

DOI: 10.34132/ers.2024.01.02.06.
УДК 628.386

Случак О. І.,
Старший науковий співробітник
Науково-дослідна частина
Чорноморський національний університет імені Петра Могили
E-mail: slu40k@gmail.com
ORCID <https://orcid.org/0000-0001-5051-0648>

Случак О. І.,
Аспірантка, кафедра екології
Чорноморський національний університет імені Петра Могили
E-mail: ill69mill@gmail.com
ORCID <https://orcid.org/0000-0002-4065-7707>

СИСТЕМА РЕКУЛЬТИВАЦІЇ ВОДОЙМ, ЗАБРУДНЕНИХ ВНАСЛІДОК ПІДРИВУ КАХОВСЬКОЇ ДАМБИ НА ПРИКЛАДІ БУЗЬКОГО ЛИМАНУ

В статті розглянуто стан Бuzького лиману після підриву дамби Каховської ГЕС. Визначено, що протягом останніх місяців екологічний ризик від забруднення біогенними речовинами знаходиться на рівні 0,52-0,91 та може бути класифікований як небезпечний та дуже небезпечний. Проаналізовано динаміку зниження екологічного ризику та розроблено прогноз, який дозволив визначити приблизний термін зниження ризику до прийняттого рівня це від 20 до 74 місяців за показниками БСК-5 та від 16 до 54 місяців за показниками ХСК. Створено методологію та розраховано потенційні можливості Бuzького та Дніпро-Бuzького лиману з асиміляції викинутих 1600 тис тонн забруднюючих речовин, що при найкращих умовах становить близько 13 місяців вегетаційного періоду (разом з біологічною зимою 17 місяців), що цілому відповідає розрахункам по ризику. В той же час не варто забувати про збереження регулярних забруднюючих факторів, що не тільки не зникли, а і місцями підвищили свій шкідливий вплив, тому цей термін може бути значно більшим. Визначено типологію та біопродуктивність фітопланктону та запропоновано використовувати світлові колодязі для підвищення зони його життєдіяльності. Запропонована конструкція світлового колодязя теоретично дозволить підвищити можливість екосистеми до самоочищення на 30-50%. Також оцінено можливості аерації для забезпечення бактеріальної переробки органіки. Аератор має значно вищий потенціал з локалізації та очищення забруднень та може підвищити швидкість самоочищення локальної екосистеми в 1,5-3 рази залежно від розміру бульбашок. Ступінь використання кисню при аерації залежить від розміру бульбашок та становить від 6-7% при розмірі бульбашок 5-6 мм, 8-12 при розмірі 2-2,5 мм та до 15% при розмірі 200-500 мкм в дифузорах. Комбінування підходів з освітленням та аерацією не тільки може сильно підвищити темп рекультивації забруднених водойм, а і може мати художню та культурну цінність як підводний арт-об'єкт. Як результат, отримано базові показники, на які можна спиратись при розробці стратегії активного втручання людини для пришвидшення відновлення постраждалих від російської агресії водойм пониззя Дніпра.

Ключові слова: екологічний ризик, біоекстракція, фітопланктон, аерація, світловий колодязь, наслідки екоциду.

Вступ. Забезпеченість прісною водою українців є дещо нижчою за світовий стандарт (1045 м³ на людину за індикатором водного стресу Фалькенмарк [1] означає близькість до дефіциту води при нормі від 1700 м³). При цьому у південному регіоні України, навіть до терористичного акту, здійсненого російськими окупантами на каховській ГЕС, проблема деградації водних екосистем підсилювалась факторами зарегулювання басейнового стоку в умовах стійкого зменшення показників водності, збіднінням видового різноманіття гідробіонтів, змінами клімату та необ'єктивністю існуючої системи нормування антропогенного навантаження, яка регламентує якість ресурсу з точки зору споживання людиною, а не критерії забезпечення екологічної безпеки для природного комплексу цілому.

В результаті навмисного підриву російськими окупантами дамби Каховської ГЕС 6 червня 2023 року відбулось скидання понад 14,7 км³ води [2] та було затоплено і частково зруйновано 63447 га лісів та 587691 м² ґрунтів [3]. При цьому маса забруднюючих речовин, що потрапила до водних об'єктів нижньої течії Дніпра та північної акваторії Чорного моря досягає близько 1600000 тонн.

Біоремедіація є найбільш продуктивним методом, що за рахунок біоекстракції органічних речовин дозволить пришвидшити процеси очищення води та запобігти масовій загибелі гідробіонтів. В ході даного дослідження буде визначено рівень екологічних ризиків, спричинених органічним забрудненням та спрогнозовано потенційні можливості рекультиваційних заходів з застосуванням фітопланктону та аерації.

Постановка проблеми

В світовій практиці оцінка проблематики потреб в водних ресурсах тісно пов'язана з кліматичною політикою та моделлю WEF (water-energy-food) [4]. Проблема рукотворних техногенних катастроф має низьке охоплення, адже такі злочинні дії є досить рідкісними в світовій практиці. В той же час, аналогічні випадки, викликані землетрусами, або конструктивними недоліками гідротехнічних споруд дають досить широку статистику для прогнозування наслідків підриву Каховської ГЕС.

Прогнозування ускладнюється унікальністю лиманних екосистем Півдня України, що знижує прогнозованість наслідків різкого підвищення прісності води для пристосованих до солонкуватої води Дніпро-Бузького лиману гідро біонтів.

Втручання людини в подібних випадках могло б значно прискорити оновлення природних екосистем та зберегти рівновагу, порушену влаштованим росіянами екоцидом.

Проте, в світовій практиці не зафіксовано інших заходів з очищення річок, окрім фізичного та хімічного видалення забрудників, як то збір сміття та уловлювання нафтових плям. Такі заходи в нижній акваторії Дніпра є сильно ускладненими через бойові дії, замінованість та винесення забрудників до Чорного Моря течією.

