливостей функціонування водних екосистем як цілісної системи в межах всього водозбірного басейну.

Основними складовими компонентами стаціонарного та дифузного забруднення поверхневих та підземних вод є сполуки азоту, фосфору, важких металів, стійких органічних речовин, нафтопродуктів та інших забруднюючих речовин. Незадовільний рівень очищення стічних вод від сполук нітрогену, фосфору та органічних комплексів є головним фактором негативного впливу на водні об'єкти, їх інтенсивної евтрофікації. Також все більшої актуальності набуває небезпечно для природних екосистем і здоров'я людини забруднення вод мікропластиком. Усі наведені фактори призводять до погіршення екологічних, органолептичних та інших характеристик вод, утворення надмірної кількості водоростей, масштабного цвітіння водоростей [4].

Проблема, як бачимо, має глобальний характер та потребує комплексного вирішення як на національному, так і на світовому рівні.

На сьогодні в світі застосовується декілька екологічно безпечних – їх ще називають екологічно дружніми – технологій поводження з водними ресурсами на різних етапах: від водо підготовки до очищення вод [5-10].

Таким чином, застосування інноваційних методів поводження з водними ресурсами в змозі вирішити як глобальні, так і регіональні проблеми очищення та відновлення водних ресурсів [9, 10].

При цьому слід мати на увазі, що застосовуються декілька методів водо підготовки та відновлення водних ресурсів:

*Механічний.* Домішки видаляються механічним шляхом, внаслідок фільтрації та відстоювання. Тверді частинки уловлюються сітками, пісколовками та іншими первинними фільтрами, а поверхневі – бензомаслоуловлювачами. Зазвичай це перший етап комплексної очистки.

*Хімічний.* Спеціальні реагенти осаджують забруднювачі, перетворюючи їх в нерозчинний осад. Метод використовується для глибокого очищення промислових стічних вод, дезінфекції, як підготовка перед біологічним очищенням.

*Фізико-хімічний.* Передбачає видалення розчинених і тонкодисперсних частинок різними методами: шляхом введення коагулянтів для утворення осаду, методом сорбції, пропусканням повітря чи методом флотації, а також шляхом центрифугування, нейтралізації, іонного обміну та інших методів.

*Біологічний.* Заснований на принципі природного біохімічного самоочищення за рахунок життєдіяльності мікроорганізмів. Такий процес називається біохімічним окисленням. У штучних умовах для цього використовуються спеціальні біофільтри, аеротенки, метантенки та інші системи.

Кращий результат дає сукупність кількох методів. При правильному проектуванні комплексних очисних споруд, іноді стічні води, що пройшли процес видалення забруднень, на виході виявляються чистішими за водойми, куди вони надходять. Отже, виходячи з викладених вище міркувань, можна припустити, що технології екологічно безпечного поводження з водними ресурсами є органічною складовою перспективного безпечного існування людства.

## **Література**

1. Глобальний договір ООН в Україні. Цілі сталого розвитку. Забезпечення наявності та раціонального використання водних ресурсів і санітарії для всіх. Електронний ресурс. Режим доступу: <https://globalcompact.org.ua/pro-nas/tsili-stijkogo-rozvytku/>
2. Мовчан Ю. Політика ЄС у сфері охорони довкілля. Електронний ресурс. Режим доступу: [https://minjust.gov.ua/m/str\\_2971](https://minjust.gov.ua/m/str_2971)
3. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. Стале управління водними ресурсами. Консультації з громадськістю. Запрошуємо обговорити проект Водної стратегії України. Електронний ресурс. Режим доступу: <https://mepr.gov.ua/news/37577.html>
4. «Про схвалення Стратегії екологічної безпеки та адаптації до зміни клімату на період до 2030 року». Розпорядження Кабінету Міністрів України від 20 жовтня 2021 р. № 1363-р. Електронний ресурс. Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1363-2021-%D1%80#Text>
5. Екологія-Право-Людина. Приклади ощадливого використання води в сільському господарстві. Електронний ресурс. Режим доступу: <http://epl.org.ua/human-posts/pryklady-oshhadlyvogo-vykorystannya-vody-v-silskomu-gospodarstvi/>
6. Технологія та обладнання одержання питної та технічної води: Фізико-хімічні основи і алгоритми розрахунків процесів водопідготовки [Електронний ресурс] : навч. посіб. для студ. спеціальності 161 «Хімічні технології та інженерія», спеціалізації



«Хімічні технології неорганічних речовин та водоочищення» / Н.М. Толстопалова, А.Л. Концевой, І.В. Косогіна, С.А. Концевой ; КПІ ім. Ігоря Сікорського. – Електронні текстові данні (1 файл: 5,347 Мбайт). – Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2018. – 130 с. Режим доступу: [http://tnr.kpi.ua/images/Methodichki/Pytna\\_voda.pdf](http://tnr.kpi.ua/images/Methodichki/Pytna_voda.pdf)

7. Суть фіторемедіації. Нова екологія. Електронний ресурс. Режим доступу: <http://www.novaecologia.org/voecos-743-1.html>

8. Крайнюков О., Кузьміна І. Використання споруд біоплато задля очистки стічних вод малих населених пунктів// Науковий журнал «Молодий вчений». Біологічні науки. № 7 (71) (2019). Електронний ресурс. Режим доступу: <https://molodyivchenyi.ua/index.php/journal/article/view/3216>

9. Дмитрієва О. О. Екологічно безпечне водокористування у населених пунктах України [Текст] / О. О. Дмитрієва. – К.: Рада по вивченню продуктивних сил України НАН України, 2008. – 459 с.

10. Teliura N. Development of the methodological approach to the selection of technologies for environmentally safe water drainage in populated areas / N. Teliura // Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. – 2018. – № 6/10 (96). – С. 55-63. DOI: <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2018.148689>

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

Самохвалова А. І., канд. техн. наук, доц.;

Левашова Ю. С., канд. техн. наук, доц.

*Харківський національний університет будівництва та архітектури, м. Харків, Україна*

## СУЧАСНІ РІШЕННЯ УТИЛІЗАЦІЇ ВІДХОДІВ НА ПРИКЛАДІ НІМЕЧЧИНИ

Німеччина відноситься до лідерів світової економіки та до країн із найбільш високим рівнем життя населення та соціальних стандартів. Але це має деякі побічні ефекти. Зокрема - високі темпи генерації відходів: у середньому на кожного жителя ФРН припадає близько 620 кг сміття на рік – це один із найвищих показників у світі. При цьому країна не потопає у смітті, і не виділяє території під звалища.

На цей час у Німеччині близько двох третин відходів переробляється усередині країни, шоста частина експортується до інших країн ЄС, решта йде спалювання вироблення енергії. Досвід цієї європейської країни є цікавим та важливим і для нас.

З початку 90-х рр. ХХ ст. було впроваджено дуальну систему утилізації відходів. Тобто усі відходи поділяються на два потоки: такі, що переробляються і такі, що не підлягають переробці.

Раціональне управління відходами починається вже на першому етапі: під час сортування сміття населенням.

Окреме збирання сміття практикується вже кілька десятиків років. Біля кожного німецького будинку (під'їзду) стоять як мінімум 4 контейнери для сміття: для харчових відходів, для пластику, для паперу і картону і для відходів з туалету (рис.1).



*Рисунок 1-2. – Контейнери для роздільного сортування побутових відходів у Німеччині*

Такі відходи як скло, метал, батарейки тощо відносять до окремих контейнерів, що розташовані у спеціально виділених місцях (рис. 2).

Також з 2003 року у Німеччині функціонує система заставної тари: покупці разом із напоями оплачують на касі заставну вартість (Pfand), яка підлягає поверненню в магазинах через автомати. До заставної тари відносяться алюмінієві банки, скляні та деякі пластикові пляшки.

Великогабаритне сміття (будівельні відходи, старі меблі тощо) зберігають у підвалі, до приїзду спецтранспорту. За правилами кожен мешканець може раз на рік скористатися машиною для вивозу великогабаритного сміття безкоштовно. За більш часту послугу доведеться сплатити гроші.

Сортування та роздільний викид відходів є обов'язковим. За невиконання цих правил та за залишення сміття у невідповідному місці передбачені чималі штрафи.

Розсортовані відходи потрапляють до місцевого оператора дуальної системи на додаткове сортування. За допомогою сучасного обладнання на сортувальних станціях відходи діляться за фракціями, пресуються та вирушають на переробні підприємства.

Для міст країни характерна досить щільна забудова 3-6 поверховими будинками. Під'їзди в них виходять, як правило, на вулицю. Однак, контейнери для сміття не кидаються у очі: вони вписуються у ландшафт, або взагалі замасковані. (рис.3-4)



Рисунок 3-4. – Розташування контейнерів для сміття перед під'їздами будинків



*Рисунок 5. - Розташування контейнерів перед великим багатопід'їзним будинком.*

За даними Міністерства охорони навколишнього середовища Німеччини, щорічний оборот сміттепереробної галузі у 2019 р. становив близько 70 мільярдів євро, у ній зайнято понад 250 тисяч осіб, організацією збору, сортування та утилізації відходів займаються як муніципальні, так і приватні підприємства. Майже 66 відсотків всього сміття проходить у Німеччині вторинну переробку, зокрема – половина всього пластикового сміття, найбільш проблематичного. Близько 45 мільйонів тон відходів спалюється після сортування та переробки на спеціальних заводах. Але й таке сміття приносить користь: заводські турбіни виробляють електроенергію, а гази, що утворюються при спалюванні, після очищення використовуються для опалення.

Близько 74 відсотків усього паперу, виготовленого в Німеччині, переробляється сьогодні з вторинної сировини. Причому її якість і колір практично не відрізняються від свіжовиробленої продукції. І переваги для екології очевидні: для вироблення паперу з макулатури потрібно на 83 відсотки менше води і на 72 відсотки менше енергії, ніж для первинного виробництва паперу.

Розсортоване сміття, що підлягає вторинній переробці, у сучасному світі являє собою експортний товар, що приносить грошовий дохід. За даними газети Die Zeit, щорічно Німеччина відправляє до Китаю близько 850 тисяч тон відходів упакування. Ця країна є найбільшим покупцем німецького пластику. Близько 107 тисяч тон іде до Малайзії, крім того, Німеччина вивозить своє сміття до Тайваню, Сінгапуру, Індонезії та Філіппін. Найбільшим покупцем німецького сміття в межах Євросоюзу останні кілька років залишаються Нідерланди. Для переробки відходів та подальшого виробництва товарів із вторсировини вони щорічно імпортують із Німеччини майже 90 тисяч тон пластикового сміття.

Таким чином, як показує досвід Німеччини, ефективне управління у сфері утилізації відходів має кілька складових. Насамперед це розвинена інфраструктура –

контейнери для різних видів сміття, місцеві керуючі компанії, конкуренція на ринку збору та утилізації. Важливу роль відіграє екологічна свідомість громадян та ретельне сортування домашнього сміття, яке в результаті впливає на витрати комунальників та здешевлює утилізацію. Крім того, влада веде політику скорочення кількості сміттевих полігонів.

### **Література**

1. <https://recyclemag.ru/article/zarubezhnii-opit-ustroeni-razdelnii-pererabotka-othodov-germanii>
2. <https://aussiedlerbote.de/2021/02/razdelnyj-sbor-musora-v-germanii-cto-nuzhno-znat/>
3. <https://germania-online.diplo.de/ru-dz-ru/wirtschaft/-/2238930>

**Чумаченко С. Н.**, д-р. техн. наук, ст. наук. співр.

*Національний університет харчових технологій, м. Київ, Україна*

**Луньова О. В.**, д-р. техн. наук, доц.

*ДЗ «Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління», м. Київ, Україна*

**Піріков О. В.**, канд. техн. наук, доц.

*ГО «Фундація розвитку екологічних та енергетичних ринків»*

**Луньов А. О.**, канд. техн. наук, доц.

*Інститут дослідження кіберпростору, м. Київ, Україна*

**Дерман В. А.**, аспірант

*Національний університет харчових технологій, м. Київ, Україна*

## **ОБҐРУНТУВАННЯ МЕТОДОЛОГІЧНИХ ПІДХОДІВ ДО СТВОРЕННЯ АДАПТИВНОЇ СИСТЕМИ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ РАЙОНІВ ВЕДЕННЯ БОЙОВИХ ДІЙ**

Однією з головних причин екологічної кризи в районі проведення бойових дій є порушення здатності природних екосистем до саморегуляції та самовідновлення внаслідок непередуманого використання систем зброї та військової техніки. Тому, вивчення та прогнозування антропогенних змін в екосистемах Донбасу та Луганщини є на сьогодні найважливішою задачею для реабілітації та відновлення природно-техногенних геосистем після закінчення бойових дій. Ці питання знаходяться в тісному взаємозв'язку з такими глобальними проблемами сучасності, як охорона навколишнього природного середовища в Збройних Силах, раціональне використання природних ресурсів в районах розташування військових об'єктів та забезпечення гармонійного, еколого-економічно збалансованого («стійкого» чи «сталого») розвитку Збройних Сил (ЗС) України.

Забруднення навколишнього середовища Донецько-Луганського регіону внаслідок проведення бойових дій поставили під загрозу не тільки життя людей та безпеку життєдіяльності, а й існування рослинного і тваринного світу на цих територіях. В цій ситуації дуже важливо визначити нові ефективні методологічні підходи та методичні принципи, які допомогли б у розв'язанні складних екологічних проблем внаслідок інтенсивного застосування ЗС України [1, 2].

Виходячи з аналізу напрямків розвитку систем екологічного моніторингу різного рівня ієрархії [6, 18, 21, 24], можна зробити висновок, що на початку третього тисячоліття сформувалась нова галузь екологічних знань, яка об'єднала в собі методи

екологічного моніторингу, досягнення в галузі обчислювальної техніки, мережних технологій та геоінформаційних систем, і отримала назву екогеоінформатики [7]. Екогеоінформаційні системи є функціональною основою систем управління екологічною безпекою на різних ієрархічних рівнях територіального розподілу ЗС України.

Особливо актуальними на поточний момент часу, з точки зору забезпечення національної і екологічної безпеки держави, є задачі експертизи і екологічного моніторингу територій і, зокрема, районів ведення бойових дій (БД) [3-6]. Одним із найбільш ефективних, зручних і потужних інструментів аналізу і прогнозування стану природних екосистем і ландшафтів в умовах інтенсивного антропогенного впливу, зокрема, впливу бойових дій в зоні бойових дій, може стати створення на базі сучасних комп'ютерних технологій адаптивної системи екологічного моніторингу районів бойових дій для Збройних Сил України (АСЕМРБД).

Створення АСЕМРБД передбачає, в першу чергу, обґрунтування критеріїв і показників оцінки стану навколишнього середовища, а також створення електронних карт всіх територій, що знаходяться під негативним впливом бойових дій, на базі сучасних геоінформаційних технологій [7-10]. Все це дозволить оперативно виявляти негативні зміни, що спостерігаються сьогодні і можуть проявитись в майбутньому в структурах та функціональних особливостях природно-техногенних геосистем, в тій чи іншій мірі пов'язаних з військовою діяльністю. Особливо це стосується територій, на яких ведуться бойові дії.

За останніми оцінками військових експертів-екологів бойові дії Збройних Сил в зоні проведення бойових дій вносять основний вклад в погіршення екологічної ситуації в регіоні. В зв'язку з цим надзвичайно актуальною задачею для ЗС України на сьогодні є створення та впровадження адаптивної системи екологічного моніторингу районів бойових дій, тому метою цієї статті є обґрунтування методологічних підходів для її створення.

Для впровадженні АСЕМРБД в військах однією із наріжних проблем є розробка бази даних, що буде характеризувати як стан навколишнього середовища в районах ведення БД та на військових об'єктах, та рівні й тенденції впливу на стан довкілля воєнно-техногенних факторів військової діяльності за визначеними показниками якості природного середовища.

