

## ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ЗА ДОПОМОГОЮ МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНОГО КОНТРОЛЮ ПАРАМЕТРІВ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ

Вінницький національний технічний університет

***Анотація*** Вдосконалено метод та розроблено засіб мультиспектрального контролю токсичності стічних вод, що дозволяє забезпечити їх екологічну безпеку. Кількість мультиспектральних вимірювальних каналів та робочі довжини хвиль засобу контролю вибрані на основі результатів покрокової множинної регресії. Розраховано похибки вимірювань токсичності і достовірність контролю. Отримане значення достовірності контролю підтверджує можливість використання розробленого засобу у спеціалізованих лабораторіях природоохоронних організацій.

**Ключові слова:** мультиспектральний контроль, засіб контролю, телевізійний вимірювальний контроль, спектральні характеристики.

***Abstract*** The method has been improved and a means of multispectral control of wastewater toxicity has been developed, which makes it possible to ensure their ecological safety. The number of multispectral measuring channels and the operating wavelengths of the monitoring means are selected based on the results of the stepwise multiple regression. The errors in the measurement of toxicity and the reliability of the control are calculated. The received value of reliability of the control confirms the possibility of using the developed means in specialized laboratories of environmental organizations.

**Keywords:** multispectral control, control means, TV measurement control, spectral characteristics.

Виробнича діяльність може приводити до хімічного забруднення води та зміни її хімічного складу. При цьому відбувається зниження якості води і збільшення екологічної небезпеки та відповідних ризиків для здоров'я населення. Це викликає проблему необхідності контролю інтегральних показників забруднення вод та їх токсичності.

Екотоксикологічний державний контроль здійснюється з метою регулярного спостереження за дотриманням нормативів якості навколишнього середовища і попередження потрапляння токсичних речовин у водні об'єкти. При цьому токсичність – це ступінь прояву отруйної дії різноманітних хімічних сполук і їх сумішей. Токсичність – один з важливих факторів, що визначає якість води і дає уявлення про небезпеку при її використанні. Контроль токсичності є необхідною складовою частиною комплексної системи контролю якості води. Визначення токсичності методом біотестування, полягає у проведенні аналізів за допомогою живих тест-організмів. Результати оперативно сигналізують про небезпечний вплив хімічного забруднення на життєдіяльність організмів, причому не за окремими компонентами, а по їх суміші досить часто невідомої природи. Токсичні ефекти, зареєстровані методами біотестування, включають комплексний синергічний, антагоністичний і додаткові впливи всіх хімічних, фізичних і біологічних компонентів, присутніх у досліджуваній воді, що несприятливо впливають на фізіологічні, біохімічні та генетичні функції тест-організмів. Токсичність, що встановлюється методами біотестування, є інтегральним показником забруднення природних середовищ [1].

Актуальність теми зумовлена необхідністю підвищення достовірності контролю токсичності стічних вод та оцінювання комплексного впливу забруднюючих хімічних речовин на водну екосистему.

З метою забезпечення екологічної безпеки стічних вод необхідно створення системи контролю їх токсичності, що дозволить оцінювати ефективність роботи очисних споруд та обґрунтувати способи очищення стічних вод, визначати гранично допустимі скиди для промислових об'єктів, оцінювати екологічний стан природних вод, оцінювати токсичність хімічних матеріалів, оцінювати ефективність природоохоронних заходів на території промислового об'єкта.

Для досягнення вказаної мети необхідно розв'язати такі задачі:

- здійснити аналіз існуючих методів та засобів контролю токсичності;
- вдосконалити метод та засіб мультиспектрального контролю токсичності стічних вод;
- здійснити експериментальні дослідження токсичності;
- оцінити похибки вимірювань індексу токсичності та достовірність контролю.

### Методика контролю токсичності за допомогою біоіндикації та аналіз існуючих методів і засобів контролю токсичності

Критерії токсичності (індекс токсичності) – достовірне кількісне значення тест-параметра, на підставі якого робиться висновок про токсичність води. Серед тест-параметрів найбільш часто використовуються виживання, плодючість, придушення ферментативної і метаболічної активності організмів. Тест-реакція – це зміна будь-якого біохімічного, морфологічного, поведінкового або функціонального показника у тест-об'єкта під впливом токсикантів або їх сумішей. Графік залежності зміни тест-параметра від концентрації забруднювальних речовин у досліджуваній пробі наведено на рис. 1.