Відповідно, розроблюваний комплекс заходів матиме перспективи тільки після завершення війни, а також як елемент локальних дій в точках господарського та питного водозаборів.

Мета та методи дослідження

Метою дослідження є розробка комплексу заходів з рекультивації водних об'єктів, забруднених внаслідок підриву Каховської ГЕС..

Об'єкт дослідження: БСК та ХСК як індикатори органічного забруднення вод.

Предмет дослідження: перспективи біоекстракції та аерації як заходів для очищення вод річкових екосистем в точках водозабору та скиду зворотніх вод.

Основні завдання дослідження:

1. Оцінити екологічні ризики від органічного забруднення вод в нижній течії Дніпра (зокрема Бузького лиману) за показниками ХСК та БСК;
2. Змодельовати можливості самоочищення Бузького лиману через біоекстракцію фітопланктоном;
3. Розробити систему пристроїв та заходів для відновлення сталого стану водної екосистеми Бузького лиману;
4. Спрогнозувати перспективи застосування розробленої системи як частину портової та водогосподарської інфраструктури. .

В основі дослідження є припущення, що заходи з аерації в комплексі з освітленням товщі води для забезпечення просторового розподілу фітопланктону дозволять пришвидшити самовідновлення водних екосистем після каховського екоциду. Для цього використано статистику вимірювань до екоциду, результати безпосередніх замірів ХСК та БСК біля одного з питних водозаборів Бузького лиману та розроблену авторами спрощену модель .

Результати дослідження

Першим кроком в даному дослідженні є визначення екологічних ризиків, викликаних потраплянням 1 млн 600 тис тонн органіки до водної екосистеми.

Враховуючи те, що об'єм вод Дніпро-Бузького лиману становить біля 3 км³, це концентрація забрудників, в основному органічного походження біля 530мг/дм³, що перевищує норму (50 мг) в понад 10 раз.

В розрахунку застосовувалась методика [5], де всі показники ризику, крім тих, для вихідних значень яких ГДК є мінімальним значенням (розчинений кисень та рН), розраховувались за формулою 1.

$$R_{nc} = 1 - \exp (\ln (0,84) / MPC \times C_s \times C_r) , \quad (1)$$

де R_{nc} – ймовірність розвитку токсичних ефектів, **потенційний ризик**;

C_s – концентрація речовини у питній воді, мг/дм³;

MPC – гранично допустима концентрація, мг/дм³;

C_r – коефіцієнт запасу (для всіх 10, для свинцю – 3, для канцерогенів - 100).

Межі потенційного ризику визначаються так:

- 0–0,020 – прийнятний;
- 0,021–0,160 – задовільний;
- 0,161–0,500 – незадовільний;
- 0,501–0,840 – небезпечний;
- 0,841–1 – надзвичайно небезпечний.

При підстановці цих даних, отримуємо рівень екологічного ризику 1 – надзвичайно небезпечний.

Реальні показники було визначено, спираючись на дані вимірювань по ХСК та БСК на одному з питних водозаборів.

Таблиця 1. – Значення екологічного ризику за БСК-5 та ХСК

Місяць	БСК-5 min	БСК-5 max	ХСК min	ХСК max	Екол ризик за БСК min	Екол ризик за БСК max	Екол ризик за ХСК min	Екол ризик за ХСК max
Червень 2023	2,97	3,66	24,7	44,12	0,822023	0,880819	0,57739	0,785296
Липень 2023	2,56	4,8	24,1	51,02	0,774134	0,938558	0,568455	0,83121
Серпень 2023	3,3	4,26	25,2	50,2	0,853083	0,915906	0,584695	0,826314
Вересень 2023	3,3	4,5	22	56,3	0,853083	0,926854	0,535668	0,859594
Жовтень 2023	2,6	3,6	24,7	53,6	0,779325	0,87659	0,57739	0,845733
Листопад 2023	2,07	3,48	21,2	48,27	0,69972	0,867676	0,522532	0,814223
Грудень 2023	1,77	3,4	21,2	35,29	0,642523	0,861378	0,522532	0,707879
Січень 2024	2,1	4,05	22,2	49,06	0,70491	0,90499	0,538895	0,819271
Березень 2024	1,41	3,4	22,2	35,57	0,559331	0,861378	0,538895	0,710717

Аналізуючи графіки (Рис 1) ми можемо визначити, що всі показники крім останнього мають тенденцію до поступового зниження.

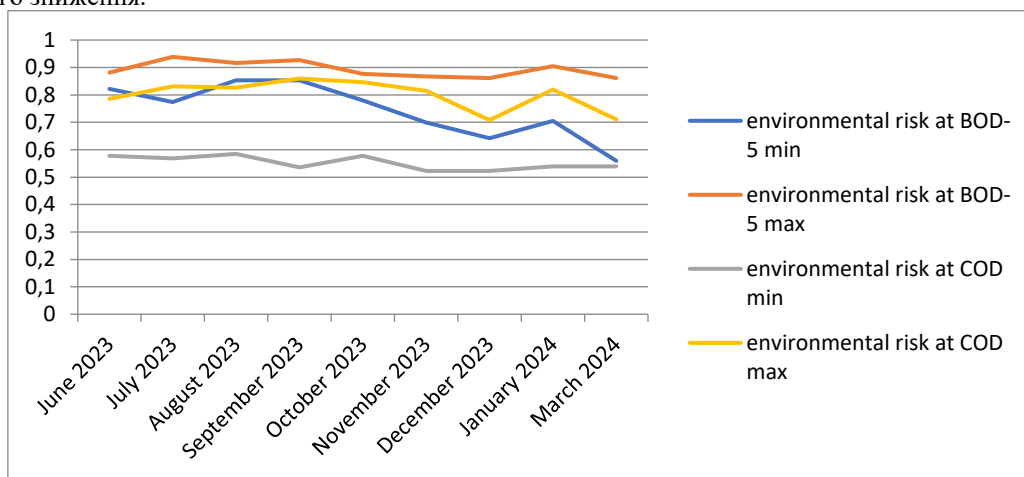


Рис 1. Динаміка ризиків від органічного забруднення водойм в перші місяці екоциду
Для прогнозування було здійснено їх аналіз в програмному пакеті Curve Expert.