Як свідчить світовий досвід [2, 8, 11], адаптивна система екологічного моніторингу є інформаційно-аналітичною системою, яка необхідна для всебічної

підтримки системи екологічного менеджменту під час ведення БД. Від неї у значній мірі залежить оперативність, достовірність та якість екологічної інформації.

В країнах, що входять до блоку НАТО, широке розповсюдження отримав системний підхід, який при оцінці життєвого циклу різного роду природно-техногенних геосистем спирається на поняття екологічного балансу [2, 8]. При реєстрації екологічних даних військовий об'єкт розглядається як відкрита ієрархічна військово-технічна система (ВТС) [8,7], яка має техногенні фактори впливу на навколишнє середовище і перетворює матеріальні та енергетичні ресурси у корисну дію за своїм призначенням, та виділяє на протязі свого життєвого циклу у навколишнє середовище відходи і стічні води. Так, в Оборонних Силах Данії для адекватного відображення інформації про екологічний стан довкілля в місцях постійної чи тимчасової дислокації військових об'єктів та підрозділів в 1993 році було прийнято рішення про створення бази даних (Tilstandsvurderings чи Review Database) (TIVU), яка в загальному є прототипом екоінформаційної системи адаптивного екологічного моніторингу, перша версія якої з'явилася на початку 1994 року.

За своїм функціональним призначенням АСЕМРБД повинна забезпечувати наступні функції:

- підготовку інтегрованої інформації про стан довкілля та прогноз ймовірних наслідків бойових дій і рекомендації з вибору сценаріїв безпечного застосування Збройних Сил;

- імітаційне моделювання процесів, що відбуваються в навколишньому природному середовищі, з урахуванням рівнів воєнно-техногенного навантаження під час БД і можливих результатів прийнятих управлінських рішень;

- оцінку ризику для існуючих техногенних об'єктів і окремих територій в результаті реалізації того чи іншого сценарію БД з метою управління екологічною безпекою в операційному районі чи в зоні бойових дій;

- накопичення інформації з часових трендів спостереження параметрів навколишнього природного середовища в районі ведення БД з метою екологічного прогнозування наслідків застосування тих чи інших засобів та методів ведення збройної боротьби;

- підготовку електронних карт, що відображають оперативний стан навколишнього природного середовища районів ведення БД і місць дислокації військ;

- обробку і накопичення в базах даних результатів контактного і дистанційного моніторингу та виявлення параметрів навколишнього середовища найбільш чутливих до воєнно-техногенних впливів;



- обґрунтування оптимальної мережі спостережень для адаптивної системи екологічного моніторингу в районі ведення БД;

- обмін інформацією про стан навколишнього середовища (імпорт і експорт даних) з інших екоінформаційних систем;

- надання інформації, необхідної для контролю за дотриманням екологічного законодавства в районі ведення БД для засобів масової інформації.

Величезні масштаби змін, кількість характеристик і параметрів, зміни яких потрібно відслідковувати та аналізувати, потребують накопичення та аналізу великих об'ємів різноманітної інформації, яка характеризує у просторі і часі екологічний стан різних компонентів біосфери в районі ведення БД. На сьогодні найбільш досконалим інструментом для обробки великих масивів інформації та здійснення її просторового аналізу є OLAP-технології та географічні інформаційні системи (ГІС), основу яких складають програмні засоби (зокрема фірми Hexagon) [7, 13]. Створення АСЕМРБД дозволяє накопичувати і аналізувати значні об'єми екологічної інформації, прив'язаної до географічних координат, а також дає змогу проводити локальне картування окремих районів і регіонів земної поверхні з метою визначення змін основних екологічних параметрів і характеристик природних компонентів та ландшафтів, в тому числі агроландшафтів і заповідних територій, що попадають у район ведення БД та сферу життєзабезпечення військових об'єктів [3, 4, 10-12].

Використовуючи АСЕМРБД і відповідні оціночні критерії для аналізу динаміки різних показників, можна визначити ступінь забруднення біосфери, а також зміни тих показників, що характеризують екологічний стан рослинного і тваринного світу. Це дає змогу розробити реабілітаційні заходи, спрямовані на покращання екологічної ситуації в тих районах, де виявлені найбільші порушення природного середовища. При цьому виникає складна методологічна, методична і технічна задача – за допомогою яких показників можна достовірно визначити екологічний стан природно-техногенних геосистем та виявити небезпечні екологічні ситуації. Суттєвим є також питання про достатню кількість цих показників для обґрунтованого аналізу змін структури і функціональних особливостей військових природно-техногенних геосистем (ВПТГС).

Проблема полягає ще й у тому, що при великій кількості показників стає практично неможливим одночасно в окремі моменти часу одержати достовірну інформацію про весь масив характеристик, що визначають екологічний стан та динаміку функціонування природних систем та комплексів. Окрім того, в реальному масштабі часу велику кількість показників важко упорядкувати, проаналізувати і визначити взаємозв'язки між характеристиками природної системи та факторами

воєнно-техногенного навантаження від ведення БД, що впливають на зміну цих характеристик. З другого боку, мала кількість показників теж не завжди задовольняє вимоги до повноти і достовірності розв'язання даної задачі через недостатню різноманітність показників і недостатню для практики точність віддзеркалювання основних структурних параметрів і функціональних процесів, що визначають екологічний стан певної ВПТГС.

Таким чином, основним методологічним питанням при створенні АСЕМРБД є розробка системи показників для кількісної і якісної екологічної оцінки стану ВПТГС та її окремих компонентів [4, 19-21]. Розробка такої системи показників практично неможлива без застосування методів системного аналізу та засобів екоінформатики, зокрема, геоінформатики.

Характерною рисою системного аналізу є його спрямованість на вивчення природних явищ сучасними методами і засобами на основі оптимального спостереження, з точки зору точності, витрат ресурсів та реальної динаміки цих явищ. Системний аналіз власне і є науковою методологією знаходження оптимальної стратегії досягнення поставлених цілей шляхом синтезу і ефективного використання різноманітної інформації. Це, власне, раціонально організований рух до поставленої мети, визначення якої допускає уточнення, тобто може містити в собі певну невизначеність. Знаходження раціональних способів досягнення мети починається з аналізу інформації, яка знаходиться в розпорядженні дослідника. А як відомо, таку інформацію необхідно представити у вигляді, доступному і зручному для використання в процесі досягнення поставленої мети – у нашому випадку для оцінки і прогнозування стану як навколишнього середовища, так і ВПТГС, що знаходяться у цьому середовищі. Тобто, застосування системного підходу до вивчення і прогнозування екологічного стану ВПТГС потребує створення відповідної екоінформаційної системи, яка ідеологічно формує обриси АСЕМРБД.

Для вмілого і правильного використання методів системного аналізу необхідно дотримуватись його загальних концептуальних принципів і положень. Найголовнішими завданнями при створенні АСЕМРБД, виходячи з основних положень системного аналізу і системного підходу, є визначення мети та вибір методів вивчення об'єкту дослідження, а також розробка необхідної структури екоінформаційної системи та наповнення її конкретним змістом.

Оцінку стану природних систем можна робити виходячи з різних підходів, жоден з яких на сьогодні мабуть не має істотних переваг над іншими і не може претендувати на свою наукову завершеність. Більш того, на сьогодні ще не створено достатньо ефективної системи екологічної оцінки стану біосфери та її компонентів, хоча в цьому

відношенні вже й немало зроблено [3,4,5,10]. Тому, для розробки структури та визначення інформаційного навантаження АСЕМРБД, необхідно спочатку вибрати ту чи іншу систему екологічної оцінки або розробити нову систему критеріїв для оцінки стану довкілля, яка б відповідала поставленим цілям. Необхідно зауважити, що вже у самій назві АСЕМРБД (адаптивна система екологічного моніторингу районів бойових дій) розкрито ціль і визначено умови, яким повинна задовольняти ця система критеріїв. В першу чергу вона повинна забезпечувати пріоритет географічним (еколого-ландшафтним) показникам і характеристикам [4, 6, 10, 20, 21], тобто для АСЕМРБД найбільш прийнятною повинна бути така методологія оцінки природних комплексів, що в значній мірі враховує еколого-ландшафтно-географічні фактори, їх структуру і функціональні особливості.

Орієнтовна блок-схема АСЕМРБД включає 5 основних блоків (рис. 1).

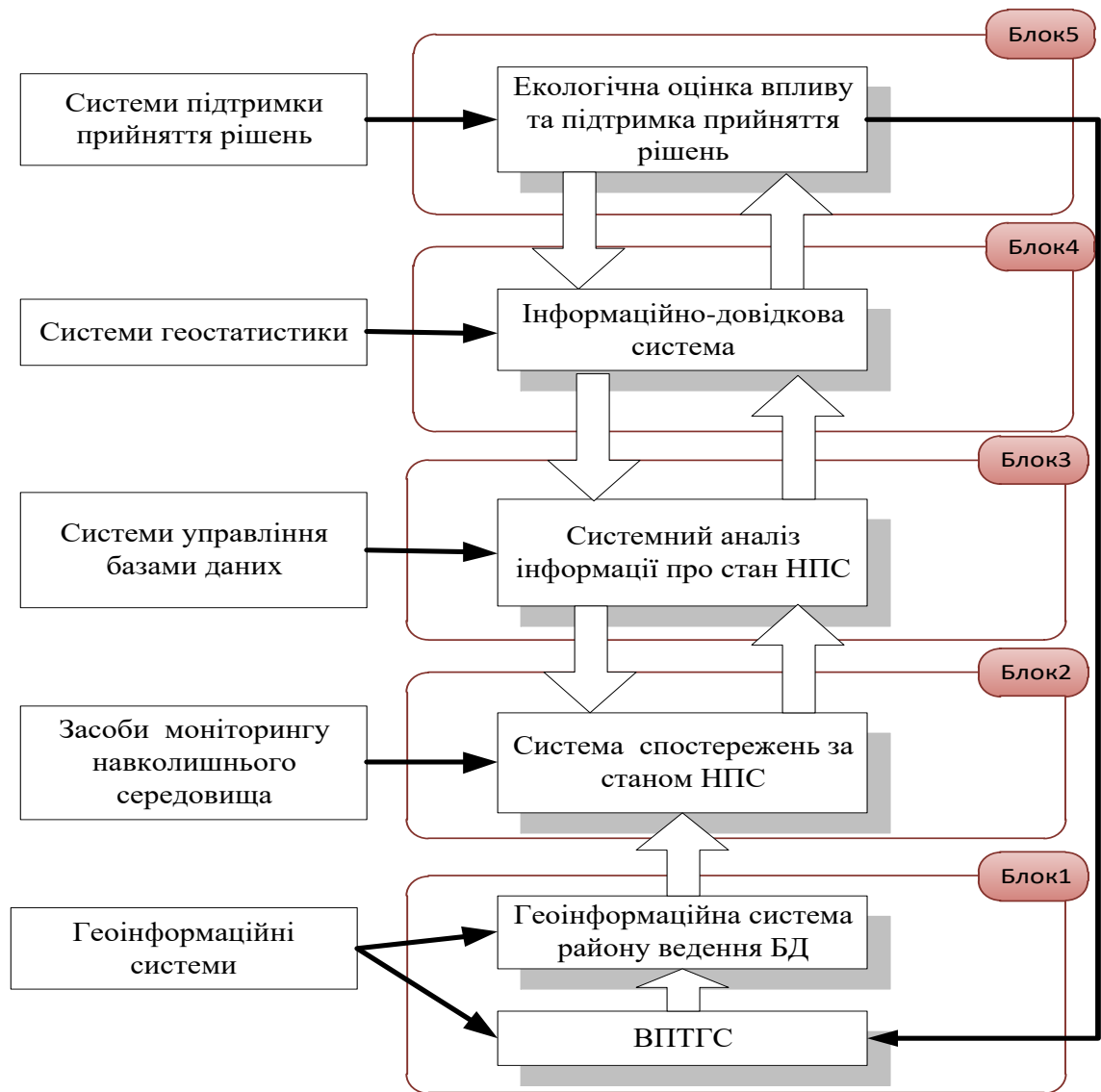


Рисунок 1 – Орієнтовна блок-схема АСЕМРБД ЗС України

*Перший блок* включає в себе геоінформаційну систему районів ведення БД і дає можливість оцінити структуру природного ландшафту того чи іншого району або регіону України [22]. В ньому накопичується інформація про основні параметри і характеристики таких важливих компонентів біосфери, як біоценози, екосистеми, біотопи та ектопи [23]. Значне місце в них займають дані про структуру і характерні особливості ландшафтів та водних екосистем (площі та основні характеристики лісів, луків, водоймищ, заповідних зон тощо) [3, 12, 14, 27].

*Другий блок* даних характеризує антропогенний вплив, який безпосередньо змінює структуру природних ландшафтів, перетворюючи їх у військові природно-техногенні геосистеми (типи і площі агроекосистем; типи, кількість, характеристики і просторове розташування промислових та енергетичних комплексів, районів ведення БД, військових полігонів, складів, арсеналів та баз зберігання озброєння і військової техніки, характеристики населених пунктів тощо).

Використовуючи інформацію перших двох блоків можна зробити оцінку і дати прогноз змін в структурі основних природних компонентів і природно-антропогенних ландшафтів, що має велике значення для визначення екологічної ємності та самоочисної здатності досліджуваних природних систем і ландшафтів [5, 23].

*Третій блок* екоінформаційної системи накопичує дані про забруднення води, повітря і ґрунтів найбільш шкідливими і токсичними речовинами, а також визначає види і концентрації забруднюючих речовин в різних компонентах біосфери та в окремих організмах.

*Четвертий блок* об'єднує інформацію про відгук різних екосистем на воєнно-техногенне навантаження від БД в даному районі чи регіоні України і за допомогою відповідного програмного забезпечення зв'язує перші три блоки в інформаційно-довідкову підсистему. Цей блок містить інформацію про кількісні зміни основних екологічних показників, що характеризують стан екосистем у відповідності з розробленою системою критеріїв.

*П'ятий блок* формує екологічну оцінку стану екосистем, а також, використовуючи різні сценарії їх функціонування, дає змогу прогнозувати і розробляти рекомендації для оптимального управління станом навколишнього середовища. При цьому передбачається, що оптимізація параметрів навколишнього середовища здійснюється шляхом постановки чисельного експерименту за розробленими різноманітними сценаріями. В якості критерію оптимізації пропонується розглядати мінімум рівня впливу ВТН від бойових дій у відповідній екосистемі.

Зауважимо, що четвертий і п'ятий блоки можуть бути включені до складу АСЕМРБД на завершальному етапі розробки системи, оскільки для їх створення необхідні значні матеріальні, технічні та кадрові ресурси.

## **Висновки**

Отже, описана структура АСЕМРБД дозволяє оцінити екологічну ситуацію в тому чи іншому районі ведення БД, як з точки зору визначення структури і екологічної ємності природних комплексів, так і у відношенні забруднення всіх компонентів біосфери.

Створення такої системи вимагає наступного:

1. *Формалізації протоколів обміну інформацією між різними рівнями ієрархії командувань та формування відповідної для них системи екологічних показників стану навколишнього середовища районів ведення бойових дій;*

2. *Розробки розподіленої ієрархічної бази даних для контролю за екологічною ситуацією в районах ведення БД ЗС України з прив'язкою цієї інформації до електронної карти місцевості для створення повноцінної геоінформаційної системи.*

В кожній окремій військовій частині планується заносити результати екологічного контролю в базу даних, що дозволить використовувати електронно-обчислювальні машини (ЕОМ) для збору, збереження, обробки й аналізу екологічної інформації про поточний стан навколишнього середовища.

АСЕМРБД ЗС України повинна забезпечувати комплексне використання результатів екологічного моніторингу, забезпечуючи перетворення первинних результатів вимірів у форму, адаптовану для підтримки прийняття рішень. Створення і комплексне впровадження такої системи дасть можливість не тільки оперативно отримувати об'єктивну і достовірну інформацію про екологічний стан природних об'єктів і джерел їх забруднення але й розробляти науково обґрунтовані рекомендації щодо оптимальних режимів управління навколишнім середовищем районів бойових дій.