Індекс токсичності ( $T$ ) є безрозмірною величиною і визначається за формулою:

$$T = 100\% \frac{I_c - I_e}{I_c}, \quad (1)$$

де  $I_e$  і  $I_c$  відповідно значення тест-параметр контрольної і досліджуваної проби при фіксованому часу експозиції досліджуваного розчину з тест-об'єктом.

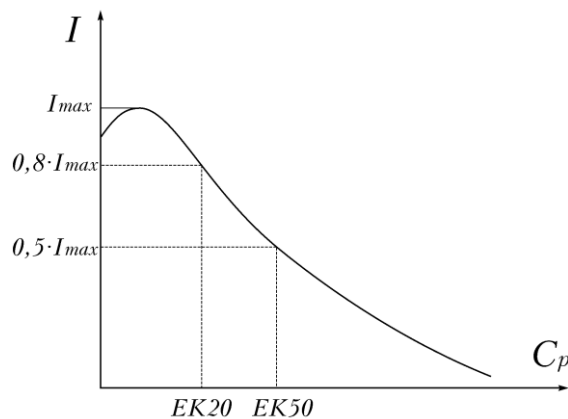


Рисунок 1 – Залежність зміни тест-параметра від концентрації забруднювальних речовин у досліджуваній пробі

Обробку результатів вимірювань токсичності виконують шляхом розрахунку середньоарифметичного значення величини індексу токсичності  $T$  для серії досліджуваних проб. При цьому виконуються не менше трьох вимірювань для кожної досліджуваної проби у короткій у порівнянні з експозицією час.

Ступінь токсичності повинна виражатися трьома граничними рівнями індексу токсичності:

- допустимий рівень (індекс токсичності  $T < 20\%$ ),
- середній рівень (індекс токсичності  $20\% \leq T < 50\%$ ),
- високий рівень (індекс токсичності  $T \geq 50\%$ ).

При цьому середня ефективна концентрація ( $EK50$ ), це концентрація токсичної речовини, що викликає зміну тест-реакції на 50% при встановлених умовах експозиції протягом заданого терміну спостережень. Якщо під тест-реакцією мають на увазі загибель 50% тест-об'єктів, то в цьому випадку така концентрація токсичної речовини буде відповідати середній летальній концентрації ( $LK50$ ). Крім того, концентрація токсичної речовини, що викликає зміну тест-реакції на 20% відповідає  $EK20$ , а у випадку загибелі 20% тест-об'єктів –  $LK20$ . У англійській літературі використовуються позначення  $LC20$  та  $LC50$ , відповідно.

Для біологічної оцінки токсичності води існують ряд методів і засобів з використанням різноманітних тест-організмів. Зокрема, у роботі [2] запропоновано пристрій для біологічної

оцінки токсичності води, що підраховує кількість тест-організмів у лічильній камері. У якості тест-організмів використовуються дафнії, тест-параметр – чисельність дафній  $N$  (шт.).

У роботі [3] запропоновано пристрій для біологічної оцінки токсичності води, що реєструє рух стулок моллюсків. У якості тест-організмів використовуються моллюски, тест-параметр – відносна кількість моллюсків з закритими стулками  $F_N$  (%).

У роботах [4, 5] запропоновано пристрої для оцінювання токсичності стічних вод, що включає резервуар для розміщення риб-індикаторів, які переміщуються з однієї частини резервуару у іншу в залежності від токсичності води. У якості тест-організмів використовуються риби, тест-параметр – відносна кількість риб, що вийшли із зони переважного перебування  $F_N$  (%).

У роботі [6] вдосконалено лазерно-доплерівський пристрій для дослідження рухомих живих мікроорганізмів, наприклад, інфузорій (*Tetrahymena pyriformis*), тест-параметр – середня швидкість руху частинок  $V_{\text{ср}}$  (мкм/с), рухливість (частка клітин, що рухаються)  $R$  (%).