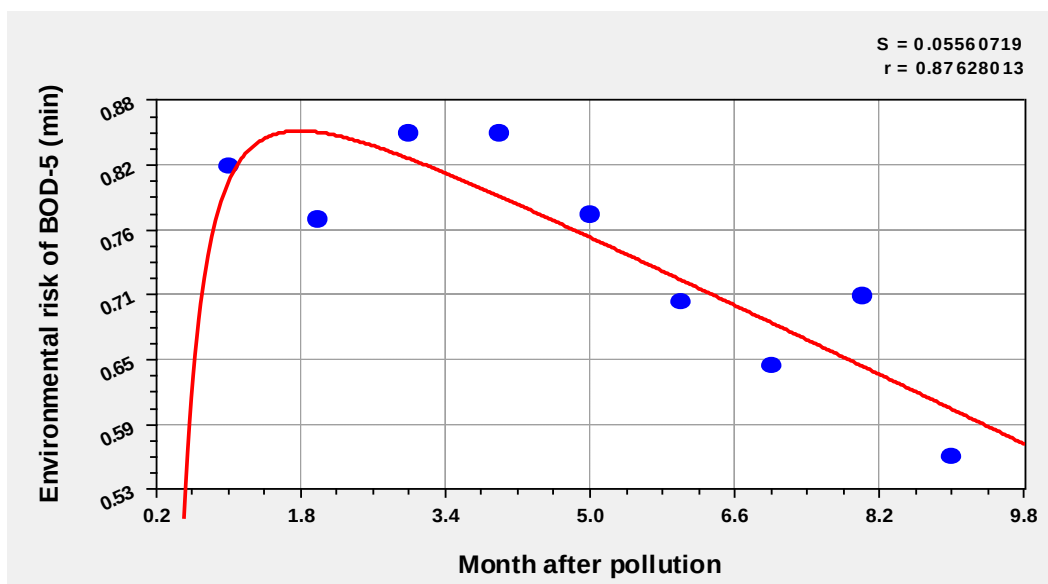


Рис 2. Зміна ризику за БСК-5 мінімальним

Як результат отримуємо дещо змінену квадратичну функцію, що носить назву теплоємної моделі (Heat Capacity Model) (1).

$$ER_{BCO-5(\min)} = 0.96 - 0.04T - \frac{0.113}{T^2}, \quad (1)$$

Де T – період в місяцях, $ER_{BCO-5(\min)}$ – екологічний ризик за мінімальним показником БСК-5.

Інструмент прогнозування даного програмного пакету дозволив визначити період (Рис 3) за який ризик досягне верхньої планки задовільного діапазону значень. Цей термін становить 20,2 місяці за умови, що динаміка зниження не зміниться.

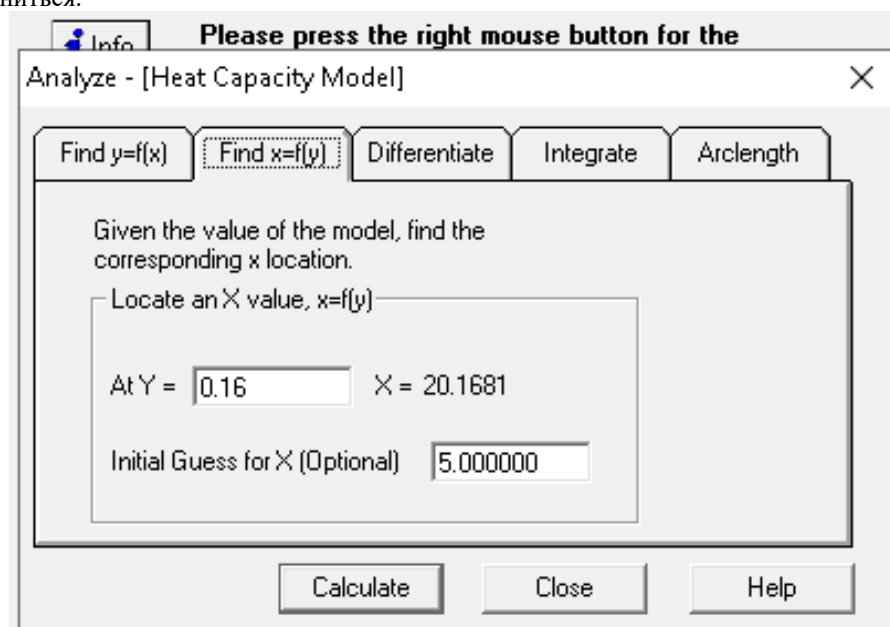


Рис 3. Прогнозний період досягнення задовільного рівня ризику

Аналогічний розрахунок за БСК-5 максимальним (Рис 4) дає функцію того ж типу (2).