## **Література**

1. Романченко І.С., Сбітнев А.І., Чумаченко С.М. Проектування архітектури бази даних для інформаційно-аналітичного забезпечення системи управління станом навколишнього середовища в Збройних Силах України. // Збірник матеріалів науково-практичної конференції з актуальних проблем військової екології, Київ, 16-17 жовтня 2003 р. – К.: ННДЦ ОТ і ВБУ, 2003. – С.14-15.

2. Environmental Management Systems in the Military Sector. Final Report of the Pilot Study Group. CCMS, 2000.-114 с.
3. Оксiюк О.П., Жукинський.В.Н., Брагинський Л.П., Линник П.Н., Кузьменко М.И., Кленус В.Г. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши. // Гидробиологический журнал. – 1993. – Т.29, №4. – С.62-76.
4. Придатко В.І. Про значення ДЗЗ та ГІС для оцінювання внеску діючих та колишніх військових полігонів в розбудову національної культурно-екологічної мережі та попередження втрат біорізноманіття // Збірник матеріалів науково-практичної конференції з актуальних проблем військової екології. Київ, 16-17 жовтня 2003 р. – К.: ННДЦ ОТ І ВБУ, 2003. – С.30-31.
5. Положення про державну систему моніторингу довкілля. – Постанова Кабінету Міністрів України від 30 березня 1998 р. №391.
6. І.С.Романченко, А.І.Сбітнев, С.М.Чумаченко, В.А.Слободяник. Методологічні підходи до створення бази даних для системи керування станом навколишнього середовища в Збройних Силах України.// Наука і оборона. - 2003.- №3.-С. 50-56.
7. Романченко І.С., Сбітнев А.І., Бутенко С.Г. Екологічне забезпечення військ. Монографія. Київ: ЦНДІ ЗСУ, 2003.- 273 с.
8. Система Управления Окружающей Средой Оборонительных Сил Дании. Руководство по разработке процедур. Копенгаген: Главное Командование Оборонительных Сил Дании, 2000.- 115 с.
9. Іщук О.О. Методологічні особливості використання аналітичних та моделюючих засобів ГІС для прогнозування і оцінки наслідків надзвичайних ситуацій на території України. // Ученые записки Таврического национального университета. Серия «География», том 15 (45), №1(2002). – С. 94-102.
10. Риклефс Р. Основы общей экологии. – М.: Мир, 1979. – 428 с.
11. Система Управления Окружающей Средой Оборонительных Сил Дании. Руководство по разработке процедур. Копенгаген: Главное Командование Оборонительных Сил Дании, 2000.- 115 с.
12. Романенко В.Д., Жулинський В.М., Оксiюк О.П., Яцик А.В., Чернявська А.П., Масенко О.Г., Верниченко Г.А., Лаврик В.І., Гриб Й.В. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. - К.: СИМВОЛ-Т, 1998. – 28 с.
13. Вступний курс до вивчення системи Geomedia. – К.: Tvis-info, 2014.-120 с.
14. Lavrik V.I., Bilyk A.N, Nikiforovych N.A. Multi-Chamber Simulation Modelling of Water Quality in Reservoir.//Jornal of Mathematical Modelling and Simulation in systems Analysis, Volume 7.1990. Number 8, p.625-635.

15. Лаврик В.И. Основные направления развития математического моделирования применительно к изучению и прогнозированию состояния пресноводных экосистем. // Развитие гидробиологических исследований в Украине. К.: Наукова думка, 1993. – С.132-147.
16. Романченко І.С., Сбітнів А.І. Створення системи керування станом навколишнього середовища у Збройних Силах України.// Наука і оборона- 2003 -№1- С. 38-43.
17. Mario Schmidt. Material Flow Networks in Life Cycle Analysis (LCA) and input / output Ecobalance. Heidelberg, 2001,-7p.
18. Экоинформатика. Теория. Практика. Методы и системы. / Под ред. академика РАН В.Е. Соколова. – СПб.: Гидрометеиздат, 1992. – 520 с.
19. Израэль Ю.А., Филиппович Л.М. и др. Экологический мониторинг и регулирование состояния природных систем. / /Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т.4. – Л.: Гидрометеиздат, 1981. – С.6-19.
20. Карпінський Ю.О., Лященко А.А. Шляхи становлення національної інфраструктури просторових даних та інтеграції України в світовий геоінформаційний простір. // Ученые записки Таврического национального университета. Серия «География», том 15 (45), №1(2002). – С. 3-11.
21. Лычак А.И. Использование ГИС-технологий при оценке геоэкологических ситуаций. // Ученые записки Таврического национального университета. Серия «География», том 15 (45), №1(2002). – С. 130-141.
22. Методичні рекомендації з підготовки регіональних та загальнодержавної програм моніторингу довкілля. – К.: Мінекоресурсів України, 2001. – 36 с.
23. Одум Ю. Экология, т.1, т.2. – М.: Мир, 1986. – 328 с., 376 с.
24. Рамад Ф. Основы прикладной экологии, воздействие человека на биосферу. Л.: Гидрометеиздат, 1981. – 543 с.
25. Риклефс Р. Основы общей экологии. – М.: Мир, 1979. – 428 с.
26. Шварц С.С. Эволюция биосферы и экологическое прогнозирование. // Весник АН СССР, 1976, №2. – С.61-72.
27. Lavrik V.I., Bilyk A.N, Nikiforovych N.A. Multi-Chamber Simulation Modelling of Water Quality in Reservoir.//Jornal of Mathematical Modelling and Simulation in systems Analysis, Volume 7.1990. Number 8, p.625-635.

**Чумаченко С. М.**, д-р. техн. наук, ст. наук. співр.

*Національний університет харчових технологій, м. Київ, Україна*

**Пісня Л. А.**, канд. техн. наук, ст. наук. співр.

*Науково-дослідний інститут екологічних проблем, м. Харків, Україна*

**Дерман В. А.**

**Савченко І. О.**

**Карпенко М. І.**

*Національний університет харчових технологій, м. Київ, Україна*

## **ПРОГРАМНО-АПАРАТНИЙ КОМПЛЕКС ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ЗАТОПЛЕННЯ ВУГІЛЬНОЇ ШАХТИ З ВИКОРИСТАННЯМ СУЧАСНИХ ІНФОРМАЦІЙНО-ТЕЛЕКОМУНІКАЦІЙНИХ ТЕХНОЛОГІЙ**

На сьогодні на території Донбасу значно погіршилась екологічна ситуація пов'язана із затопленням вугільних шахт, яка характеризується переходом від організованого затоплення шахт до стихійного. Це пов'язано із активними бойовими діями в цьому регіоні України. Значною мірою, на поточну екологічну обстановку в районах розташування населених пунктів Золоте, Торецьк, Добропілля, Селидове вплинуло ушкодження енергопостачання водовідливних комплексів вугільних шахт.

З метою забезпечення екологічної безпеки, важливим для цього регіону є прогнозування і контроль стану військової природно-техногенної геосистеми, що здійснюється в рамках екологічного моніторингу процесів затоплення шахт [1, 2].

Заходи попередження надзвичайних ситуацій та техногенних катастроф, пов'язаних із можливими каскадними ефектами від затоплення шахт на Донбасі пов'язані в першу чергу із організацією громадського екологічного моніторингу.

Технологічною складовою громадського екологічного моніторингу затоплення шахт є визначення рівня та швидкості підйому води в шахті, викидів небезпечних шахтних газів в атмосферу, радіаційного фону [3].

Для проведення моніторингу затоплення шахти було розроблено програмно-апаратний комплекс на базі концепції Інтернету речей, який включає в себе програмну та апаратну частину що базується на платформі Arduino.

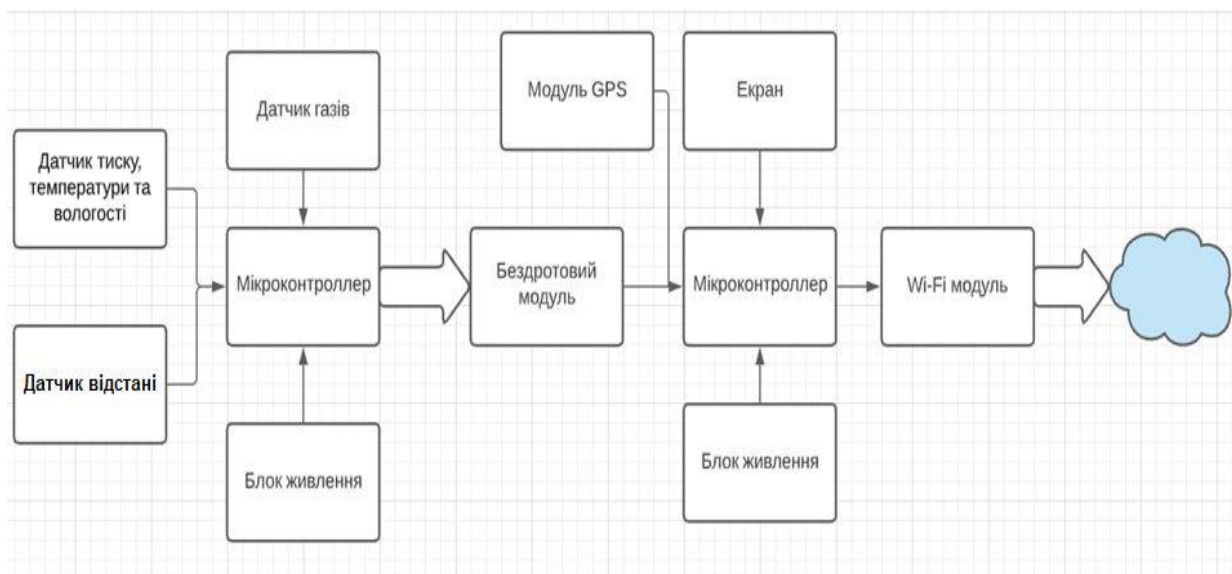
*Arduino* - це проста для освоєння платформа з відкритим кодом на основі вбудованого мікроконтролера та середовища розробки з програмним інтерфейсом API для мікроконтролерів. Для взаємодії між людиною та мікроконтролером можуть



приєднуватися різні аналогові та цифрові датчики, які реєструють стан навколишнього середовища та передають дані в мікроконтролер. Мікроконтролер обробляє вхідні дані, а програма видає нові дані як аналогових чи цифрових значень. Внаслідок цього відкриваються широкі горизонти для розробки програмно-апаратного комплексу.

До програмної частини входить програмний додаток «Затоплення 1.00», що розроблений в програмному середовищі Arduino IDE. Для роботи з підключеними до платформи пристроями використовуються готові бібліотеки, що дозволяють виконувати необхідні дії простими командами.

Апаратна частина комплексу реалізована на базі блоку інтелектуальних сенсорів, до якого входять моніторингово-сигнальні датчики – акустичні сенсори для вимірювання рівня води, газоаналізатори для екологічних вимірювань об'ємної концентрації CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, сірководню, пилу, вологості, тиску і температури в повітрі ствола шахти та вимірювання радіаційного фону. На рис. 1 приведено структурна схема а на рис. 2 принципова електрична схема апаратної частини комплексу.



*Рисунок 1 – Структурна схема апаратної частини програмно-апаратного комплексу моніторингу затоплення шахти.*

Інтелектуальні сенсори програмно-апаратного комплексу працюють циклічно: більшу частину часу вони «сплять», щоб економити заряд батареї, а через певні проміжки часу «прокидаються» і протягом однієї хвилини зчитують імпульси, що генеруються акустичними датчиком, газосигналізаторами та трубкою Гейгера. Потім порівнюють отриманні значення із попередніми показниками і заданими пороговими значеннями для небезпечних речовин та радіаційного фону.

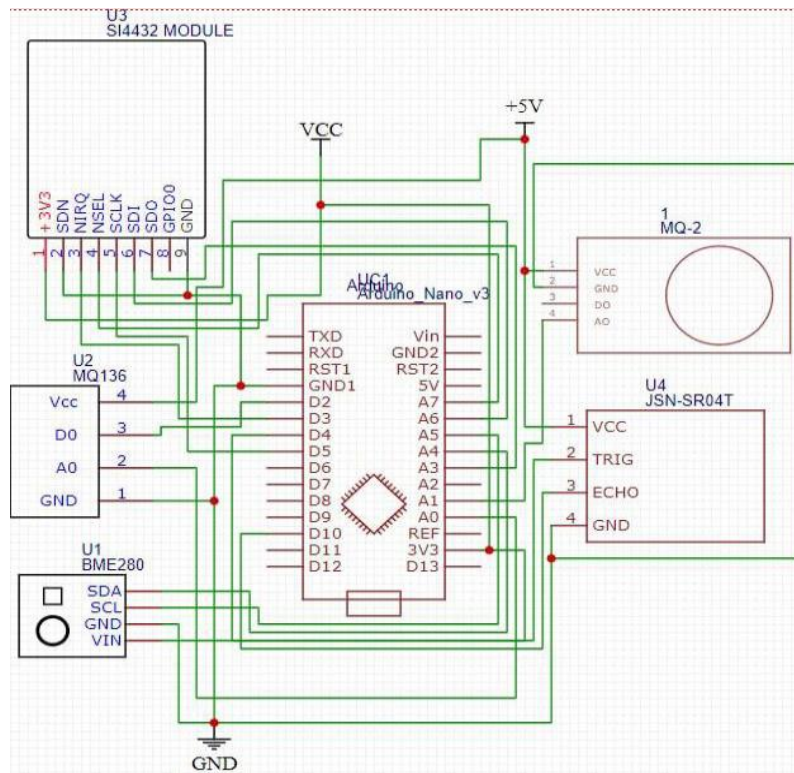


Рисунок 2 – Принципова електрична схема апаратної частини програмно-апаратного комплексу моніторингу затоплення шахти.

Якщо значення не перевищують поріг, вони передаються за допомогою радіоінтерфейсу через мережу ретрансляторів до шлюзу і зберігаються в базі даних в закритій мережі або в Інтернеті. Принципова електрична схема передачі інформації через Інтернет наведена на рис. 3.

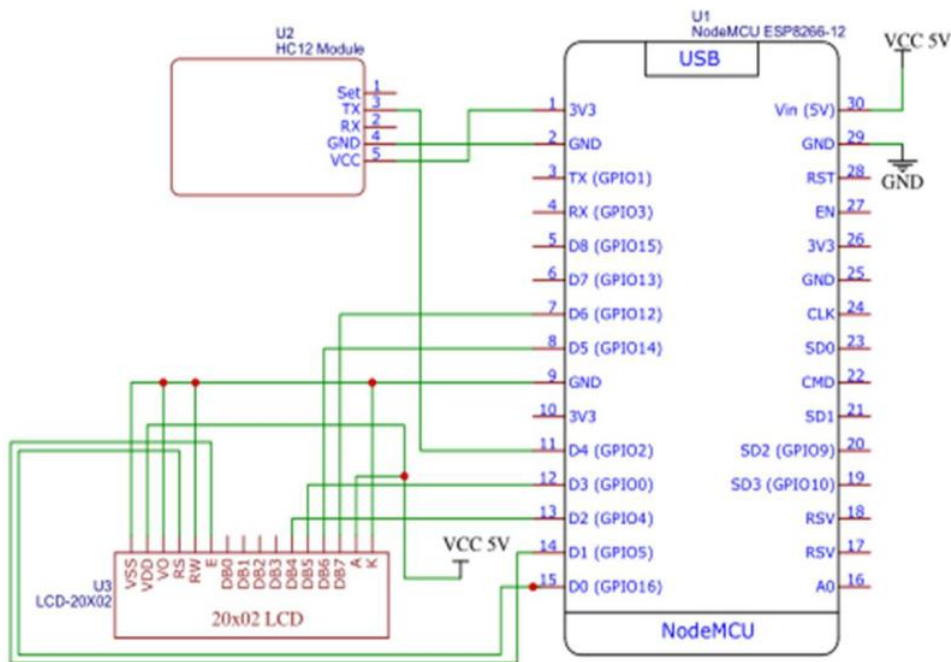


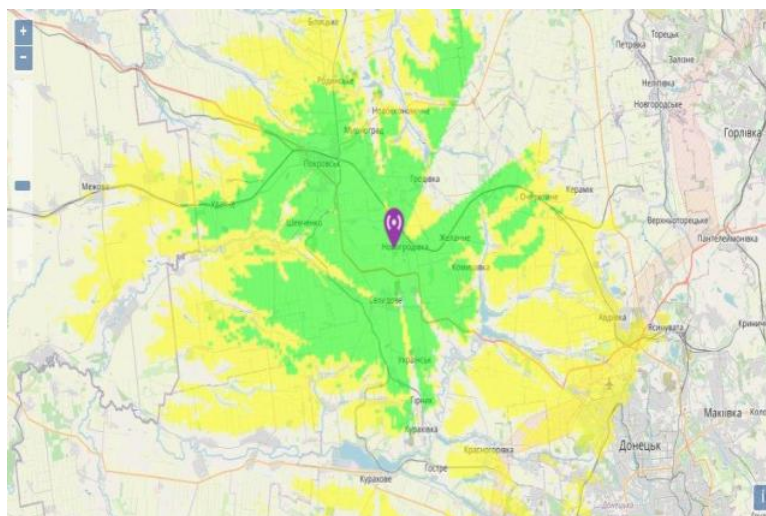
Рисунок 3 – Принципова електрична схема передачі інформації через Інтернет з апаратної частини програмно-апаратного комплексу моніторингу затоплення шахти.