У роботах [7, 8] запропоновано спосіб визначення токсичності водних розчинів за станом хроматину клітин людини, заснований на дослідженні тест-об'єкта в контрольній і досліджуваній пробах водних розчинів з подальшою оцінкою токсичності за порівнянням біологічних показників. У якості тест-організмів використовуються клітини букального епітелію людини, тест-параметр – середня кількість гранул гетерохроматину у ядрах клітин  $N$  (шт.).

Загальним недоліком описаних існуючих методів і засобів контролю токсичності є низька достовірність контролю пов'язана з недостатньою точністю вимірювання тест-параметрів. Крім того, досить значний вплив на життєдіяльність тест-об'єктів здійснюють різноманітні зовнішні фактори – освітлення, температура тощо.

#### **Метод та засіб мультиспектрального контролю токсичності стічних вод з використанням біоіндикації по фітопланктону**

Метод біотестування по фітопланктону ґрунтується на визначенні зміни інтенсивності розмноження водоростей при впливі токсичних речовин, що містяться в досліджуваній воді у порівнянні з контролем. Параметром інтенсивності розмноження є коефіцієнт приросту чисельності клітин водоростей.

Короткочасне біотестування – 96 год – дозволяє визначати наявність гострої токсичної дії води у досліджуваній пробі на фітопланктон, а тривале біотестування – 14 діб – наявність хронічної токсичної дії.

Тест-параметром є достовірне зниження коефіцієнта приросту чисельності клітин в досліджуваній воді у порівнянні з контролем. Як тест-об'єкт використовується культура водоростей *Scenedesmus quadricauda* (Turp) Breb або *Chlorella vulgaris* Beijer. Фітопланктон вирощують на штучному живильному середовищі Успенського № 1 з таким складом  $\text{KNO}_3$  – 25 мг/л,  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  – 25 мг/л,  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  – 25 мг/л,  $\text{K}_2\text{CO}_3$  – 34,5 мг/л,  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  – 100 мг/л. Живильне середовище, розчини окремих солей і мікроелементів стерилізують у автоклаві протягом 45-60 хв при 1 атм. Колби для культивування водоростей стерилізують сухим жаром протягом 1 год при 180 ° С. Культуру водоростей вносять в стерильну колбу з живильним середовищем в кількості, що дає світло-зелене забарвлення. Після посіву колбу закривають стерильною ватно-марлевою пробкою і ковпачком з пергаментного паперу. Культивують водорості при цілодобовому освітленні лампами денного світла, освітленість 2000-3000 лк. Культуру водоростей періодично перемішують, струшуючи 1–2 рази на добу. Оптимальна температура для вирощування водоростей 18-20 °С. Для посіву використовують 5-7-добову культуру водоростей, що знаходиться в стадії експоненційного зростання [1].

Для визначення наявності гострої або хронічної дії досліджуваної води на водорості розраховують коефіцієнт приросту чисельності клітин фітопланктону в контрольній і досліджуваній пробі води

$$I_c = \frac{N_c}{N_0}, \quad I_e = \frac{N_e}{N_0}, \quad (2)$$

де  $N_c$  – чисельність клітин водоростей у контрольній пробі води через заданий проміжок часу, кл/мл;  $N_e$  – чисельність клітин водоростей у досліджуваній пробі води через заданий проміжок часу, кл/мл;  $N_0$  – початкова чисельність клітин, кл/мл.

Підставивши формулу для визначення тест-параметру – коефіцієнту приросту чисельності клітин фітопланктону (2) у вираз для розрахунку індексу токсичності (1), отримаємо

$$T = 100\% \frac{N_c - N_e}{N_c} . \quad (3)$$

Для вимірювання концентрації частинок фітопланктону у пробах води використаємо мультиспектральний метод, який полягає у відборі проб, визначенні якісного та кількісного складу завислих частинок за допомогою проточного мультиспектрального телевізійного вимірювального аналізу частинок неперервної дії, порівнянні отриманих даних з нормованими значеннями. При цьому формують мультиспектральні зображення поверхні досліджуваної проби води з розсіювальними частинками фітопланктону на довжинах хвиль від 300 до 1100 нм за допомогою ширококугової ПЗЗ-камери, перемикаємого барабанного вузькосмугового оптичного фільтра та джерела освітлення з рівномірним спектром випромінювання від 270 до 1200 нм. Далі на основі отриманих даних за допомогою комп'ютера проводять аналіз мультиспектральних зображень та здійснюють опосередковане вимірювання концентрації частинок фітопланктону у кожному фрагменті зображення з використанням регресійного рівняння, яке пов'язує концентрацію частинок фітопланктону з результатами мультиспектральних вимірювань. Аналогічне перетворення відбувається при вимірюванні концентрації частинок фітопланктону у контрольній пробі. Після цього персональний комп'ютер обчислює індекс токсичності за формулою (3). При контролі токсичності приймається рішення, чи перевищує індекс токсичності граничний рівень.