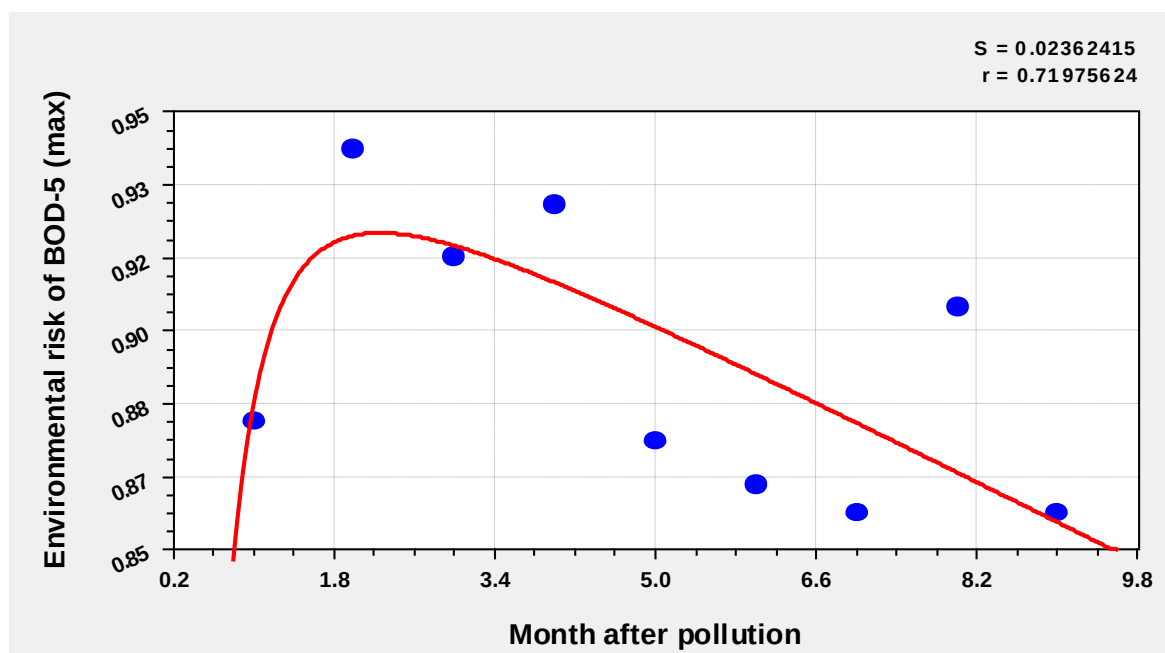


Рис 4. Зміна ризику за БСК-5 максимальним

$$ER_{BCO-5(\max)} = 0.96 - 0.012T - \frac{0.06}{T^2}, \quad (2)$$

Проте прогноз цього разу є менш втішним та становить 74 місяці (Рис 5).

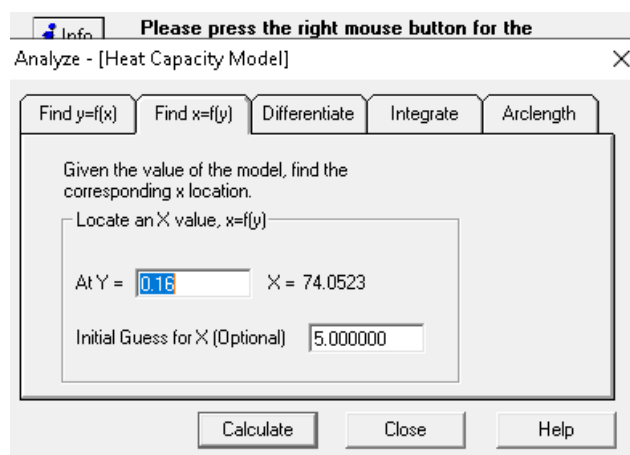


Рис 5. Прогноз оптимізації ризику

В випадку з ХСК, ми маємо квадратичну (3) функцію (Рис 6), що дає куди більш повільне зниження в 54 місяці (Рис 7).