Окрім значень, отриманих з акустичних датчиків, газоаналізаторів і лічильника Гейгера, інтелектуальний пристрій додає також інформацію про GPS координати (широта, довгота, висота), щоб визначити точне місце розташування джерела забруднення та забезпечити 3D візуалізацію в геоінформаційній системі з відкритим кодом QGIS (ГІС QGIS).

Для розташування антени може бути використано підвищення на місцевості і стандартна телескопічна антена. Було проведено розрахунки покриття для передачі інформації з такої антени з урахуванням зон радіотіні, результати яких для конкретного випадку шахтарського міста Селідово Донецької області наведені на рис. 4.



а)



б)

*Рисунок 4 – Телескопічна антена (а) та розрахунки покриття для передачі інформації з такої антени через Інтернет з апаратної частини програмно-апаратного комплексу моніторингу затоплення шахти.*

Розробка програмно-апаратного комплексу екологічного моніторингу затоплення шахт може в подальшому застосовуватись в сфері визначення зон забруднення поверхневих та підземних вод, оцінювання ризиків підтоплення територій, просідання поверхні та допоможе вирішити наступні науково-практичні задачі:

- на місцевому та регіональному рівнях сформувати інформаційну базу даних щодо затоплення вугільних шахт з метою визначення екологічних загроз і ризиків;
- забезпечити підтримку прийняття рішень в системі екологічного моніторингу затоплення шахт вуглевидобувних підприємств;
- розробити можливі шляхи реагування на забруднення поверхневого водоносного горизонту в районі розташування потенційно небезпечних об'єктів та

об'єктів підвищеної небезпеки та розвиток альтернативного водопостачання в об'єднаних територіальних громадах.

- створити базу для розвитку місцевих ініціатив щодо створення краудсорсингової системи на базі платформи «Ушахіді» для своєчасного реагування на природно-техногенні загрози виникнення надзвичайних ситуацій в умовах війни в Україні;

- створити базу для альтернативної системи громадського екологічного моніторингу для об'єднаних територіальних громад на Донеччині з використанням Інтернету речей для створення бездротової сенсорної мережі моніторингу з використанням наземних датчиків, ГІС технологій та ДЗЗ.

### **Література**

1. Y Yakovliev, S Chumachenko Ecological Threats in Donbas, Ukraine - Centre for Humanitarian Dialogue. Geneva, 2017. 60 c.
2. Лысенко А.И., Чумаченко С.Н., Валуйский С.В. Технология мониторинга окружающей среды с использованием беспроводных сенсорных сетей // 24-я IEEE Международная Крымская конференция Микроволновые и телекоммуникационные технологии, 9.07.2014 г., с. 251-252
3. І.С. Романченко, О.І. Лисенко, С.М. Чумаченко, С.Л. Данилюк, В.І. Новіков, О.М. Тачиніна, П.І. Кірчу, С.В. Валуйський Моделі застосування інформаційно-телекомунікаційних технологій на основі безпілотних авіаційних комплексів у надзвичайних ситуаціях. Монографія. – К.: НАУ, 2016. 198 с.

Юрченко В. О., д-р. техн. наук, проф.;

Авдієнко І. А.,

Єроглазов В. М.,

Дем'яненко К. В.

*Харківський національний університет будівництва та архітектури, м. Харків, Україна*

## **ВИЗНАЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ВИКИДІВ СІРКОВОДНЮ З НАФТОПАСТОК ВОДНОГО ГОСПОДАРСТВА ПІДПРИЄМСТВА З ВИДОБУТКУ НАФТИ**

Для зниження негативного впливу на природне середовище нафтової галузі розроблено цілу систему заходів, ряд яких успішно випробуваний на практиці. У тому числі значну увагу приділяється технологіям захисту атмосферного повітря від викидів екологічно небезпечних сполук. Джерелами таких викидів є: втрати нафти внаслідок продування пробовідбірних ліній, перевірки клапанів та технологічних апаратів, через ущільнення насосів, смолоскипи аварійного скидання та випаровування легких фракцій із резервуарів і багато інших [1]. За рівнем екологічної небезпеки в цих викидах вуглецевмісні й азотвмісні газоподібні сполуки та частинки мають 3-4 класи небезпеки. У той час як сірковмісні (сірководень та меркаптани) мають 2 клас небезпеки. Крім того, сірководень у суміші з вуглеводнями посилює свій токсичний вплив: його ГДКр.з. в суміші з вуглеводнями зменшується до 3 мг/м<sup>3</sup> [2]. Високий вміст сірководню в воді та викиди сірководню в атмосферне повітря притаманні водному господарству об'єктів видобутку нафти [3], оскільки пластові води на об'єктах нафтовидобутку є привабливим середовищем для накопичення сірководню шляхом мікробіологічної сульфатредукції, особливо на ділянках водного господарства, де відбувається тривале відстоювання.

**Мета роботи** – визначення показників екологічної небезпеки викидів сірководню з нафтопасток водного господарства на об'єкті видобутку малосірчистої нафти. Об'єкт дослідження – нафтопастка в водному господарстві підприємства з нафтовидобутку в Дніпровсько-Донецькій западині. Методи дослідження – теоретичний аналіз математичних моделей та аналітичні розрахунки, механічні та електрометричні вимірювання.

Потік сірководню, що утворюється в результаті сульфатредукції в водному середовищі нафтопастки, в газо-повітряне середовище промислового майданчика об'єкту нафтовидобутку можна представити у вигляді наступних процесів: потік сірководню з водного середовища в нафтову плівку на поверхні водної фази, екстракція сірководню органічною фазою нафтової плівки, потік сірководню з нафтової плівки в газоповітряне середовище над поверхнею плівки та вплив на бетон надводної частини споруди, викид і розсіювання в атмосферному повітрі:

$$Q_{H_2S}^{г.п.} = Q_{H_2S}^{в.с.} - A_{H_2S}^{н.п.} + Q_{H_2S}^{н.п.}, \quad (1)$$

де  $Q_{H_2S}^{г.п.}$  – потік сірководню в газо-повітряне середовище надводної частини нафтопастки;  $Q_{H_2S}^{в.с.}$  – потік сірководню з водного середовища нафтопастки;  $A_{H_2S}^{н.п.}$  – поглинання потоку сірководню нафтовою плівкою в нафтопастці;  $Q_{H_2S}^{н.п.}$  – потік сірководню з нафтової плівки в газо-повітряне середовище над нафтовою плівкою в нафтопастці.

Для опису потоку  $H_2S$  з водної частини нафтопастки можна скористатися рівнянням для масообміну між рідкою та газоподібною фазами в метантенці [4]:

$$q_{H_2S}^{вч} = V_{вч} K_M \frac{(C_{H_2S}^{*в} - C_{H_2S}^в)}{(1 + K_{dis}/[H^+])}, \quad (2)$$

де  $q_{H_2S}^{вч}$  – потік  $H_2S$  з водної частини нафтопастки, моль/год;  $V_{вч}$  – обсяг водної частини,  $m^3$ ;  $K_M$  – коефіцієнт масопереносу,  $год^{-1}$ ;  $C_{H_2S}^{*в}$ ,  $C_{H_2S}^в$  – рівноважна та робоча концентрації  $H_2S$  у воді, моль/ $m^3$ ;  $K_{dis}$  – константа дисоціації сірководневої кислоти,  $10^{-14}$ .

За проведеними розрахунками при концентрації сірководню в водній частині нафтопастки від 0,1 до 2 мг/л його потік з водної частини становить 1,5 – 24 мг/с.

Поглинання сірководню з водної частини нафтопастки нафтовою плівкою в цій споруді за своєю фізичною природою є рідинною екстракцією [5].

Для кількісного опису гетерогенної екстракційної рівноваги на практиці використовують коефіцієнт розподілу  $K_D$  :

$$K_D = \frac{C_{A \text{ орг.}}}{C_{A \text{ в}}}, \quad (3)$$

де  $C_{A \text{ орг.}}$  – концентрація речовини А в органічному розчиннику;  $C_{A \text{ в}}$  – концентрація речовини А у воді.

Знаючи коефіцієнт розподілу легко розрахувати ступінь вилучення компонента ( $R$ , %), що екстрагується, в органічну фазу за формулою:

$$R = \frac{K_D}{K_D + \frac{V_B}{V_{\text{орг}}}} \cdot 100\%, \quad (4)$$

де  $V_{\text{орг}}$  – об'єм органічного розчинника,  $V_B$  – об'єм водного середовища.

Як свідчать дані науково-технічної літератури, концентрація сірководню в нафті значно вища за його концентрацією в пластових водах з цієї свердловини (в 3 - 4,6 разів). А в продукції, що перекачується у збірному нафтопроводі це перевищення становить від 16,0 до 26,3 разів, що пояснюється дифузією значної частини газу з водної частини потоку в нафтову і далі в потік вільного газу безпосередньо в трубопроводі [6]. Товщину нафтоплівки варіювали від 0,01 до 0,1 м згідно [7], що змінювало  $K_D$  від 199,0 до 19,9. При коефіцієнті розподілу  $K_D$  що спостерігається при перекачуванні продукції нафтовидобутку (16,0 – 26,3), та максимальній товщині нафтової плівки в нафтопастці 0,1 м поглинається максимально від 29,0 до 58,0 % потоку сірководню з водної частини нафтопастки (в середньому 43,5%). Враховуючи, що потік сірководню з водної частини нафтопастки в нафтову плівку становить 1,5-24 мг/с, після проходження нафтової плівки він зменшується до 0,8-13,6 мг/с. При мінімальній товщині нафтової плівки (0,005 м) та мінімальному значенні  $K_D$  (3,4) він стає максимальним і може збільшитись до 23,8 мг/с.

На досліджуваному об'єкті вміст сірководню в нафті, що видобувається становив ~ 0,5 %. Аналіз ряду закордонних методик розрахунку кількісних показників викидів сірководню з об'єктів нафтопродуктозабезпечення [8] свідчить, про те, що всі вони розраховують викиди сірководню як частку (за емпірично визначеними коефіцієнтами) від загального викиду вуглеводнів з об'єкта. Отже, спочатку визначили викид вуглеводнів з відкритих поверхонь нафтопасток, що виникає за присутності плівки нафтопродуктів (з вмістом сірководню 0,5%) на поверхні вод, що знаходяться у споруді. А потім розраховали максимальний викид індивідуальної речовини сірководню, він становив 0,472 мг/с. Таким чином, на досліджуваному об'єкті потік сірководню з водного середовища нафтопастки в атмосферне повітря доповнюється викидом сірководню, що міститься в видобутій нафті. Цей додаток (0,472 мг/с) збільшує загальний викид сірководню з нафтової плівки до 1,3 – 14,1 мг/с, а при максимальному збігу негативних параметрів до 24,3 мг/с.

Для визначення концентрації сірководню в шарі повітря над нафтовою плівкою в нафтопастці скористались залежністю:

$$C_{H_2S}^{гпс} = \frac{q_{H_2S}^{нп}}{F}, \quad (0)$$

де  $C_{H_2S}^{гпс}$  - концентрація сірководню в шарі повітря над нафтовою плівкою в нафтопастці, мг/м<sup>3</sup>,  $q_{H_2S}^{нп}$  – потік сірководню з нафтової плівки в газо-повітряне середовище мг/с, F – повітрообмін над нафтовою плівкою, м<sup>3</sup>/с.

За даними власних вимірювань швидкість руху повітря над нафтовою плівкою дорівнює 0,20 – 0,25 м/с. Концентрація сірководню в повітряному шарі, що впливає на бетон надводної частини споруди, становить при викиді 1,3 м/с - 0,5 мг/м<sup>3</sup>, а при викиді 24,3 мг/с – 9,0 мг/м<sup>3</sup>. Отже розрахована концентрація сірководню над водним середовищем в нафтопастці перевищує ГДКр.з. (3 мг/м<sup>3</sup>) за цим забрудненням для підприємств нафтовидобутку.

На досліджуваному промисловому майданчику підприємства з нафтовидобутку виявлено два неорганізованих джерела викидів сірководню з об'єктів водного господарства: нафтопастка та аварійний амбар. Викиди сірководню з аварійного амбару (який розраховали за згаданю методикою через розрахунок викидів вуглеводнів) становив 0,32 мг/с. Сумарні викиди сірководню від цих двох джерел складають 0,86724 т/рік (0,0275 г/с). Розрахунок розсіювання сірководню виконували за допомогою програми «ЕОЛ2000». В основі розрахунку використовували методику ОНД-86. Розрахункові швидкості повітря прийняті рівними середньозваженій швидкості вітру (U сер.зв.)- 0.5,1.0,1.5, що лежать в інтервалі від мінімальної (0.5 м/с) до максимальної (U\*=28м/с) швидкостей вітру, що спостерігається в цьому районі. Розрахунковий майданчик представлено у вигляді розрахункового прямокутника з розмірами 3000х3000м та кроком розрахункової сітки 100х100м. В розрахунку розсіювання концентрація сірководню розглядалась в 17-ти розрахункових точках на межі санітарно-захисної зони (1000м), а також в 2х точках на межі житлової забудови. Розрахунок проведено з урахуванням фонові концентрації сірководню 0.0032 мг/м<sup>3</sup>. Результати проведеного автоматизованого розрахунку забруднення атмосфери показали, що максимальна приземна концентрація сірководню на межі нормативної санітарно-захисної зони становить 1,11 ГДК.

Таким чином, проведені розрахунки показали, що загальний викид сірководню з нафтової плівки нафтопастки становить 1,3 – 14,1 мг/с, а при максимальному збігу негативних параметрів 24,3 мг/с. Розрахована концентрація сірководню над водним середовищем в нафтопастці перевищує ГДК робочої зони за цим забрудненням для



підприємств нафтовидобувної промисловості в окремих випадках в 3 рази. Розрахунок розсіювання викидів сірководню з двох неорганізованих джерел свідчить, що його концентрація на межі санітарно-захисної зони становить 1,11 ГДК, то б то перевищує допустиму концентрацію 0,008 мг/м<sup>3</sup>.