На рис. 2. представлено структурну схему пристрою, що реалізує запропонований метод.

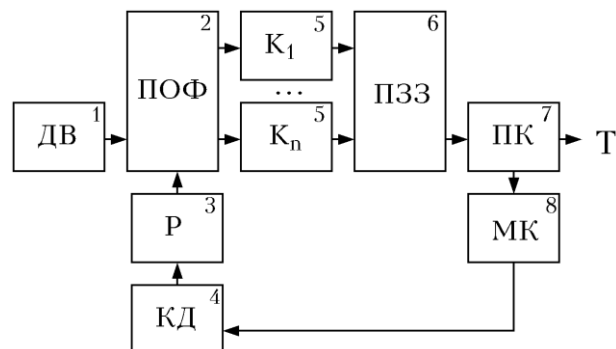


Рисунок 2 – Структурна схема засобу мультиспектрального контролю токсичності стічних вод з використанням біоіндикації по фітопланктону

Пристрій містить джерело випромінювання ДВ 1 з рівномірним спектром випромінювання від 270 до 1200 нм. Перемикаємий барабанний вузькосмуговий оптичний фільтр ПОФ 2 з'єднано з редуктором 3 та кроковим двигуном 4. Позицією 5 кювети К з досліджуваними і контрольною пробкою води з частинками фітопланктону та токсичними забруднюючими речовинами. Ширококуглова ПЗЗ-камера 6 підключено до персонального комп'ютера 7. Кроковий двигун КД 4 підключено до персонального комп'ютера ПК 7 через мікроконтролер МК 8.

При контролі токсичності можуть бути такі варіанти прийняття рішення, щодо токсичності досліджуваної проби:

1) якщо  $T < 20\%$ , то досліджувана проба не є токсичною (концентрації токсичних речовин у досліджуваній пробі не перевищують ЕК20); якщо  $T \geq 20\%$ , то досліджувана проба токсична (концентрації токсичних речовин у досліджуваній пробі перевищують ЕК20);

2) якщо  $T < 50\%$ , то досліджувана проба не є сильнотоксичною (концентрації токсичних речовин у досліджуваній пробі не перевищують середню ефективну концентрацію (ЕК50));

якщо  $T \geq 50$  %, то досліджувана проба сильнотоксична (концентрації токсичних речовин у досліджуваній пробі перевищують середню ефективну концентрацію (ЕК50)).

### Опрацювання експериментальних результатів

Експериментальні дослідження токсичності здійснено з використанням модельного водного середовища з частинками фітопланктону у яке додано різні концентрації забруднюючої хімічної речовини Butyl cellosolve (етиленгліколь монобутіловий ефір). Речовина використовується, як розчинник у багатьох областях, зокрема:

- у складі чорнил і очисних засобів;
- у хімічній і нафтовій галузях при виготовленні захисних засобів для виробів з натуральної шкіри, при виготовленні засобів для боротьби з розливом нафти, піни для гасіння вогню;
- у косметичній і побутової хімії застосовується в якості інгредієнта у складі косметики, рідкого мила, розчинників та ін.
- у сільському господарстві додається до складу гербіцидів і інсектицидів;
- додається в автомобільне паливо як присадка, що не дає можливості утворення льоду;
- при розчиненні ацетатів і нітратів целюлози, природних і синтетичних смол, полівінілацетату;
- для розведення алкідних смол і видалення лакофарбових покриттів.

Дана хімічна речовина може потрапити у довкілля у стічних водах промислових підприємств, а також у складі промислових та побутових відходів.