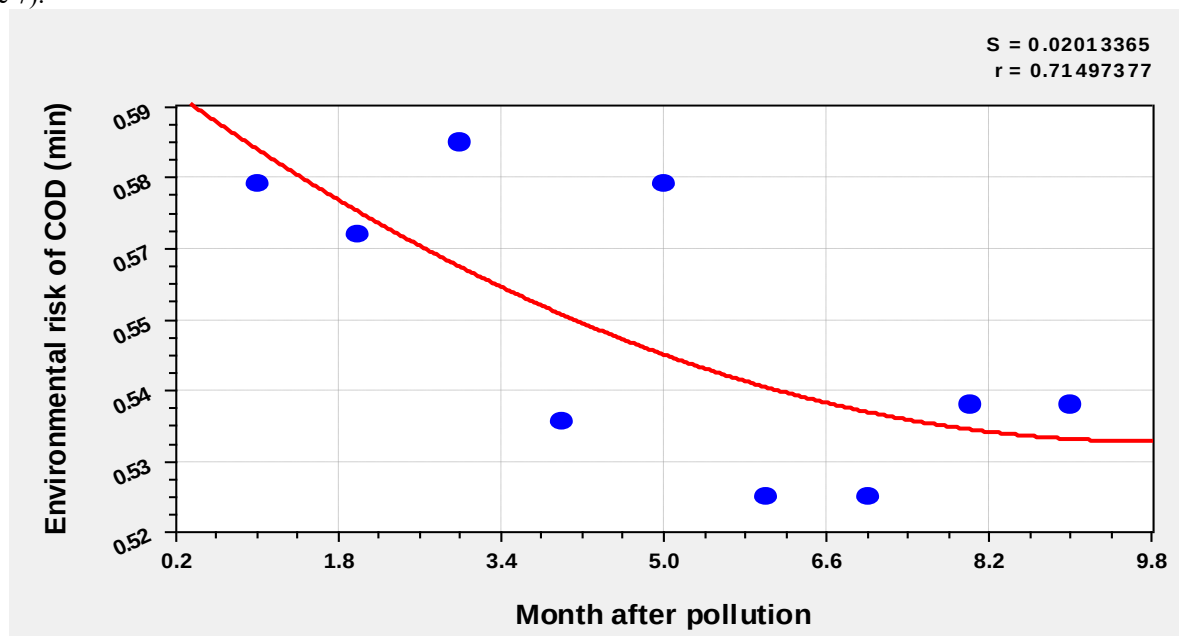


Рис 6. Зміна ризику за мінімальними значеннями ХСК

$$ER_{CCO(\min)} = 0.596 - 0.013T + 0.0007T^2. (3)$$

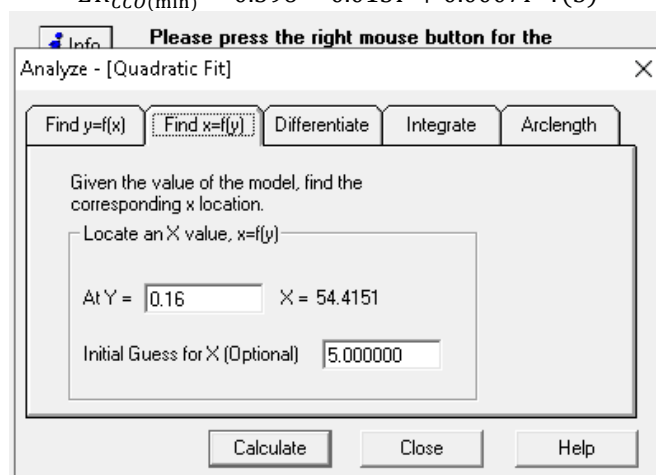


Рис 7. Прогнозне значення періоду оптимізації ризику

Аналіз таких значень для ХСК (Рис 8) також дає квадратичну функцію (4).

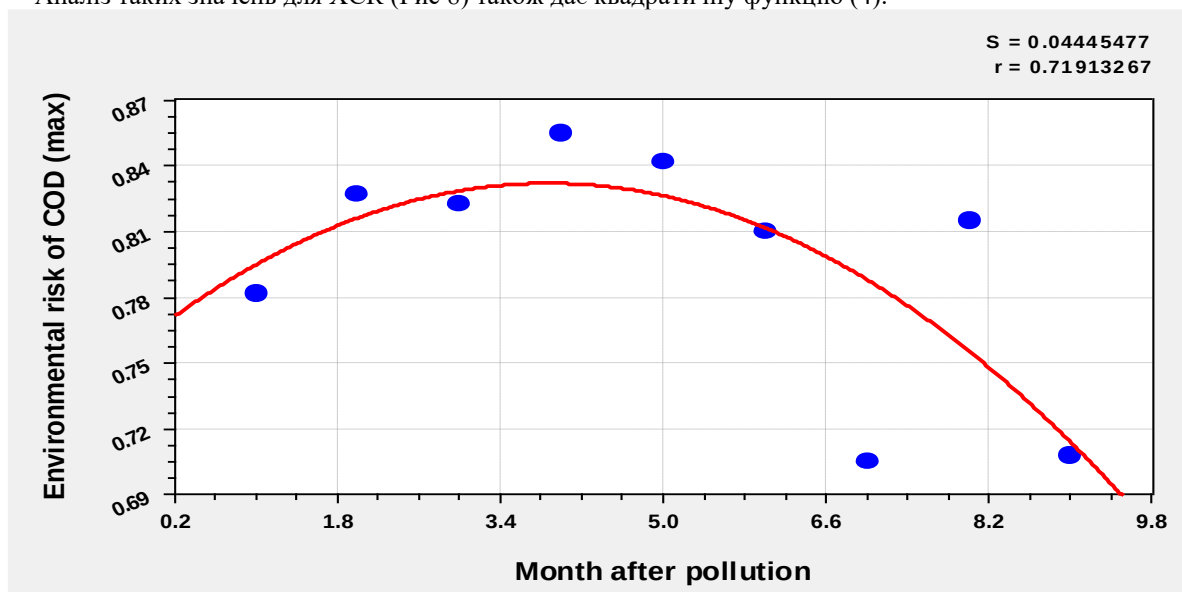


Рис 8. Екологічний ризик за максимальними значеннями ХСК

Цього разу падіння ризику настільки стрімке, що задовільний рівень може бути досягнуто за 16 місяців (Рис 9).

$$ER_{CCO(\min)} = 0.768 + 0.035T - 0.0045T^2. (4)$$

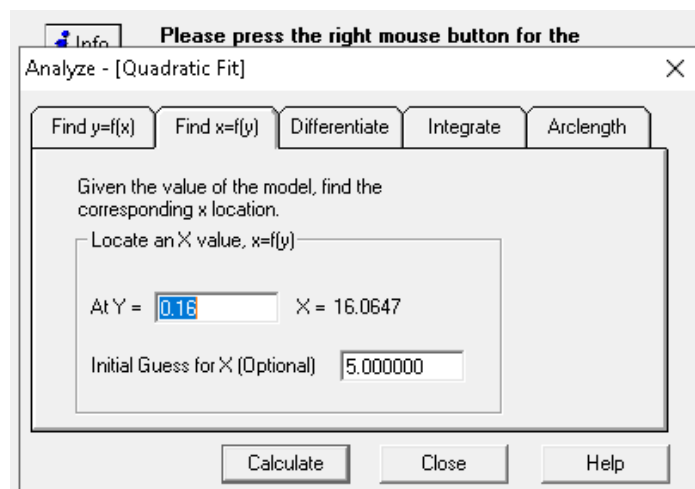


Рис 9. Прогнозне значення періоду оптимізації ризику

Відповідно, аналіз екологічного ризику та його динаміки в перші місяці після підриву дамби Каховської ГЕС демонструє, що в умовах Бузького лиману наразі присутній надзвичайно високий та високий рівень ризику через органічне забруднення. Період його переходу до задовільного рівня при існуючій динаміці прогнозується від 20 до 74 місяців за показниками БСК-5 та від 16 до 54 місяців за показниками ХСК.

Для аналізу можливостей з прискорення процесів самоочищення варто почати з аналізу потенційних можливостей фітопланктону до виносу органічних речовин.

Такий розрахунок можливо провести згідно із закономірністю Редфілда. Це ключовий показник для NCP-стехіометрії. Значення 106(C):16(N):1(P) вважається оптимальним.