### Література

1. Міністерство енергетики та захисту довкілля України, «Інформаційна довідка про основні показники розвитку галузей паливно-енергетичного комплексу України за грудень та 2019 рік. 11, 31 01 2020.
2. *НПАОП 60.3-1.03-04. Правила безопасной эксплуатации магистральных газопроводов,* затвердж. Наказом Держ. Комітету України з нагляду за охороною праці №69 від 02.03.2004 р.
3. Сахабутдинов Р.З. Разработка технологических процессов сбора, подготовки и транспортировки углеводородного сырья с минимальными потерями углеводородов и выбросами вредных веществ в атмосферу: дис. доктора наук: 25.00.17/Татарський НИПИ нефти. - Бугульма, 2001. 268 с.
4. Вавилин В.А., Васильев В.Б., Рытов С.В. Моделирование деструкции органического вещества сообществом микроорганизмов. - М.: Наука, 1993. – 202 с.
5. Врагов А. П. Масообмінні процеси та обладнання хімічних і газонафтопереробних виробництв: навчальний посібник / А. П. Врагов. – Суми: ВТД “Університетська книга”, 2007. 284 с.
6. Рабартдинов З.Р. Научно-методическое обоснование использования сероводорода как реперной компоненты в процессах нефтедобычи: автореф...дис...кандидата наук: 25.00.17/ ОАО НПФ «Геофизика». – Уфа, 2013. 24 с.
7. Стахов Е.А. Очистка нефтесодержащих сточных вод предприятий хранения и транспорта нефтепродуктов. – Л.: Недра. 1983. 263 с.
8. Методические указания по определению выбросов загрязняющих веществ в атмосферу из резервуаров РНД 211.2.02.09-2004 Астана, 2004. 59 с.

Юрченко В. О., д-р. техн. наук, проф.;

Мельнікова О. Г.,

Христенко А. М.

*Харківський національний університет будівництва та архітектури, м. Харків, Україна*

## **ВИЗНАЧЕННЯ ТЕХНОЛОГІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК АКТИВНОГО МУЛУ В БІОЛОГІЧНИХ ОЧИСНИХ СПОРУДАХ**

Технологія мембранного біореактора (МБР) представляє собою комбінацію класичної технології біологічної очистки активним мулом з мембранною системою мікро- або ультрафільтрації. Блок біологічної очистки відповідає за біодеградацію забруднюючих речовин, а мембранний модуль за механічне розділення очищеної води (перміату) та мулової суміші. МБР являє собою альтернативу широко застосованому методу осадження активного мулу у вторинних відстійниках, що використовується в традиційних системах біологічного очищення в аеротенках [1-4]. На сьогоднішній день МБР запроваджені в більш ніж 200 країнах і щорічно їх кількість збільшується десь на 1 000, з них 40% в США. Світовий ринок МБР демонстрував впевнене зростання в період 2015-2020 років, та за прогнозами до 2024 р. темп зростання складе 7 %/рік [5, 6].

Класичні міські очисні споруди з аеротенками і вторинними відстійниками працюють з віком мулу (SRT) в діапазоні 5-15 діб, дозою мулу 2-4 г/дм<sup>3</sup> і відповідними значеннями F:M=0,2-0,4 кгХСК/кгMLSS/добу, тоді як MBR з SRT 40 діб, який ще можна подовжити, працюють при співвідношеннях F:M=0,05-0,12 кгХСК/кгMLSS/добу, може мати дозу мулу 8-12 г/дм<sup>3</sup> [8]. Низький коефіцієнт F:M передбачає високу дозу мулу і низький приріст активного мулу. З іншого боку, високі значення дози мулу негативно впливають на продуктивність процесу. По перше, високий вік мулу призводить до накопичення інертних сполук, за рахунок мінералізації мулу. По друге, високі концентрації збільшують схильність до забруднення або «зашлакування» - накопичення твердих речовин на поверхні мембранах. По третє, високі рівні MLSS знижує ефективність аерації [7, 8].

Найважливішим параметром ефективної роботи МБР є фільтраційний опір мембрани, який при роботі МБР викликаний опором засмічення пор мембрани, внутрішній опір мембрани та опором осаду (кека), що прикріплюється до поверхні

мембрани і становлять 8%, 12% та 80% у опорі фільтрації. Виявлено, що шар кеку на мембрані складається з біомаси та струвіту ( $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ) на поверхні неорганічної мембрани. Висока лужність активного мулу (рН 8–9) може спричинити серйозне забруднення  $CaCO_3$ . Неорганічні сполуки вносили основний внесок у формування кіркового шару (56,03%) [9, 10].

Зниження потоку через мембрану через утворення «накипу» (шару  $CaCO_3$  і  $MgCO_3$ ) набагато серйозніше, ніж обростання мембрани, оскільки цей шар складно видалити навіть шляхом хімічного очищення. Формування кіркового шару на поверхні ультрафільтраційної мембрани сприяє основному механізму обростання до того ж неорганічні матеріали були основним джерелом налипання.

Оптимальними параметрами, що знижують швидкість обростання, були концентрації кальцію та натрію (36 та 140 мг/л відповідно), одновалентні катіони/двовалентні катіони (M/D) 1:1 та Mg/Ca 5:1 (параметри в мг-екв). При низькому співвідношенні M/D 1:1 введення магнію було корисним для зниження активності обростання мембран. Рівень забруднення статистично корелює з концентраціями Ca, Mg та Na, причому як Ca, так і Na повішають активність забруднення, Mg знижує схильність до обростання. Загалом із зменшенням забруднення мембрани корелюють: підвищена концентрація магнію, збільшення розмірів пластівців та концентрація позаклітинних полімерних речовин, зменшення концентрації розчинних мікробних продуктів [10].

**Мета роботи** – визначення особливостей міграції іонів кальцію та магнію в системі стічна вода- активний мул-налипання на мембранах-перміат в діючих МБР.

Об'єктом дослідження був мембранний біореактор, що представляє собою двокоридорний аеротенки витіснявач, в якому установлені модулі з половолоконними мембранами ультрафільтрації. Стічні води після усереднювача зосереджено подаються в початок першого коридору аеротенка. Туди ж насосами подається зворотній мул. Далі мулова суміш послідовно проходить перший і другий коридори. В коридорах аеротенка підтримуються аеробні умови, по дну установлена дрібнобульбашкова система аерації. Концентрація розчиненого кисню в аеротенку знаходиться в діапазоні 0,3-8,3 мг/дм<sup>3</sup>. Із кінця другого коридору мулова суміш потрапляє в резервуар з мембранними модулями. Для механічної очистки мембранних модулів повітрям під модулями установлена крупнобульбашкова система аерації. Мулова суміш із мембранного резервуару потрапляє в резервуар зворотного мулу і далі за допомогою насоса в початок першого коридору аеротенка. Очищені води (перміат) насосами перекачуються крізь мембрану і подаються в резервуар перміату.

Визначення гідрохімічного складу стічної води виконували за методиками, рекомендованими нормативними документами України для аналізу стічних вод:

жорсткість, концентрацію  $\text{Ca}^{2+}$  та  $\text{Mg}^{2+}$  – титрометрично з Трилоном Б; лужність – титрометрично з  $\text{HCl}$ .

Усі визначення виконували в 2-3 повторностях, в роботі наведені середні значення.

Визначення концентрації кальцію та магнію в осадах та налипаннях виконували в прожарених пробах активного мулу та налипань за ДСТУ EN ISO 11885:2019 Якість води. Визначення вибраних елементів методом оптичної емісійної спектроскопії з індуктивно зв'язаною плазмою (ICP-OES) (EN ISO 11885:2009, IDT; ISO 11885:2007, IDT) на ІЗП-ОЕС спектрометрі Analytikjena PlasmaQuant PQ 9000 Elite. Метод пробопідготовки: EPA METHOD 3051A Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils на системі мікрохвильової пробопідготовки Milestone ETHOS EASY.

Одержані результати дослідження різних водних середовищ в системі МБР представлені в табл.1.

Таблиця 1 – Концентрація  $\text{Ca}$  та  $\text{Mg}$  в водних середовищах МБР

Досліджений субстрат	Концентрація		Співвідношення $\text{Ca}:\text{Mg}$ (мг-екв/дм <sup>3</sup> )
	Ca	Mg	
Стічна вода	6,49/129,8	0,71/8,52	9,1:1
Перміат	5,56/111,2	2,24/26,9	2,5:1

\*)Примітка: в чисельнику мг-екв/дм<sup>3</sup>, в знаменнику мг/дм<sup>3</sup>

Як видно, після фільтрування рН стічної води дещо підкислюється, що зумовлено, напевно, селективною дією мембрани. За умови чистої, без біологічних налипань, мембрани проводимість протону ( $\text{H}^+$ ) через мембрану вища за проводимість  $\text{OH}^-$  іону (при рН  $\sim 7,0$ ), тому через мембрану в перміат протонів проходить більше ніж гідроксилів, і протони підкислюють його, що спостерігається в динаміці рН. Концентрація кальцію після очистки зменшувалась, а концентрація магнію збільшувалась, залізо повністю вилучалось зі стічних вод. Найвірогіднішими причинами вилучення катіонів зі стічних вод є сорбція активним мулом та затримання мембраною. Щодо катіонів лужно-земельних елементів, то їх перетворення при фільтрування стічної води через ультрамембрану пов'язано, вірогідно, з рухом протонів (протонною проводимістю). Саме видалення протонів з водного середовища перетворює добре розчинні бікарбонати кальцію та магнію в їх малорозчинні карбонати, які осаджуються на мембрані. Тому концентрація кальцію в перміаті

порівняно зі стічною водою дещо зменшується. Це сприяє обростанню мембран. В той час як концентрація магнію в перміаті порівняно з цим показником в муловій рідині збільшується. А співвідношення Са:Мg в стічній воді після ультрафільтрації зменшується. Такий вибірковий переніс іонів магнію зумовлений, вірогідно, селективними властивостями мембрани, більшою розчинністю карбонатів магнію порівняно з карбонатами кальцію, періодом (до чи після промивки мембрани), а також відмінностями вилуговування іонів кальцію та магнію з налипання на мембранах.

Коректніше динаміку катіонів та її чинники можна визначити порівнюючи не тільки концентрацію катіонів в стічній воді але й аніонів – бікарбонатів (лужність). Оскільки стічні води, що надходять в МБР, розбавляються потоком зворотнього мулу та іншими потоками, тому провели обстеження вмісту кальцію та магнію на шляху вихідні стічні води- МБР-перміат (табл. 2).

Таблиця 2 – Динаміка показників в процесі обробки стічних вод в МБР

Показники	Вхідна стічна вода	МБР	Перміат
Жорсткість, мг-екв/дм <sup>3</sup>	8,2	10	8,4
Кальцій, мг-екв/дм <sup>3</sup>	6	6	5
Магній, мг-екв/дм <sup>3</sup>	2,2	4	3,4
Лужність, мг-екв/дм <sup>3</sup>	6,6	3,6	3,0
Співвідношення Са:Мg	2,7:1	1,5:1	1,47:1

Як свідчать представлені дані, порівняно з МБР в перміаті жорсткість води зменшується, відповідно зменшується і лужність, що кореспондується з зазначеним впливом протонної проводимості мембрани на концентрацію бікарбонатів (лужність). Концентрація Са і концентрація магнію зменшуються, співвідношення Са:Мg в перміаті незначно зменшується.

Досліджені налипання на мембранах мали товщину 5-12 мм. В них можна було виділити 2 чітко розмежовані шари: перший на поверхні налипання світло-коричньового кольору (дякуючи наявності сполук феруму) товщиною приблизно 1 мм, другий значно товщий до 11 мм чорного кольору. В налипаннях виявлено дуже високу зольність – 62,2 %. Причому серед зольних елементів надзвичайно переважали сполуки кальцію – до 21 % золи, або 12,7 % сухої речовини налипання. Концентрація магнію становила 0,91% золи, або 0,6% сухої речовини налипання. Особливості накопичення кальцію та магнію в активному мулі й в створюваних ним налипаннях на мембрані, а також кількісні показники вилуговування цих елементів з налипання в водне середовище представлені в табл. 3.

Таблиця 3 – Концентрація Ca та Mg твердих середовищах МБР

Досліджений субстрат	Концентрація		Співвідношення Ca:Mg (мг-екв/кг)
	Ca	Mg	
Активний мул	4750/95000	917/11000	5,2:1
Налипання	10500/210000	758/9100	23,1:1
Інтенсивне вилюговування з налипань			2,2:1

\*)Примітка: в чисельнику мг-екв/кг, в знаменнику мг/кг

Як видно з даних табл. 3, та порівнянні їх з даними табл. 1, 2, співвідношення Ca:Mg при міграції в системі стічна вода-активний мул-налипання на мембранах змінюється: дещо збільшується в активному мулі порівняно з стічною водою (вірогідно, через більшу розчинність солей магнію в активному мулі більш активно накопичується кальцій) і надзвичайно збільшується в налипаннях на мембранах. Таке накопичення зумовлено вже не тільки процесами на мембрані при ультрафільтрації, а хімічними та біохімічними процесами в органічній та неорганічній частині самих налипань, в тому числі процесами вилюговування цих елементів. В експериментальних дослідженнях вилюговувань з налипань на мембранах (табл. 3) було доведено, що Mg вилюговується з налипань активніше за Ca.

Доки налипання на мембрані незначні (після промивки мембрани) в динаміці концентрацій кальцію та магнію при ультрафільтрації домінує вплив процесів з катіонами та аніонами на мембрані: концентрація лужно-земельних катіонів та лужність (концентрація бікарбонату) дещо зменшується. А, коли минає певний час до наступної промивки, то налипання на мембранах починають істотно впливати на ультрафільтрацію, перетворюючи її можливо навіть в нанофільтрацію та додаючи катіони з налипань. Причому рухливість катіонів магнію в налипаннях значно вища за рухливість катіонів кальцію, тому магній активніше переходить через мембрану в перміат і співвідношення Ca:Mg в перміаті зменшується порівняно з стічними водами до фільтрації. Встановлені залежності важливі для технологій, спрямованих на зменшення негативних впливів на фільтруючу здатність мембран в МБР.

### Література

1. Qiblawey Hazim, Judd Simon. Industrial effluent treatment with immersed MBRs: treatability and cost. Water Practice&Technology. <https://iwaponline.com/wst/article-pdf/606313/wst2019318.pdf>. Available online 17 September 2019. pp. 1 – 11.

2. Hoinkisa Jan, Deowan Shamim A., Panten Volker et.al, Membrane Bioreactor (MBR) Technology – a Promising Approach for Industrial Water Reuse. *Procedia Engineering* 33 (2012) 234 – 241.
3. Alvarez-Vazquez, H., Jefferson, B. and Judd, S.J. (2004) Membrane bioreactors vs. conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 79(10), 1043–1049.
4. Aslam Muhammad, Charfi Amine, Lesage Geoffroy, et.al. Membrane bioreactors for wastewater treatment: A review of mechanical cleaning by scouring agents to control membrane fouling. *Chemical Engineering Journal* 307 (2017) 897–913.
5. Hai, F. Ibney., Yamamoto, K., Nakajima, F. & Fukushi, K. (2010) Recalcitrant industrial wastewater treatment by membrane bioreactor (MBR). In S. Gorley (Eds.), *Handbook of Membrane research: Properties, Performance and Applications* (pp. 67-104).
6. Христенко А. М., Юрченко В. О., Мембранні біологічні реактори та практичний досвід їх використання//Науковий вісник будівництва. – Х.: ХНУБА, ХОТВ, АБУ, 2020. – Вип. 2(100). – С. 246-251.
7. Huang, X., Gui, P. and Qian, Y. (2001) Effect of sludge retention time on microbial behaviour in a submerged membrane bioreactor. *Proc. Biochem.*, 36, 1001–1006.
8. Rosenburger, S., Kraume, M. and Szewzyk, U. (1999) Operation of different membrane bioreactors experimental results and physiological state of the microorganisms, *Proceedings IWA Conference Membrane Technology in Environmental Management, Tokyo* 310–316.
9. Ali Reza Pendashteha, A. Fakhru-Razia, Sayed Siavash Madaenic et.al. Membrane foulants characterization in a membrane bioreactor (MBR) treating hypersaline oily wastewater. *Chemical Engineering Journal* 168 (2011) 140–150.
10. Arabi Sara, Nakhla George. Impact of cation concentrations on fouling in membrane bioreactors *Journal of Membrane Science* 343 (2009) 110–118

Юрченко В. О., д-р. техн. наук, проф.;

Ткаченко С. О.,

Христенко А. М.