У відповідності з Директивою 2001/58/ЕС на хімічні речовини розробляють паспорт безпеки у якому вказується інформація, що стосується летальної концентрації для певних тест-об'єктів, а також дані про біоаккумуляцію та швидкість розкладання у навколишньому середовищі. Для досліджуваної забруднюючої хімічної речовини у паспорті безпеки вказано, що вона легко розкладається у навколишньому середовищі. Що ж стосується токсичності для довкілля, то вказано ЕК50=835 мг/л для дафній (*Daphnia magna*) при тестуванні протягом 48 годин, ЕК50=911 мг/л для зелених водоростей при тестуванні протягом 96 годин, ЛК50=1490 мг/л для сонячного окуня (*Lepomis macrochirus*) при тестуванні протягом 96 годин [9].

Результати мультиспектральних вимірювань чисельності частинок фітопланктону (*Chlorella vulgaris* Beijer., тестування протягом 14 діб) у досліджуваних і контрольній пробі в залежності від концентрації забруднюючої речовини, а також розраховані значення індексу токсичності для кожної з проб наведено у табл. 1. Залежності концентрації частинок фітопланктону, а також індексу токсичності у досліджуваних пробах від концентрації забруднюючої речовини наведено на рис. 3.

Таблиця 1 – Результати мультиспектральних вимірювань токсичності

Дослід	С, г/л	N, тис.кл./мл	T, %	Довжина хвилі, нм							
				315	364	400	440	490	540	670	315
Контроль	0	26	0	12	16	18	20	18	23	14	17
1	1,68	9,86	62,08	10	11	11	14	12	16	9	12
2	0,84	16,1	38,08	9	10	11	13	11	15	10	10
3	0,672	17,6	32,31	10	13	14	16	16	20	12	14
4	0,546	18,9	27,31	20	28	31	36	33	37	37	41
5	0,42	20,4	21,54	9	12	13	16	14	19	11	13
...											
50	0,1	24,5	5,77	12	17	19	22	20	25	17	14

Для отримання регресійного рівняння, що пов'язує результати мультиспектральних вимірювань і концентрацію частинок фітопланктону у пробах використовуємо покрокову множинну регресію у програмі STATISTICA 6.0. Використаємо процедуру множинної регресії з покроковим включенням змінних, що здійснює вибір незалежних змінних на кожному кроці додаючи чи видаляючи їх з моделі виходячи із заданого користувачем критерію. Незалежна

змінна включається у модель, якщо критерій Фішера  $F > 1$ , і виключається з моделі, якщо  $F = 0$ . На основі даних табл.1 виконана покрокова множинна регресія у 6 кроків, поступово додаючи змінні зважаючи на їх внесок у точність визначення концентрації частинок. Результати розрахунків методичної похибки вимірювання  $\delta_m$  на кожному кроці множинної регресії та значення критерію Фішера  $F$  і коефіцієнта множинної регресії  $R_m$  наведено у табл. 2.

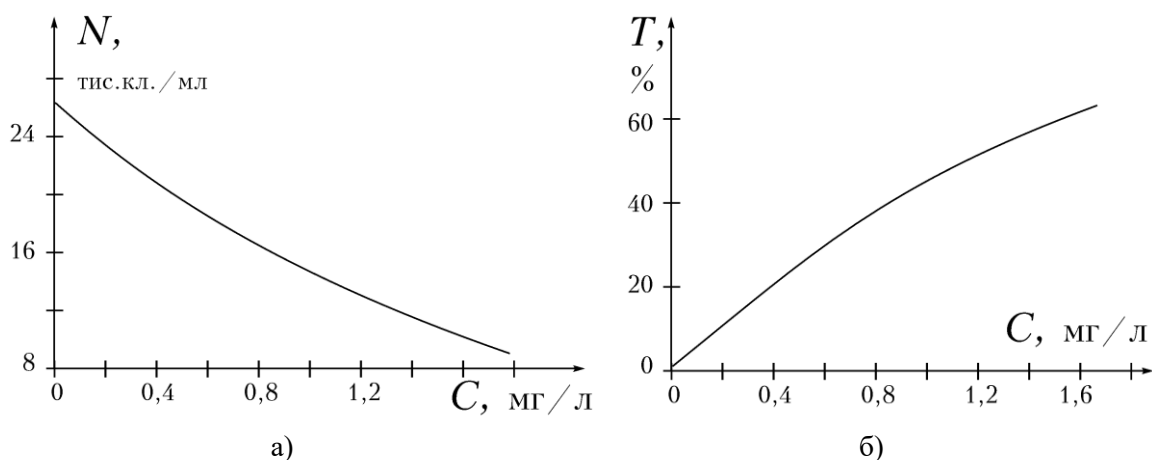


Рисунок 3 – Залежності концентрації частинок фітопланктону а) та індексу токсичності б) у досліджуваних пробах від концентрації забруднюючої речовини