На запит компанії "Спіруліна ЛТД" були надані дані про використання добрив на одиницю маси при вирощуванні спіруліни в резервуарах – 200 мг/г сухої речовини азоту. Таким чином, розрахунки відповідно до закономірності Редфілда вказують, що споживання фосфору буде 12,5 мг/г сухої речовини, а поглинання вуглецю складе 1325 мг/г сухої речовини.

Відсоткове співвідношення фітопланктону в біомасі Бузького лиману (Рис 10) по обрахунку їх основних відділів – Cyanophyta (ціанобактерії) 14%; Bacillariophyta (діатомові водорості) 43%; Chlorophyta (зелені

водорості) 16%; Euglenophyta (евгленоїди) 7%; Dinophyta (динофлагеляти) 17%[6]; Cryptophyta (криптофіти), Chrysophyta (хризоліти, золоті водорості) та ін сумарно 3%.

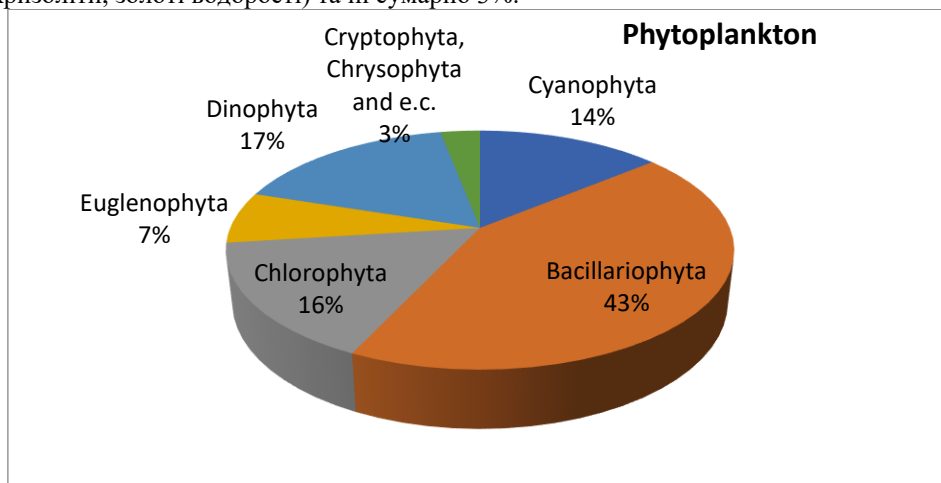


Рис 10. Співвідношення фітопланктону в біомасі Бузького лиману

Визначаємо, що в умовно ідеальному середовищі біореакторах [7] на літр середовища отримано продуктивність найпоширеніших груп Chlorophyta в 0,525 г/добу, або 0,021875 г/год. Для Cyanophyta такий приріст становив близько 0,49 г/добу, або 0,02042г/год. Euglenophyta дала приріст 0,81 г/добу при подвоєному освітленні.

За розробленою раніше енергетичною моделлю [8] 1 г органічної речовини фітопланктону є рівним 21,35527 кДж енергії або 1,5 г кисню, що дає біомасу 5776,40389 г/м² за вегетаційний період в 8 місяців.

Відповідно, при площі Бузького лиману в 162 км², ми маємо загальну біопродуктивність фітопланктону 935776800000 г або 935776,8 тонн біомаси, здатної екстрагувати та депонувати з атмосфери 1239904,26 тонн вуглецю, поглинути з води 187155,36 тонн азоту, 11697,21 тонн фосфору.

В рамках Дніпро-Бузького лиману, площею 800 км², може бути засвоєно біля 924224,622 тонн азоту та 57764,0389 тонн фосфору за вегетаційний період та депоновано 6122988,12 тонн вуглецю.

Це означає, що на місяць поглинається 115528,078 тонн азоту та 7220,50486 тонн фосфору. Таким чином на поглинання природним шляхом тільки органічних речовин, які потрапили до лиману внаслідок російського теракту потрібно 13 місяців вегетаційного періоду тобто тільки теплих місяців. В той же час продовжують існувати інші фонові фактори, як антропогенне забруднення, змивання внаслідок ерозії та ін., що ускладнюватиме процес.

Дані, наведені в дослідженні [9] вказують на те, що загальний об'єм скинутих стічних вод складає 210-250 млн. м³. При цьому на одну людину припадає в середньому 2,56 кг мінеральних сполук азоту та 0,6 кг мінеральних сполук фосфору на рік. Тоді для очищення таких обсягів, наприклад від міста Миколаєва, враховуючи тимчасовий виїзд близько 40% населення через війну та приблизну чисельність в 500000, маємо: 7,68·10¹¹ мг азоту та 18·10¹⁰ мг фосфору, для асиміляції яких потрібно 3840 тонн водоростей по азоту та 14400 тонн для фосфору. Враховуючи добовий приріст в 1 г/л, за рік для нейтралізації всього фосфору потрібен об'єм 10520547,95 л або 10520,6 м³, що при середній глибині Інгулу 1,2 м [10] в ділянці, де розміщені Галіцинівські очисні споруди потребує 8767,2 м² площі. При цьому через те, що за концентрації вище 4 г/дм³ фітопланктон сам себе затінює, можливість вирощування його в таких обсягах є неймовірною. Реальний показник відрізнятиметься від лабораторного приблизно вдвічі. Природа експлуатує приблизно 40-60 см глибини, тобто до половини об'єму. При доставці світла на глибину можна підвищити ККД цього процесу майже вдвічі.

Відповідно, частково очищені стоки можна використовувати як субстрат для вирощування олійних мікро водоростей. На жаль, мікро водорості з високим вмістом білку, до яких належить спіруліна є непридатними для біопалива, проте хлорела, здатна продукувати 29% олії від своєї маси, зберігаючи певну універсальність як кормова культура та джерело етанолу/біогазу і ін. Звичайно є більш спеціалізовані культури на зразок Ганцкії (DI-160) – 66% маси та Шизохітрію – 50-77% маси. Умови їх вирощування мало відрізняються, тому беремо за основу попередні розрахунки.