*Харківський національний університет будівництва та архітектури, м. Харків, Україна*

## **УДОСКОНАЛЕННЯ ВИЗНАЧЕННЯ ТЕХНОЛОГІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК АКТИВНОГО МУЛУ В БІОЛОГІЧНИХ ОЧИСНИХ СПОРУДАХ**

Життєдіяльність активного мулу в біологічних очисних спорудах забезпечує сорбцію забруднень зі стічних вод, деструкцію забруднень і ефективне відділення очищеної рідини від біомаси. Здатність активного мулу утворювати міцні, швидко осідаючі пластівці є однією з основних його властивостей, що використовуються для організації процесу біологічної очистки стічних вод у системі аеротенк – вторинний відстійник [1]. Утворення пластівців обумовлене присутністю в мікробіоценозі активного мулу бактерій, що виділяють біополімери-флокулянти, які з'єднують окремі клітини в агрегати (флоки), здатні укрупнюватися й відділятися від обробленої рідини. Активність цього процесу залежить від багатьох факторів, у тому числі – видового складу мікрофлори й мікрофауни, кисневого режиму, фізико-технічних параметрів і ін. [1, 2]. «Спухання» активного мулу – порушення процесу відділення активного мулу від очищеної стічної рідини, обумовлено інтенсивним розвитком нитчастих мікроорганізмів, внаслідок чого мул втрачає здатність до осадження. Виявлення експлуатаційних впливів, керуючих седиментаційними властивостями активного мулу, і спрямоване їхнє використання дозволить інтенсифікувати біологічну очистку, підвищити її ефективність, надійність і екологічну безпеку [1, 3].

*Таблиця 1 – Критерії для встановлення якості активного мулу [2]*

<b>Показники</b>	<b>Добрий</b>	<b>Середній</b>	<b>Бідний</b>
Структура пластівців	компактна	відкрита	-
Щільність пластівців	щільний	слабкий	-
Форма пластівців	кругла	неправильна	-

Керування седиментаційними властивостями активного мулу включає методи оцінки стану активного мулу на підставі аналізу морфології флоків та популяції нитчастих мікроорганізмів, а також наявності та виду індикаторних найпростіших в активному мулі. Вплив цих показників на якість активного мулу дозволив Д.



Ейкельбуму [2] поділити активний мул за якістю на добрий, середній та бідний (табл.1).

Відомо більше 30 різних видів мікроорганізмів, переважно бактерій, що викликають той або інший ступінь «спухання» активного мулу.. Із цих 30 видів нитчастих бактерій-збудників «спухання» близько 10 видів часто викликають експлуатаційні проблеми на біологічних очисних спорудах. збільшення концентрації нитчастих мікроорганізмів у популяції активного мулу звичайно приводить до зменшення швидкості осадження пластівців, що викликає погіршення мулового індексу аж до «спухання» активного мулу. «Спухання» активного мулу може заподіяти серйозні експлуатаційні проблеми (з них найнебезпечніша високий ризик втрати активного мулу з вихідним потоком очищеної води) й збільшити витрати на очистку стічних вод [3]. Найбільш повна й популярна класифікація нитчастих організмів активного мулу запропонована в роботі [2]. Класифікаційні ключі й характеристика нитчастих бактерій-збудників «спухання» мулу засновані на візуальному спостереженні (мікроскопуванні) нитчастих організмів. В активному мулі за допомогою цих ключів можна визначити 21 вид різних нитчастих організмів

Для седиментації мулу значущими факторами є й морфологічні властивості флоків (розмір, структура, щільність, форма). «Круглі» пластівці осаджується краще, ніж пластівці з неправильною формою, щільні пластівці осаджуються швидше, ніж відкриті скупчення. Характеристики пластівців становлять приблизно 30% показників, необхідних для запропонованої Д. Ейкельбумом схеми діагностування якості активного мулу (табл.1) [2]. Наразі морфологічні характеристики пластівців мають вплив на експлуатаційні характеристики не тільки традиційних аеротенків, але й новітніх біологічних очисних споруд – мембранних біологічних реакторів (МБР). В МБР об'єднуються окисно-деструктивна потужність процесів біологічної очистки з ефективністю мембранної фільтрації [4]. Система МБР дозволяє суттєво підвищити концентрацію активного мулу у споруді, змінити кінетику та інші показники автотрофних і гетеротрофних біохімічних процесів, що протікають у системі, поглибити видалення сполук біогенних елементів. Порушення технологічних характеристик активного мулу (наприклад, седиментаційних властивостей) не призводить до таких масштабних негативних наслідків, як у спорудах із традиційними аеротенками. Проте морфологія пластівців впливає на такий важливий експлуатаційний показник цієї очисної споруди як обростання мембран та падіння швидкості мембранної фільтрації. Чим більше пластівець, тим менше тенденція до налипань та вище швидкість мембранної фільтрації.

Деякі з зазначених морфологічних показників використовуються при гідробіологічному моніторингу стану активного мулу в технологічному контролі процесів очистки на діючих очисних спорудах в Україні. Проте визначення зазначених характеристик проводиться лише якісно, до того ж визначення виконуються лише візуально і носять суб'єктивний характер.

Розроблено комп'ютеризовану методику кількісного визначення технологічних характеристик активного мула з використанням обробки мікрофотознімків мулу в програмному продукті ImadgeJ. Для кожного варіанту дослідження обробляли не менше 10 мікрофотознімків. Досліджували активний мул в налипаннях на мембранах, який відбирали з поверхні (аеробна зона) та в глибині (анаеробна зона). Одержані чисельні характеристики (середні значення) визначених показників представлені в табл.2.

*Таблиця 2 – Морфологічні характеристики пластівців активного мулу, визначені з допомогою розробленої методики*

Активний мул	Морфологічні показники			
	Форма (округлість)	Розмір (Feret), мкм	Об'єм, мкм <sup>3</sup>	Структура (Кф)
Мул з аеробної зони	0,68	5,39	35,43	0,36
Мул з анаеробної зони	0,60	3,91	32,80	0,35

Як видно з представлених даних, пластівці активного мулу з аеробної зони мають значно круглішу форму (максимальне значення коефіцієнта округлості 1,0), більші розміри (за значенням Feret - максимальної відстані між двома паралельними дотичними до частки) та більший об'єм. Необхідно зазначити, що методика дозволяє розрахувати об'єм частки неправильної форми. Структуру пластівця (відкрита чи закрита) розглянули за Кф – об'ємним коефіцієнтом форми, який враховує ступінь неправильності форми. За цим показником досліджувані мули практично не відрізняються, їх структура скоріше закрита і досить компактна. Мул з аеробної зони мав світло коричневий колір, а мул з анаеробної зони – чорний. Зазначені характеристики свідчать про низьку якість активного мулу з анаеробної зони та переважання в ньому не окисних, а відновних процесів.

Розроблена методика необхідна в дослідженнях та випробовуваннях ефективності різних технологічних заходів, що покращують якість пластівців активного мулу в біологічних очисних спорудах. Наприклад, є повідомлення в науково-технічній літературі про позитивний вплив іонів Mg на властивості флоків активного мулу в МБР та зменшення активності налипань на мембранах при додаванні солей цього лужно-земельного металу в стічні води, що оброблюються [5]. Ефективність дії іонів Mg в цих дослідженнях контролювали за величиною швидкості засорення мембран, яку

вираховували за мембранним опором. Морфологічні властивості активного мулу в МБР при цьому не контролювали.

Провели лабораторне дослідження впливу іонів Mg на властивості пластівців активного мулу при контролі морфології пластівців за допомогою розробленої комп'ютеризованої методики. В зразки мулової рідини (100 мл) додавали аліквоту розчину сульфату магнію для збільшення за розрахунком концентрації Mg на 2 та 4 мг/л в варіантах досліді. Після цього мулову суміш аерували, а через 1 годину відбирали зразки для мікроскопіювання та дослідження морфологічних характеристик пластівців активного мулу. Результати досліджень представлені в табл.3.

*Таблиця 3 – Вплив додавання солей Mg на морфологічні характеристики пластівців активного мулу, які визначені з допомогою розробленої методики*

Варіант досліді	Концентрація Mg, мг/л	Морфологічні показники			
		Форма (округлість)	Розмір (Feret) мкм	Об'єм, мкм <sup>3</sup>	Структура (Кф)
1	9	0,68	5,39	35,43	0,36
2	11	0,58	5,44	54,97	0,38
3	13	0,47	8,72	132,75	0,35

Як видно, при додаванні солей магнію в мулову суміш морфологічні показники пластівців активного мулу змінюються. Спостерігається чітка тенденція зменшення округлості, що є негативною зміною. Але розміри та об'єм пластівців із збільшенням концентрації магнію в муловій рідині зростають, причому радикально при переході від концентрації магнію 11 мг/л до 13 мг/л. Вірогідно, що зміни концентрації магнію в діапазоні до 11 мг/л не суттєво впливали на морфологічні характеристики пластівців активного мулу. А от при концентрації магнію 13 мг/л вже спостерігається суттєвий позитивний вплив додавання цього катіону. Структура пластівця (відкрита чи закрита) дещо погіршилась (Кф збільшився) у другому варіанті досліді, проте в третьому варіанті при збільшенні концентрації магнію в муловому середовищі до 13 мг/л Кф зменшився, отже структура покращилась навіть дещо перевершивши цей показник в контрольному варіанті досліді.

Проведені експериментальні дослідження дозволяють зробити наступні висновки:

1. Розроблена методика з використанням обробки мікрофотознімків мулу в програмному продукті ImadgeJ дозволяє кількісно охарактеризувати технологічні показники активного мулу – форму та структуру, які дотепер визначали лише якісно за візуальним спостереженням.

2. Методика розширила контроль розмірів пластівців активного мулу, доповнивши їх більш об'єктивним показником - розрахованим об'ємом частки неправильної форми.

3. За допомогою методики доведено позитивний вплив додавання солей магнію на морфологічні характеристики активного мулу, важливі для обробки стічних вод в аеротенках та МБР.

### **Література**

1. Жмур Н.С. Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками / Н.С. Жмур. – М.: АКВАРОС, 2003. – 512 с.
2. Eikelboom D.H. Process Control of Activated Sludge Plants by Microscopic Investigation. - London: IWA Publishing, 2000. – 163 p.
3. Wanner J. Activated Sludge Bulking and Foaming Control. - Technomic Publishing Co., Inc., USA., 1994 - 327 p.
4. Hazim Qiblawey, Simon Judd. Industrial effluent treatment with immersed MBRs: treatability and cost. Water Practice&Technology. <https://iwaponline.com/wst/article-pdf/606313/wst2019318.pdf>. Available online 17 September 2019. pp. 1 – 11.
5. Arabi Sara, Nakhla George. Impact of cation concentrations on fouling in membrane bioreactors Journal of Membrane Science 343 (2009) 110–118.

**B. S. Panwar**

*Department of Soil Sciences, CCS Haryana Agricultural University, Hisar, India*

**Solmaz Nazafi**

*Academic member, Van Yuzuncu Yil University, Ankara, Turkey*

**O. A. Khliestova**

*1. Department of Material Science, Faculty of Mechanical Engineering, Technical University of Liberec, Liberec, Czech Republic; Department of Primary Science Institute of Modern Technologies*

*2. Pryazovskyi State Technical University, Dnipro, Ukraine*

**Katarzyna Ewa Buczkowska**

*1. Department of Material Science, Technical University of Liberec, Czech Republic;*

*2. Department of Materials Technology and Production Systems, Faculty of Mechanical Engineering, Lodz University of Technology, Poland*

**PLANT AVAILABLE CADMIUM AND NICKEL AFFECTED WITH CHELATING AGENTS AND BIOINOCULATES AFTER HARVEST OF INDIAN MUSTARD (*Brassica Species*) IN SOILS**

<sup>1</sup> Corresponding author: [panwarbss@gmail.com](mailto:panwarbss@gmail.com)

**Abstract:**

Soil is the most basic of all natural resources, is finite non-renewable, being misused as a dumping ground for toxic by-products rich in heavy metals. Heavy metal pollution of soil in all over the world is an alarming and catastrophic situation requiring urgent rejuvenation and decontamination. This has forced the researchers to think of using plants for cleaning of their own support system. «Phytoremediation»; which describes a system wherein plants in association with soil organisms can remove or transform contaminants into harmless and often valuable forms. Laboratory and screen house studies were carried out to evaluate the effect of chelating agent (EDTA @ 2 mmol kg<sup>-1</sup> (5 split doses), FYM, vermicompost and microbial inoculants (*Azotobacter* and *Pseudomonas*, Bio-mix) on post-harvest plant available (DTPA-extractable Cd and Ni) in contaminated sandy loam soils after Indian mustard cop species at Department of Soil Sciences, CCS, Haryana Agricultural University, Hisar, India. The results revealed that post- harvest DTPA extractable Cd and Ni in soil were low in the treatments EDTA and EDTA with microbial inoculants as the plant availability of these metals were increased by EDTA and microbial inoculants to the growing plants, thereby increasing concentration in plant biomass, remains low amounts of Cd and Ni in soils. Additions of chelating agents have been reported to increase Cd and Ni contents

in the solution phase, hence, higher extractability of Cd and Ni due to chelating agents may lead to their increased availability to plants and left-over minimum metals in soil.

**Keywords:** *Bioinoculants, Cadmium, Indian mustard, Nickel, post-harvest, FYM, VC*

## **Introduction**

Phytoremediation and the use of amendments are the two in-situ remediation approaches, that aims to clean or remediate soil from organic and inorganic contaminants by using plants. This purpose can be fulfilled only when the plants with high accumulation ability will grow on a contaminated site. The plant's biomass can be increased by improving the soil chemical, nutritional and microbial properties. Application of organic/biomass amendments or direct addition of organic matter reportedly recovered soil health through improved nutrient status, organic matter, soil aggregation, porosity, and moisture-holding capacity, improved microbial activity, and ultimately enhance plant growth. [1] concluded that in most soils different types of metals are less bioavailable for plant uptake such as Pb, while Cd and Zn are readily bioavailable for plants in some soils. There is a need to make this process more time efficient and beneficial, the addition of chelating agent is required that can speed up this process. Chemical Chelator like EDTA has the capability to boost up the uptake by dissolving components of metals and has proven to enhance the metal accumulation. Addition of EDTA results in increase in plant growth parameters, dry matter stress tolerance index and accumulation of different metals such as Cd, Zn and Pb. Chemically enhanced phytoremediation has been recognized as one of the most beneficial, effective and economically viable method of bioremediation. [5] revealed that the effect of application of amendments, *i.e.*, swine manure, salicylic acid (SA) and potassium chloride (KCl), on translocation of cadmium (Cd) and zinc (Zn) of ornamental sunflower (*Helianthus annuus* L.) grown on a contaminated soil. Manure significantly decreased Cd and Zn concentrations in sunflower. The KCl markedly increased Cd concentrations in sunflower. Additionally, both swine manure and KCl application increased Cd and Zn translocation from root to above ground part. Swine manure and salicylic acid reduced the Cd/Zn ratios in flower of sunflower, while KCl significantly increased the Cd/Zn ratios. Correlation analysis demonstrated that the Cd/Zn ratio in the root of sunflower was affected by K/Na ratio in root and soil available potassium (K) concentration. [6] observed effect of the application of biosolids compost on the mobility of total and plant available (DTPA) fractions of cadmium, copper, lead, and zinc contaminated soil. The overall performance of the various elements in its DTPA forms show greater concentration in upper horizon. In the mobile nutrients, a greater mobility was evidenced in DTPA form if compared to Total fractions. In the horizon

A, the more mobile metals, such as Zn and Cd, evidenced a greater percentage of DTPA/Total fractions in all treatments. The application of compost with or without plant diminished the mobilization of Zn, Cu, and Cd Total, thus limiting a potential leaching to inferior horizons. However, this effect was not observed in the DTPA form. Present study was conducted to observe post-harvest plant available cadmium and nickel after harvest of Indian mustard in artificially contaminated soils treated with organic, inorganic chelating agents and bioinoculants.