Таблиця 2 – Результати розрахунку множинної регресії для опорядкованого вимірювання концентрації частинок з покроковим додаванням змінних

n	$\lambda$ , нм	F	$\delta_m$ , %	$R_m$
1	540	1,054	5,090	0,387
2	540; 490	8,448	2,889	0,878
3	540; 490; 440	6,234	2,837	0,908
4	540; 490; 440; 400	25,72 4	1,314	0,986
5	540; 490; 440; 400; 315	43,04 5	0,917	0,995
6	540; 490; 440; 400; 315; 670	704,9 75	0,208	0,999

Після виконання множинної регресії отримано таке регресійне рівняння:

$$N = -2,8798 + 8,6 \cdot M_{540} - 9,0 \cdot M_{490} - 5,6 \cdot M_{440} + 6,45 \cdot M_{400} - 1,1 \cdot M_{315} + 0,977 \cdot M_{670}, \quad (4)$$

де  $N$  – концентрація частинок фітопланктону,  $M_i$  – результати мультиспектральних вимірювань.

Проаналізуємо інструментальну складову похибки мультиспектральних вимірювань при використанні ПЗЗ камери типу MDC140BW на основі фотоматриці Sony ICX285AL з розрядністю 12-bit та співвідношенням сигнал/шум 66 дБ [10]. При цьому складова похибки, зумовлена наявністю шумів та випадкових завад у ПЗЗ камері:

$$\delta_{noise\ ccd} = 100\% / \left(10^{D_{s/n}/20}\right), \quad (5)$$

де  $D_{s/n}$  – співвідношення сигнал/шум фотоматриці.

Похибка квантування  $\delta_{ADC\ ccd}$  при великій кількості розрядів може бути описана рівномірним законом розподілу, що відповідає рівній щільності ймовірності похибки квантування в межах  $\pm h_k / 2$ , де  $h_k$  – крок квантування:

$$\Delta_{ADC\ ccd} = \pm \frac{u_{ref}}{2^n - 1}, \quad \delta_{ADC\ ccd} = \frac{\Delta_{ADC\ ccd}}{u_{ref}} \cdot 100\% \quad (6)$$

де  $u_{ref}$  – опорна напруга,  $n$  – розрядність АЦП.

Середньоквадратичне значення похибки квантування [11]

$$\delta_{SD\ ADC\ ccd} = \frac{\delta_{ADC\ ccd}}{\sqrt{12}}. \quad (7)$$

Визначимо випадкову складову інструментальної похибки вимірювання мультиспектральних параметрів за умови, що похибки квантування і похибки, зумовлені наявністю шумів та випадкових завод є статистично незалежними:

$$\delta_{rand.Mi} = \sqrt{\delta_{noise\ ccd}^2 + \delta_{SD\ ADC\ ccd}^2}. \quad (8)$$

Випадкова складова інструментальної похибки для опосередкованого вимірювання концентрації частинок визначається випадковими складовими похибки вимірювання у кожному із спектральних каналів, які потрапили у загальне регресійне рівняння, а також складовими, що враховують кореляційний зв'язок між мультиспектральними параметрами [12]:

$$\delta_{instr.} = \sqrt{\sum_{i=1}^N \delta_{rand.Mi}^2 + 2 \sum_{i=1}^N \sum_{j<i} R_{ij} \delta_{rand.Mi} \delta_{rand.Mj}}, \quad (9)$$

де  $\delta_{rand.Mi}$ ,  $\delta_{rand.Mj}$  – випадкова складова похибки у  $i$ -тому і  $j$ -тому каналі;  $R_{ij}$  – коефіцієнт кореляції між мультиспектральними параметрами отримані після множинної регресії;  $N$  – загальна кількість каналів.