Тоді, зважаючи на те, що біопаливо з олії отримується в обсязі 1 до 1, ми маємо перспективу отримувати 4176 тонн біопалива на рік за умов, що склались через виїзд 40% населення, при вирощуванні на даному субстраті хлорели. При цьому 71 біомаси лишається сировиною для отримання біогазу або перегонки в біоетанол, який є другим компонентом для отримання біопалива (олія, етанол та каталізатор).

Ганцкія дає вихід 9504 тонни біопалива та 34% маси сировини, а Шизохітрію – 7200-11088 тонн.

Так як через самозатінення фітопланктон освоює тільки перші 60 см глибини, а перемішування, аналогічне до промислового вирощування спіруліни не можливе в умовах рекультивції природних водойм, пропонується

застосовувати світлові колодязі [11] у вигляді трубок з дзеркальною поверхнею всередині, розміщених на відстані 40 см від дна з проміжком в ті самі 40 см. Це теоретично дозволить підвищити можливість екосистеми до самоочищення на 30-50% за рахунок розширення зони де відбувається фотосинтез.

Суть розробки полягає в тому, що пристрій містить: Фокусуючу установку у вигляді дзеркала Френеля (1), світловід (2), з'єднаний з гідроізолюваною трубою, що покрита в середині світловідбиваючою плівкою (3), з закритими прозорим ковпаком отворами діаметром 30 см для розсіювання світла на відстані 50 см одне від одного (4).

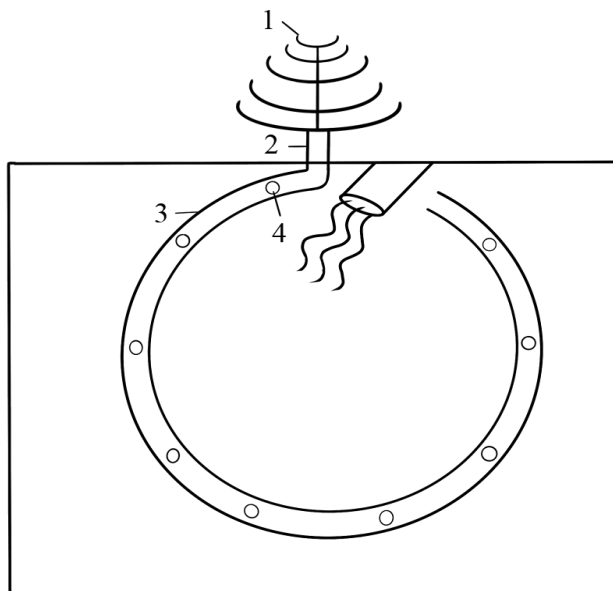


Рис 11. Світловий колодязь для прискорення самоочищення водойм

Другий, більш ефективний спосіб, який цілком можна комбінувати з попереднім – стандартна аерація, як на очисних спорудах.

Суть розробки полягає в тому, що пристрій містить: джерело живлення (1), установку для закачування повітря (2), гнучку магістральну трубу з великою кількістю отворів діаметром 5-6мм (3), гнучкі радіальні труби, направлені до центру витоків з отворами до 2-2,5мм (4), гідроізолювану проводку (5) та малі ультразвукові динаміки частотою 35-45 кілогерц (6), що покривають дані труби.

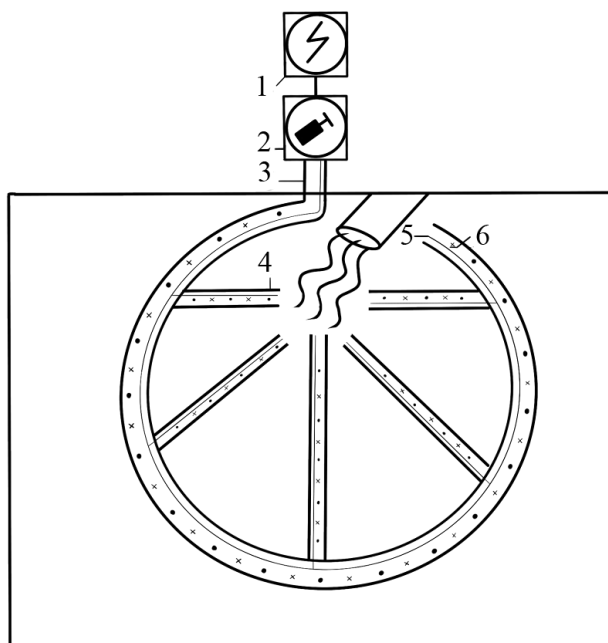


Рис. 12. Прилад для прискорення самоочищення водойм та локалізації аварійних витоків

Ступінь використання кисню при аерації залежить від розміру бульбашок та становить від 6-7% при розмірі бульбашок 5-6 мм, 8-12 при розмірі 2-2,5 мм та до 15% при розмірі 200-500 мкм в дифузорах. За розміщення в трубках світлових колодязів окремих відвідок до дна, та перекачки ними повітря можна вирішити одразу дві проблеми: насичення придонного шару киснем та постачання атмосферного вуглекислого газу для фітопланктону. Зважаючи на термін розкладання органіки при аерації в порівнянні з терміном розкладання в психрофільному анаеробному процесі – швидкість самовідновлення екосистеми можна підвищити в 1,5-3 рази залежно від розмірів бульбашок.

Проте, зважаючи на те, що в промисловому метантенку також необхідне нагрівання субстрату, ця величина падає, що дає реальне очікування в ті самі 50%.

Тобто, при комбінованому використанні обох методів можна підвищити швидкість самовідновлення забрудненої водної екосистеми в 2 рази.