## **Materials and methods**

### **I) Collection and Processing of Soil Samples:**

The bulk surface sample (0-15) of a sandy loam soil was collected from the experimental area of the Department of Soil Science, CCS Haryana Agricultural University, Hisar, Haryana. It was dried, ground to pass through a 2mm stainless steel sieve and mixed thoroughly. The processed soil sample was used for laboratory and screen house studies. Its physico-chemical properties are given in sub table I.

### **II) Collection and Processing of Farmyard manure:**

The bulk sample of well decomposed farmyard manure (FYM) was taken from the manure pit of Dairy Farm, CCS Haryana Agricultural University, Hisar. The chemical composition of FYM used is given in sub-Table II.

### **III) Collection and Processing of Vermicompost**

The bulk sample of a well decomposed Vermicompost (VC) from department of Agronomy, CCS Haryana Agricultural University, Hisar. The chemical composition of Vermicompost used is given in sub table III.

### **IV) Screen house Studies:**

Screen house experiments were conducted to study the phytoremediation of nickel (Ni) by mustard (*Brassica juncea* L.) as affected by chelating agents and bioinoculants from metal enriched soil. The experimental details given below:

#### **I. Physico-chemical characteristics of experimental soil**

<b>Properties</b>	<b>Contents</b>
(A) Sand (%)	61.3
(B) Silt (%)	19.0
(C) Clay (%)	18.6
Textural class	Sandy loam
pH (1:2)	8.1
EC <sub>1:2</sub> (dS m <sup>-1</sup> )	0.4
Organic	0.36
CEC [Cmol (P <sup>+</sup> ) kg <sup>-1</sup> ]	12.7
CaCO <sub>3</sub> (%)	0.33
Available nutrients (kg ha <sup>-1</sup> )	

(A) Nitrogen	190.4
(B) P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	17.7
K <sub>2</sub> O	200.6
DTPA extractable metal (mg kg <sup>-1</sup> )	
Fe	38.70
Mn	9.78
Zn	0.48
Cu	0.36
Cd	0.25
Ni	0.92
Pb	1.01
Total Metals (mg kg <sup>-1</sup> )	
Cd	3.15
Ni	11.25

## II. Chemical composition of experimental FYM

Properties	Content
Nitrogen (%)	1.23
Phosphorus (%)	0.61
Potassium (%)	1.90
Organic carbon (%)	29.34
C/N Ratio	24.88
Total metal (mg kg <sup>-1</sup> )	
Ni	4.29

## III. Chemical composition of the experimental vermicompost

Properties	Content
Nitrogen (%)	1.75
Phosphorus (%)	0.68
Potassium (%)	0.93
Organic carbon (%)	16.18
C/N Ratio	11.40
Total metal (mg kg <sup>-1</sup> )	
Ni	34

### V) *Imposition of Treatments:*

The processed soil sample was equally divided into two halves and one half was artificially spiked with Ni using NiCl<sub>2</sub> as a source of Ni. These two bulk soil samples were spread evenly on polythene sheets placed over the raised platform of screen house. Pre-calculated amount NiCl<sub>2</sub> (i.e., 100 mg Ni/250 ml distilled water) were dissolved in distilled water. The solution so prepared were sprinkled over the uniformly spread soils at the rate of 250 ml solution per kg of soil. After sprinkling this solution, the soil samples were covered with plastic sheet for 48 hours to minimize evaporation for proper equilibration. Thereafter the covers were taken off the soils were allowed to dry to workable moisture content. Each



soil sample was thus thoroughly mixed, respread uniformly over the plastic sheet and moistened to near field capacity moisture content using distilled water. This cycle was repeated thrice for proper equilibration and uniform enrichment of both soils with added Ni respectively. The Ni enriched bulk soil samples were then air dried and divided in eight equal lots. One lot was kept as such. Second lot was treated with well decomposed dry farm yard manure (FYM) @ 2% by weight. The third lot was treated with well decomposed dry vermicompost (VC) @ 2% by weight and fourth lot was kept for Ethylenediaminetetraacetic acid (EDTA) treatment @ 2mmol kg<sup>-1</sup> (0.4 mmol daily for 5 days in 5 split dose) at 40 days after sowing (DAS). The remaining four lots were also treated with above said treatments. In addition to those treatments, last four lots were also treated with N<sub>2</sub> fixer (i.e., *Azotobacter sp.*) and Phosphorus solubilizing Bacteria (i.e., *Pseudomonas sp.*) as seed treatment at the time of sowing. FYM and vermicompost @ 2% by weight will mixed uniformly in Ni- spiked soils one week before sowing.

#### **Screen House study:**

##### **Cadmium**

1. Bulk spiked soil with 100 mg Cd kg<sup>-1</sup> soil
2. FYM / vermicompost / chelating agents treatment combinations:
  - A. Control (Non-spiked soil)
  - B. Cd-spiked soil (Cd<sub>100</sub>)
  - C. Cd-spiked soil (Cd<sub>100</sub>) + FYM @ 2%
  - D. Cd-spiked soil (Cd<sub>100</sub>) + vermicompost @ 2%
  - E. Cd-spiked soil (Cd<sub>100</sub>) + EDTA @ 2 mmol kg<sup>-1</sup> soil at 40 DAS (Day after sowing)
3. Bioinoculants treatment combinations:
  - A. Control + PSB + N<sub>2</sub> fixer
  - B. Cd-spiked soil + PSB + N<sub>2</sub> fixer
  - C. Cd-spiked soil + PSB + N<sub>2</sub> fixer + FYM @ 2%
  - D. Cd-spiked soil + PSB + N<sub>2</sub> fixer + vermicompost @ 2%
  - E. Cd-spiked soil + PSB + N<sub>2</sub> fixer + EDTA @ 2 mmol kg<sup>-1</sup> soil at 40 DAS
4. Crop: Indian mustard (*Brassica juncea* L.) variety: Laxmi
5. Number of treatments: 5+5 = 10
6. Replication: 3
7. Number of pots: 10x3 = 30
8. Experimental design: CRD
9. Harvesting stage: Two weeks after chelating agent application

##### **Nickel**

1. Bulk spiked soil with 100 mg Ni kg<sup>-1</sup> soil
2. FYM / vermicompost / chelating agents treatment combinations:
  - A. Control (Non-spiked soil)
  - B. Ni-spiked soil (Ni<sub>100</sub>)
  - C. Ni-spiked soil (Ni<sub>100</sub>) + FYM @ 2%
  - D. Ni-spiked soil (Ni<sub>100</sub>) + Vermicompost @ 2%
  - E. Ni-spiked soil (Ni<sub>100</sub>) + EDTA @ 2 mmol kg<sup>-1</sup> soil at 40 DAS (Day after sowing)
3. Bioinoculants treatment combinations:
  - A. Control + PSB + N<sub>2</sub> fixer
  - B. Ni-spiked soil + PSB + N<sub>2</sub> fixer
  - C. Ni-spiked soil + PSB + N<sub>2</sub> fixer + FYM @ 2%
  - D. Ni-spiked soil + PSB + N<sub>2</sub> fixer + Vermicompost @ 2%
  - E. Ni-spiked soil + PSB + N<sub>2</sub> fixer + EDTA @ 2 mmol kg<sup>-1</sup> soil at 40 DAS
4. Crop: Indian mustard (*Brassica juncea* L.) Variety: Laxmi
5. Number of treatments: 5 + 5 = 10
6. Replication: 3
7. Number of pots: 10x3= 30
8. Experimental design: CRD
9. Harvesting stage: Two weeks after chelating agent application

Five kg capacity earthen pots lined with polythene were used to grow the crop. The polythene lining was provided mainly to avoid leaching of soil solution and interaction of metals with the earthen pots. All, pots were filled with 5 kg of thoroughly mixed air-dried soil. In each pot basal doses of N, P, K, Fe, Mn, Zn and Cu @ 50, 50, 60, 10, 5, 5 and 5mg kg<sup>-1</sup> soil through Urea, KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, MnSO<sub>4</sub>.H<sub>2</sub>O, FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O, ZnSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O, and CuSO<sub>4</sub>.5H<sub>2</sub>O respectively, in solution form @ 500 ml solution in each pot separately. After 24 hours, the nutrient treated soil from each pot was separately taken out, mixed thoroughly and refilled.

Indian mustard (*Brassica juncea* L.), variety Laxmi, was taken as the test crop. Before sowing, half of the total seeds were inoculated with microbial inoculants (*Azotobacter* sps. and *Pseudomonas* sps.). Twenty inoculated seeds of this crop were sown in each pot on 22<sup>th</sup> Oct. 2013.

Thinning was done to 5 plants per pot on 10<sup>th</sup> day of seeding and plants were allowed to grow up to 8 weeks from the date of sowing (i.e., up to blooming stage). The pots were irrigated deionized water as and when required.

In the present study, EDTA, FYM and vermicompost were used as chelating agents. EDTA (Disodium salts) was applied at the rate of 2 mmol per kg soil (0.4mmol daily for 5

days in 5 split doses) in twelve pots filled with the Ni treated soil in 40<sup>th</sup> day of sowing.

Composite soil samples from each pot were taken before sowing and after harvesting of plants with stainless steel tube auger. These soil samples were air dried, ground, sieved and stored in polyethylene bags for their chemical analysis.

#### **VI) Analytical methods and procedures**

Physicochemical soil properties and manure analysis were determined by International Standard methods. In order to determine Ni in plants samples, 0.5 g of ground and well mixed plant material was digested in diacid mixture of nitric acid and perchloric acid in 4:1 ratio. After digestion, the volume was made to 25 ml with double distilled water, filtered and stored in well washed plastic bottles. Nickel was estimated by using the procedure of [2] and All the estimation for Ni in aliquot were made by using Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS) (GBC-932 plus).

#### **Result and discussion:**

##### *Cadmium:*

As described in the previous chapter, the bulk sample was enriched with Cd @100 $\mu$  g g<sup>-1</sup> soil using aqueous solution of CdCl<sub>2</sub>. At the time of sowing of Indian mustard in Cd treated soil (i.e., after 5 weeks of Cd enrichment), DTPA-extractable Cd was 40.67  $\mu$  g g<sup>-1</sup> soil. This suggested that around 60% of added Cd got immobilised at the time of crop sowing.

After the harvesting of the plants from the experimental pots, representative soil samples from different treatment combinations were taken and analysed for DTPA-extractable Cd content. The post-harvest DTPA-extractable Cd content of these samples is given in Table 1 and Fig 1.

The post-harvest soil samples from Cd100 treatment had mean DTPA-extractable Cd of 38.76  $\mu$  g g<sup>-1</sup> soil. In comparison to the initial concentration of 40.67  $\mu$  g of DTPA-extractable Cd in soil, there was decrease of over 2  $\mu$  g g<sup>-1</sup> soil approximately. In FYM and VC treated pots the average concentration of DTPA-extractable Cd was 38.11 and 37.40  $\mu$  g g<sup>-1</sup> soil which is lower to the initial value of 40.67  $\mu$  g g<sup>-1</sup>. In EDTA treated pots, the mean value of DTPA-extractable Cd was 31.57 $\mu$  g g<sup>-1</sup> soil which is 22.38% lower than initial value. In case of bioinoculants treated soil, the values for DTPA-extractable Cd was lower than the treatments which were not inoculated with bioinoculants.

Table 1 – Post-harvest plant available Cd ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) as influenced by different chelating agents and bioinoculants in Cadmium enriched soil

Treatment	DTPA-extractable
Control	1.43
Cd100	38.76
Cd100+FYM	38.11
Cd100+VC	37.40
Cd100+EDTA	31.57
Control+M	1.30
Cd100+M	38.23
Cd100+FYM+M	37.88
Cd100+VC+M	37.02
Cd100+EDTA+M	30.89
CD at 5%	5.11

M: Microbial inoculants, VC : Vermi Compost

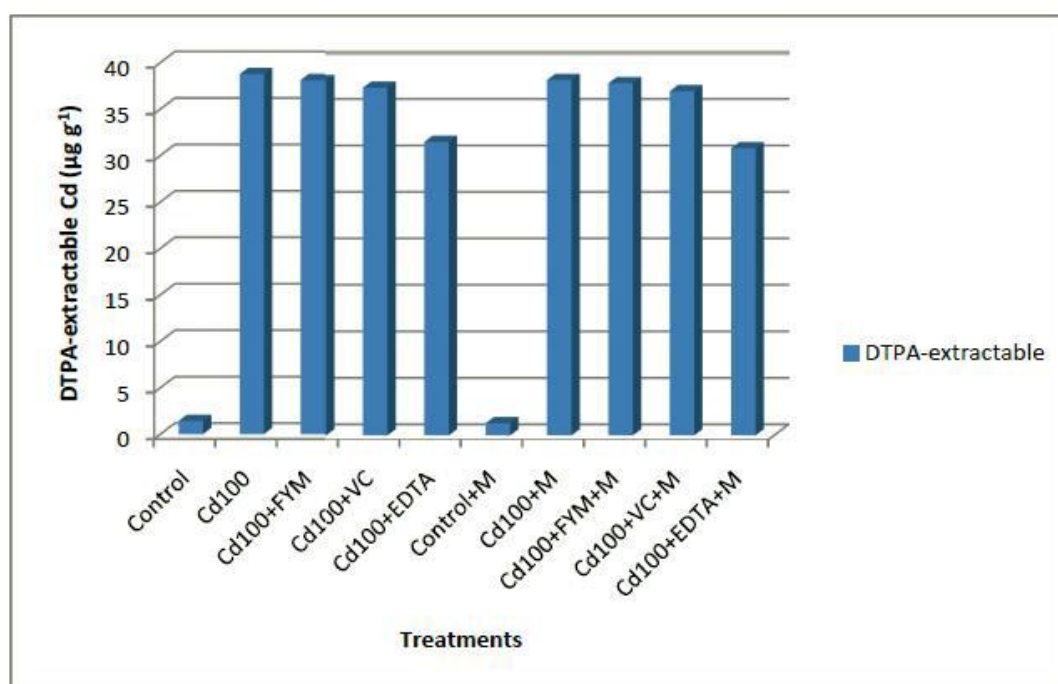


Figure 1 – Post-harvest plant available Cd ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) as influenced by different chelating agents and bioinoculants in Cadmium enriched soil

### Nickel:

As described in the previous chapter, the bulk sample was enriched with Ni @100 $\mu\text{g g}^{-1}$  soil using aqueous solution of  $\text{NiCl}_2$ . At the time of sowing of Indian mustard in Ni treated soil (i.e., after 5 weeks of Ni enrichment), DTPA-extractable Ni was 44.29  $\mu\text{g g}^{-1}$  soil. This suggested that around 60% of added Ni got immobilized at the time of crop sowing.

After the harvesting of the plants from the experimental pots, representative soil samples from different treatment combinations were taken and analyzed for DTPA-

extractable Ni content. The post-harvest DTPA-extractable Ni content of these samples is given in Table 2 and Fig 2.

The post-harvest soil samples from Ni100 treatment had mean DTPA-extractable Ni of

41.82  $\mu\text{g g}^{-1}$  soil. In comparison to the initial concentration of 44.29  $\mu\text{g g}^{-1}$  of DTPA-extractable Ni in soil, there was decrease of over 2.5  $\mu\text{g g}^{-1}$  soil approximately. In FYM and VC treated pots the average concentration of DTPA-extractable Ni was 40.34 and 39.58  $\mu\text{g g}^{-1}$  soil which is lower to the initial value of 44.29  $\mu\text{g g}^{-1}$ . In EDTA treated pots, the mean value of DTPA- extractable Ni was 31.65 $\mu\text{g g}^{-1}$  soil which is 28.54% lower than initial value. In case of bioinoculants treated soil, the values for DTPA-extractable Ni was lower than the treatments which were not inoculated with bioinoculants.