В цій формулі  $j \neq i$ , оскільки члени з  $j = i$  вже враховані в сумі  $\sum_{i=1}^N \delta_{rand.Mi}^2$ , а границя  $j < i$  встановлена для того, щоб використовувати лише члени, які лежать нижче діагоналі кореляційної матриці тому, що вона є симетричною і  $R_{ij} \delta_{rand.Mi} \delta_{rand.Mj} + R_{ji} \delta_{rand.Mj} \delta_{rand.Mi} = 2R_{ij} \delta_{rand.Mi} \delta_{rand.Mj}$ .

Загальну похибку вимірювань концентрації буде визначатись сумою інструментальної і методичної похибок:

$$\delta_{genN} = \delta_{instr.} + \delta_m. \quad (10)$$

Оскільки результат вимірювання індексу токсичності представлено формулою (3), а похибки вимірювання концентрації досліджуваної і контрольної проби незалежні і випадкові, то похибка вимірювання індексу токсичності може бути визначена за формулою

$$\delta_T = \sqrt{\delta_{Nc}^2 + \delta_{Ne}^2}. \quad (11)$$

Після розрахунків за формулами (5)–(11), отримано загальну похибку вимірювання індексу токсичності 0,751%.

Достовірність вимірювального контролю відображає ступінь об'єктивності отриманих результатів у порівнянні з істинним значенням вимірюваної величини. Достовірність контролю складається із інструментальної та методичної достовірності

$$D = D_m \cdot D_{instr.}, \quad (12)$$

де  $D_m$  – методична достовірність;  $D_{instr.}$  – інструментальна достовірність.

Розглянемо інструментальну достовірність контролю:

$$D_{instr.} = 1 - \alpha - \beta, \quad (13)$$

де  $\alpha$  – інструментальна помилка першого роду;  $\beta$  – інструментальна помилка другого роду.

Контрольованим параметром у даній роботі є індекс токсичності. Ці вимірювання проводяться з певною похибкою  $\Delta$ . Закони розподілу контрольованого параметру (індексу токсичності) і похибки вимірювання близькі до нормального закону розподілу, що було перевірено за допомогою критерію Пірсона. Отримані значення  $\chi_T^2 = 0,95$  та  $\chi_{\Delta T}^2 = 0,86$  підтверджують дану гіпотезу.

Відповідно, помилки 1-го та 2-го роду визначаються таким чином:

$$\alpha = \int_{T_A}^{T_B} f(T) \left[ \int_{T_A - \Delta}^{T_A} \varphi(\Delta) d\Delta + \int_{T_B}^{T_B + \Delta} \varphi(\Delta) d\Delta \right] dT, \quad (14)$$

$$\beta = \int_{T_B}^{T_B + \Delta} f(T) \left[ \int_{T_B - \Delta}^{T_B} \varphi(\Delta) d\Delta \right] dT + \int_{T_A - \Delta}^{T_A} f(T) \left[ \int_{T_A}^{T_A + \Delta} \varphi(\Delta) d\Delta \right] dT, \quad (15)$$

де  $f(T)$  – щільність розподілу ймовірностей індексу токсичності;  $\varphi(\Delta)$  – щільність розподілу ймовірностей похибок вимірювання;  $T_A, T_B$  – границі допуску індексу токсичності.

Границі допуску задамо в межах 5% відхилення від значення індексу токсичності, що відповідає достовірному визначенню контрольованого параметру. В результаті отримаємо значення  $\alpha=0,028$ ,  $\beta=0,014$ . А достовірність контролю  $D_{instr.} = 0,958$ .

Методична достовірність визначається таким чином:

$$D_m = \frac{K}{K_{\Sigma}}, \quad (16)$$

де  $K$  – кількість врахованих параметрів;  $K_{\Sigma}$  – кількість параметрів, які впливають на прийняття рішення.

Оскільки, при контролі індексу токсичності значення методичної достовірності можна прийняти за 1 і достовірність вимірювального контролю повністю визначається інструментальною достовірністю.

### Висновки

У роботі вдосконалено метод мультиспектрального контролю токсичності стічних вод, що дозволяє забезпечити їх екологічну безпеку. При цьому розраховано помилки першого і другого роду та достовірність контролю, що склали, відповідно,  $\alpha=0,028$ ,  $\beta=0,014$  та  $D=0,958$ . Отримане значення достовірності контролю підтверджує можливість використання розробленого засобу контролю токсичності у екологічних, санітарно-гігієнічних і токсикологічних лабораторіях еколо-гічних інспекцій та промислових об'єктів для контролю ступеня інтегральної токсичності стічних вод, водних витяжок з об'єктів навколишнього середовища (грунти і донні відкладення), різних хімічних матеріалів.

### СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ



1. Балтиев Ю.С. Методические указания по интегральной оценке качества окружающей среды (экологическая разведка местности) / Ю. С. Балтиев, Г. П. Усов. – Москва.- Военное издательство. – 2005. – 119 с.
2. Пристрій для біологічної оцінки токсичності води / В.В. Ємельяненко, А.М. Крайнюкова, Л.І. Алексашин, П.П. Кілячков // Патент України №7631 А01К 61/00 G01N 33/18 (2006.01) / заявл. 09.12.1987; опубл. 26.12.1995; Бюл. № 4. – 4 с.
3. Трусевич В.В. Автоматизированный биомониторинг водной среды с использованием реакций двусторчатых мол-люсков / В.В. Трусевич, П.В. Гайский, К.А. Кузьмин // Морской гидрофизический журнал. – 2010. – № 3. – С. 75–83..
4. Пристрій для оцінки токсичності стічних вод / С.В. Антонов, А.М. Крайнюкова, Ю.П. Беліченко, О.Г. Васенко, Г.М. Катриченко // Патент України №8520 А01К 61/00 G01N 33/18 (2006.01) / заявл. 15.07.1982; опубл. 30.09.1996; Бюл. № 3. – 6 с.
5. Пристрій для оцінки токсичності стічних вод / Г.М. Катриченко, О.Г. Васенко, А.М. Крайнюкова, С.В. Антонов // Патент України №8529 А01К 61/00 G01N 33/18 (2006.01) / заявл. 19.02.1981; опубл. 30.09.1996; Бюл. № 3. – 6 с.
6. Лазерно-доплерівський пристрій для оцінки токсичності та біологічної активності хімічних речовин / В.І. Мацківський, С.І. Чернишов, В.В. Ластовський // Патент України №45481 G01N 33/48 (2006.01) G01P 3/36 (2006.01) / заявл. 10.08.1999; опубл. 15.04.2002; Бюл. № 4. – 16 с.
7. Shckorbatov Y.G. He-Ne laser light induced changes in the state of chromatin in human cells / Y. G. Shckorbatov // Naturwissenschaften 1999, v. 86, N9, p.452-453.
8. Chromatin structure and the state of human organism / Y.G. Shckorbatov, L. A. Zhuravleva, V.V. Navrotskaya at al. // Cell Biol. Internat. 2005. – V.29. – P.77–81.
9. Butyl Cellosolve. Comet Chemical Company Ltd. Safety data sheet. [Electronic resource]. URL: <http://www.cometchemical.com/MSDS/Butyl%20CellosolveEN.pdf>.
10. ScopeTek Product Manual. – SCOPETEK. – 2015. – 116p.
11. Булатов В. Н. Элементы и узлы информационных и управляющих систем (основы теории и синтеза): Учебное пособие / В. Н. Булатов. – Оренбург : ГОУ ВПО ОГУ, 2002. - 200 с.
12. Денисенко В. Суммирование погрешностей измерений в системах автоматизации / В. Денисенко // Современные технологии автоматизации, 2012. – №1. – С. 92–100.

**Кватернюк Сергій Михайлович** – докторант, к.т.н., доцент кафедри екології та екологічної безпеки;

**Петрук Василь Григорович** – д.т.н., професор, директор Інституту екологічної безпеки та моніторингу довкілля, e-mail: [petrukvg@gmail.com](mailto:petrukvg@gmail.com);

**Kvaternyuk Sergei Mikhailovich** – doctoral student, Ph.D., Associate Professor of the Department of Ecology and ecological safety, Vinnytsia National Technical University, e-mail: [serg.kvaternuk@gmail.com](mailto:serg.kvaternuk@gmail.com);

**Petruk Vasyly Grygorovych** – Dr. Sc., Professor, Director of the Institute of Environmental Security and Environmental Monitoring, Vinnytsia National Technical University, e-mail: [petrukvg@gmail.com](mailto:petrukvg@gmail.com).