Висновки та обговорення

Проведені дослідження дозволили скласти загальне уявлення про можливості самоочищення водної екосистеми Бузького лиману окремо та як частини Дніпро-Бузького лиману.

Розрахунки проведено на основі результатів попередніх досліджень, зокрема енергетичної моделі формування харчового ланцюга водойми.

Визначено біопродуктивність фітопланктону та його типову структуру, що дозволило оцінити потенційні можливості з біоекстракції сполук азоту та фосфору і депонування вуглецю.

Було проведено моделювання екологічного ризику за показниками ХСК та БСК-5 і прогнозування термінів, за які рівень ризику впаде до задовільного рівня в досліджуваній точці питного водозабору.

Перспективним виглядає варіант об'єднання розробленої системи аерації з світлодіодним освітленням (аналогічним за призначенням до розробленого світлового колодязя) та їх оригінальне художнє оформлення. Такі аераційні системи, можуть бути хорошою туристичною принадою і закупатись країнами, що активно здійснюють подібні інфраструктурні проекти (є значна перспектива продажу таких систем в ОАЕ, Ізраїлі, Британії).

Екологічний ефект полягатиме в розширенні знань про реальні можливості екосистеми та апробації рекультиваційних і аварійно-локалізаційних технологій, що закладе основи для реальної реалізації інфраструктурних проектів з рекультивації антропогенно-трансформованих водойм.

В соціально-економічному плані це виражатиметься через фінансове залучення громадян до інфраструктурних рекультиваційних та моніторингових проектів через токенизацію екологічних послуг. Навіть один аварійний витік здатний нанести навколишньому середовищу шкоду на більшу суму, ніж вся вартість проекту

Внесок авторів:

Случак О.І.: Формулювання теми, мети, завдань та основної концепції роботи, математичне моделювання;

Случак О.І.: Пошук та аналіз наукових джерел, оформлення статті, перевірка адекватності моделей, формулювання перспектив дослідження.

Література

1. UNSD (2020). Using the SEEA EA for Calculating Selected SDG Indicators . United Nations Statistics Division, Department of Economic and Social Affairs, New York

https://seea.un.org/sites/seea.un.org/files/documents/Indicators/3._using_the_seea_ea_for_calculating_selected_sdg_indicators.pdf

2. Уряд України, Організація Об'єднаних Націй. (2023). Оцінка потреб після катастрофи (PDNA): Катастрофа на греблі Каховської ГЕС 2023 року, Україна. Жовтень 2023 р. Редактор: Балакришнан Балачандран, доктор філософії, AICP. Дизайнер: Гафич Єлизавета. <https://ukraine.un.org/sites/default/files/2023-10/PDNA%20Final%20and%20Cleared%20UKR%20-%2016Oct.pdf>.

3. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. (2023). Оперативна інформація за наслідками підриву Каховської ГЕС станом на 06:00 13.06.2023. Офіційний ресурс Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України. <https://ecozagroza.gov.ua/news/119>.

4. Herrera-Franco, G., Bollmann, H. A., Lofhagen, J. C. P., Bravo-Montero, L., & Carrión-Mero, P. (2023). Approach on water-energy-food (WEF) nexus and climate change: A tool in decision-making processes. Environmental Development, 100858. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2023.100858>

5. Про затвердження Державних санітарних норм та правил «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН 2.2.4-171-10) : наказ Міністерства охорони здоров'я України від 12.05.2010 р. № 400. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text>. (дата звернення: 01.01.2021)

6. Мінаєва, Г. М. (2021). Структурно-функціональні характеристики фітопланктону водотоків нижнього Дніпра. Природничий альманах (біологічні науки), (30), 75-83. URL: <http://na.kspu.edu/index.php/na/article/view/653>

7. Maltby, L. (1994) Stress, shredders and streams: using gammarus energetics to assess water quality. In: Sutcliffe, D.W. (ed.) Water quality and stress indicators in marine and freshwater systems: linking levels of organisation. Ambleside, UK, Freshwater Biological Association, pp. 98–110. (FBA Special Publications, 4)

8. Andreev, V., Sluchak, O., Sluchak, O., Alekseeva, A., & Krysinaka, D. (2022). Development of a methodology for modeling the state of the water ecosystem based on the methods of ecological stoichiometry, taking into account the energy approach. Herald of Khmelnytskyi National University, (315), 10-23.

9. План управління річковим басейном Південного Бугу: аналіз стану та першочергові заходи / Афанасьєв С., Бедзь Н., Боднарчук Т., Васильєв С., Вікторов М., Власова Т., Войтюк І., Гавриков Ю., Гайдук К., Дмитришина В., Коноваленко О., Коржик О., Крижанівський Є., Лєтицька О., Лєсюк О., Манівчук В., Марушевська О., Мокін В., Мудра К., Осадча Н., Скоблей М., Сташук В., Чунарьов О., Ярошевич О. За ред. С. Афанасьєва, А. Петерс, В. Сташука та О. Ярошевича. — Київ: Вид-во ТОВ «НВП «Інтерсервіс», 2014. — 188 с. ISBN 978-617-696-258-8 https://mk-vodres.davr.gov.ua/sites/default/files/Bug_plan_final_2.pdf

10. Оцінка екологічного стану річки Південний Буг у відповідності до вимог Водної Рамкової Директиви ЄС./ за ред. С.О. Афанасьєва. — Київ, 2012. — 28 с. Р ISBN 978-617-696-040-9. https://www.researchgate.net/publication/275332910_Ocinka_ekologichnogo_stanu_ricki_Pivdennij_Bug_u_vidpovidnosti_do_vimog_Vodnoi_ankovoi_Direktivi_R_ES

11. Jaromír Petržala. Simple analytic formula for the light-tube optical efficiency under overcast sky conditions. Solar Energy, Volume 194, 2019, Pages 47-50, ISSN 0038-092X, <https://doi.org/10.1016/j.solener.2019.10.032>