Table 2 – Post-harvest plant available Ni ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) as influenced by different chelating agents and bioinoculants in Nickel enriched soil

Treatment	DTPA-extractable
Control	5.95
Ni100	41.82
Ni100+FYM	40.34
Ni100+VC	39.58
Ni100+EDTA	31.65
Control+M	5.74
Ni100+M	41.29
Ni100+FYM+M	39.11
Ni100+VC+M	38.91
Ni100+EDTA+M	30.72
CD at 5%	5.38

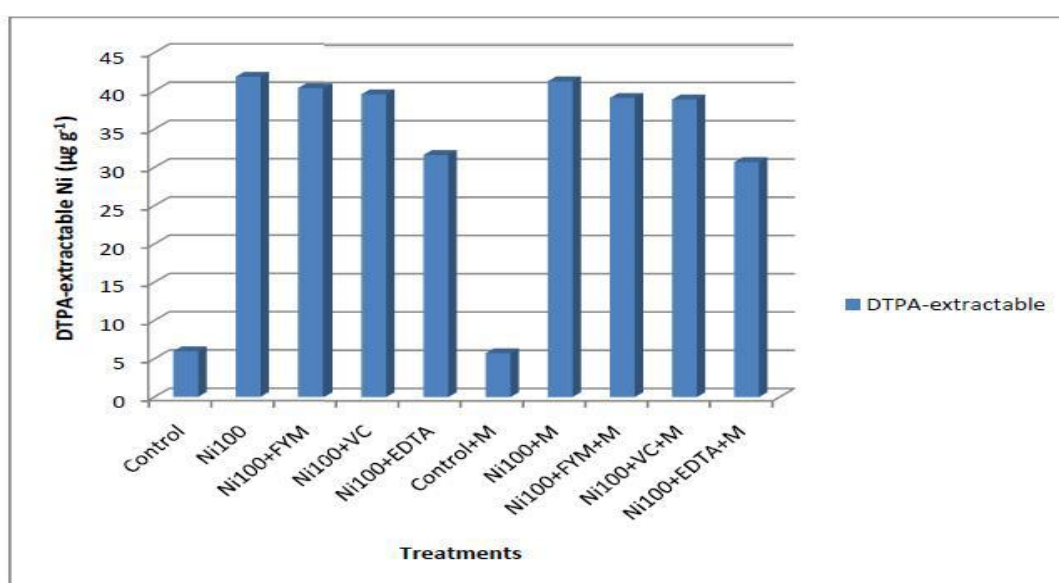


Figure 2 – Post-harvest plant available Ni ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) as influenced by different chelating agents and bioinoculants in Nickel enriched soil

As described in previous chapter in EDTA treated pots, the mean value of DTPA-extractable Cd was 22.38% and Ni was 28.54% lower than initial value. In case of bioinoculants treated soil, the values for DTPA-extractable Cd were lower than the treatments which were not inoculated with bioinoculants. It may be ascribed to the fact that EDTA is a complexing agent (i.e., mobilize for heavy metals) such as decrease in available Cd and Ni at harvest cannot be ascribed to immobilization by clay minerals in soil. Rather addition of these chelating agent has decreased the DTPA (considered to extract mobilized heavy metals) extractable Cd and Ni. Present study is with confirmation of work carried out by [3], [4].

### **Conclusion**

Application of FYM and vermicompost decreased the DTPA-extractable value from initial value but the highest concentration significantly decreased of Cadmium and Nickel in EDTA and EDTA with microbial treatments after harvest the crop.

### **Acknowledgments**

This publication was written at the Technical University of Liberec, Faculty of Mechanical Engineering with the support of the Institutional Endowment for the Long Term Conceptual Development of Research Institutes, as provided by the Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic in the year 2022. The results of the project “Development of a filter to capture heavy metals in combustion processes”, registration number CZ.01.1.02/0.0/0.0/21\_374/0026962, were obtained through the financial support of the Ministry of Industry and Trade in the framework of the targeted support of the “APPLICATION, Call IX”, the Operational Programme Enterprise and Innovations for Competitiveness.

### **References**

- [1] Amauri Ponce-Hernández Paola Lucero PérezcAngel Josabad Alonso-Castrob Candy Carranza-Álvarezc. Phytoremediation: Biotechnological Strategies for Promoting Invigorating Enviros 2022, pages 163-178
- [2] Lindsay WL, Norvell WA. Development of DTPA soil test for Zn, Fe, Mn and Cu. Journal of American Soil Science. 1978; 42(3): 421-8.
- [3] Mishra, S. 2004. Effect of chelating agents, FYM and herbicides on the Phytoextractability of India mustard from Cd enriched soil. *M.sc Thesis*. CCS Haryana

Agricultural University, Hisar, Haryana.

- [4] Panwar, B.S., Kadar, I, Biro, B, Vegh, K.R, Ragalyi, P, Rekasi, M, Marton, L 2011. Phytoremediation: Enhanced Cadmium (Cd) accumulation by organic manure, EDTA and microbial inoculants (*Azotobacter* sp., *Pseudomonas* sp.) in Indian mustard (*Brassica juncea* L.). *Acta Agronomica Hungarica*, 59(2) pp. 101-107.
- [5] Xiu-Zhen H., ZHOU, D.M., LI, D.D. and JIANG, P. 2012. Growth, Cadmium and Zinc Accumulation of Ornamental Sunflower (*Helianthus annuus* L.) in Contaminated Soil with Different Amendments. *Pedosphere*, **22**(5): 631–639.
- [6] Zubillaga, M. S., Emiliano, B. and Raul S. L. 2012. Effects of Phytoremediation and Application of Organic Amendment on the Mobility of Heavy Metals in a Polluted Soil Profile. *International Journal of Phytoremediation*, 14:212–220.

## ЗМІСТ

<b>Гриценко А. В., Васенко О. Г.</b> Проблеми екологічної безпеки України в умовах військової агресії.....	3
<b>Адамова Г. В., Пісня Л. А.</b> Застосування комплексної еколого-аналітичної оцінки впливу системи «автомобіль-дорога-середовище» для виконання завдань відбудови у післявоєнний час .....	7
<b>Аніщенко Л. Я., Горишнякова Я. В.</b> Особливості визначення критеріїв необхідності проведення післяпроектного моніторингу планованої діяльності.....	12
<b>Аніщенко Л. Я., Пісня Л. А., Свердлов Б. С.</b> Обґрунтування та вибір альтернатив для СЕО містобудівної документації в умовах воєнних загроз.....	15
<b>Аніщенко Л. Я., Свердлов Б. С.</b> Післяпроектний моніторинг як складова післяпроектного аналізу.....	20
<b>Аніщенко Л. Я., Свердлов Б. С., Пісня Л. А., Барміна І. В.</b> Урахування кумуляції впливів різних джерел та факторів при оцінці впливу на довкілля планованої діяльності з реконструкції ГСХ Дунай – Чорне море .....	24
<b>Барбашев С. В.</b> Чи потрібно змінювати антропоцентричну парадигму радіаційного захисту біоти при ситуаціях запланованого опромінення.....	31
<b>Бєлоконь К. В., Гордієнко Д. Р.</b> Плазмо-каталітична технологія очищення повітря.....	38
<b>Бурко В. А., Елистратова Н. Ю.</b> Исследование влияния смены сезона на количественный и качественный состав биомассы штормовых выбросов.....	41
<b>Варламов Г. Б., Мітченко І. О., У Цзунянь, Чжан Вейцзе, Цзян Цзяньго</b> Основні економічні та екологічні особливості застосування водню у системах енерговиробництва.....	46
<b>Васенко О. Г., Ієвлєва О. Ю., Брук В. В., Божко Т. В., Верніченко-Цвєтков Д. Ю., Ігнатенко М. Я., Колесник А. М., Клочко Т. О., Міланіч Г. Ю., Старко М. В.</b> Результати комплексного екологічного моніторингу довкілля української частини дельти Дунаю у 2021 році.....	57



<b>Васенко О. Г., Карлюк А. А., Черба О. В.</b> Проведення оперативних заходів дослідження водних об'єктів при виникненні екстремальних екологічних ситуацій.....	67
<b>Васенко О. Г., Міланіч Г. Ю.</b> Аналіз результатів транскордонного екологічного моніторингу української частини дельти Дунаю (2018-2022 рр.).....	71
<b>Васенко О. Г., Старко М. В.</b> Вугор європейський в Україні: аналіз можливостей збільшення його популяції з врахуванням вимог міжнародної ради з дослідження моря (ICES).....	74
<b>Васютинська К. А., Барбашев С. В.</b> Приєднання України до директив Seveso та пропозиції щодо змін системи управління небезпеками техногенних аварій.....	82
<b>Витько В. И.</b> «Грязная бомба» на ЗАЭС.....	92
<b>Волошин В. С.</b> Чи варто шукати «золоті пропорції» Фібоначчі в процесах утворення відходів.....	100
<b>Волошин В. С., Елистратова Н. Ю.</b> Семантические особенности термина «риск». (часть 1).....	111
<b>Волошин В. С., Елистратова Н. Ю.</b> Семантические особенности термина «риск». (предложение к современной интерпретации термина) (часть 2).....	119
<b>Воротинцева Л. І., Панарін Р. В.</b> Екологічні проблеми та моніторинг зрошуваних земель Степу Північного за впливу воєнних дій.....	127
<b>Гончаренко І. О., Таргонський О. О., Пісня Л. А., Оськіна М. В., Цапко Н. С.</b> Експрес оцінка небезпек для людини і довкілля при виникненні пожеж на звалищах побутових відходів під час військових дій.....	135
<b>Дмитрієва О. О., Михайлова С. В., Ємельянов С. П., Туха І. А.</b> «Цвітіння» ціанобактерій як фактор безпеки для здоров'я людини.....	142
<b>Дмитрієва О. О., Цапко Н. С., Колдоба І. В., Лисов Б. В.</b> Застосування методів ДЗЗ для спостереження за процесами евтрофування поверхневих водних об'єктів.....	148

<b>Забара І. І.</b> Саморегуляція активного мулу.....	154
<b>Захарченко Ю. В.</b> Особливості оперативного моніторингу окремої місцевості, де сталася надзвичайна екологічна ситуація.....	162
<b>Зінченко І. В., Бабіч О. В., Шостенко О. Ю., Кононенко К. С., Ангіна Л. С. Цітлішвілі К. О.</b> Сучасні технології очистки стічних вод, які містять органічні сполуки, що важко розкладаються.....	168
<b>Івашура А. А., Борисенко О. М.</b> Сталі рішення для контролю антропогенного забруднення.....	174
<b>Квасов В. А., Черба О. В.</b> Екологічні показники як інструмент для оцінювання техногенного впливу на навколишнє природне середовище.....	179
<b>Клімов О. В., Надточій Г. С., Клімов Д. О., Гайдріх І. М.</b> Аналіз переліків видів тварин України, які мають охоронний статус.....	183
<b>Кондратенко О. М., Бабакін В. М., Краснов В. А., Семикін В. М.</b> Передумови побудови комплексної технології захисту атмосферного повітря при роботі поршневих двигунів внутрішнього згорання.....	191
<b>Маркіна Н. К., Горишнякова Я. В.</b> Оцінка стану складових довкілля в зоні впливу видобувної діяльності Межиріченського гірничо-видобувного комбінату за результатами комплексного моніторингу.....	199
<b>Мельников А. Ю., Калініченко О. О., Волков Ю. В., Мартинюк Д. Т.</b> Методи визначення пріоритетних забруднюючих речовин у масивах поверхневих вод.....	202
<b>Михайлов С. С., Квасов В. А., Варламов Є. М., Палагута О. А.</b> Необхідність впровадження положення про регіональний центр моніторингу навколишнього природного середовища для покращення екологічного стану Харківської області.....	207
<b>Монін В. Л., Хлестова О. А., Альвідас Загорскис</b> Сезонна характеристика рослинної біомаси штормових викидів Білосарайської затоки Азовського моря.....	213
<b>Ольховик Ю. О., Бондар Ю. В.</b> Особливості поведження з радіоактивними відходами малих модульних реакторів NuScale Power Module.....	221

<b>Полозенцева В. О., Юрченко А. І.</b> Щодо впливу бойових дій на стан ґрунтів Донецької області.....	229
<b>Проскурнін О. А., Божко Т. В., Жук В. М., Комариста Б. М., Бендюг В. І.</b> Необхідність врахування комплексних показників якості води в задачах нормування складу зворотних вод.....	236
<b>Єрїкова О. М., Стрельнікова О. О., Пісня Л. А.</b> Нечіткі методи моделювання плескань в резервуарах рідких вуглеводнів для підвищення рівня екологічної безпеки прилеглих територій.....	241
<b>Сидоренко В. Л., Пруський А. В., Єременко С. А., Бикова О. В.</b> Розробка концептуальних основ забезпечення радіоекологічної безпеки.....	245
<b>Солодовнікова Л. М., Тарасов В. О., Маркіна Н. К., Рець Ю. М.</b> Підвищення рівня радіаційної безпеки ІІ секції Сухачівського хвостосховища.....	253
<b>Старко М. В.</b> Оцінка ролі біологічної меліорації у покращенні екологічного стану Дніпровських водосховищ по розвитку в них планктонних угруповань.....	256
<b>Старко М. В.</b> Оцінка якості водного середовища харківських річок Уди та Лопань за макрозообентосом.....	263
<b>Степова О. В., Корнішина А. В.</b> Аналіз забруднення атмосферного повітря від автомобільного транспорту (на прикладі Шевченківського району м. Полтава).....	269
<b>Степова О. В., Гах Т. О., Тягній Л. М.</b> Дифузне забруднення біогенними елементами (азот, фосфор) річки Ворскла в м. Полтава.....	274
<b>Ткаченко Т. М., Мілейковський В. О., Ткаченко О. А.</b> «Зелені конструкції» - перспективна біотехнологія післявоєнного відновлення будівель.....	281
<b>Уберман В. І.</b> Гармонізація українського регулювання скидання забруднювальних речовин з екологічним законодавством Європейського союзу.....	289
<b>Христич О. В., Кустов М. В., Микуленко А.</b> Відходи – джерело додаткових ресурсів при отриманні будівельних матеріалів...	297

<b>Цапко Ю. Л., Водяк Я. М.</b> Відновлення екосистемних послуг ґрунтів, зруйнованих внаслідок військових дій, шляхом вирощування міскантусу гігантського.....	300
<b>Цапко Н. С., Сорокіна К. Б., Телюра Н. О., Ломакіна О. С., Лукашевич Д. С., Миргород О. В.</b> Технології та інструменти організації природоохоронної діяльності та сталий розвиток.....	309
<b>Чернишенко Г. О., Самохвалова А. І., Левашова Ю. С.</b> Сучасні рішення утилізації відходів на прикладі Німеччини.....	314
<b>Чумаченко С. Н., Луньова О. В., Пиріков О. В., Дерман В. А.</b> Обґрунтування методологічних підходів до створення адаптивної системи екологічного моніторингу районів ведення бойових дій.....	318
<b>Чумаченко С. М., Пісня Л. А., Дерман В. А., Савченко І. О., Карпенко М. І.</b> Програмно-апаратний комплекс екологічного моніторингу затоплення вугільної шахти з використанням сучасних інформаційно-телекомунікаційних технологій...	328
<b>Юрченко В. О., Авдієнко І. А., Сєроглазов В. М., Дем'яненко К. В.</b> Визначення екологічної небезпеки викидів сірководню з нафтопасток водного господарства підприємства з видобутку нафти.....	333
<b>Юрченко В. О., Мельнікова О. Г., Христенко А. М.</b> Визначення технологічних характеристик активного мулу в біологічних очисних спорудах.....	338
<b>Юрченко В. О., Ткаченко С. О., Христенко А. М.</b> Удосконалення визначення технологічних характеристик активного мулу в біологічних очисних спорудах.....	344
<b>B. S. Panwar, Solmaz Nazafi, O. A., Khliestova, Katarzyna Ewa Buczkowska</b> Plant available cadmium and nickel affected with Chelating agents and bioinoculates after harvest of Indian mustard ( <i>Brassica Species</i> ) in soils.....	349