

УДК 574.64:574.592

В. Д. Романенко, І. М. Коновець, М. Т. Гончарова,  
Л. С. Кіпніс, Ю. Г. Крот

### МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ ДО ІДЕНТИФІКАЦІЇ КЛАСУ РЕЧОВИН ТОКСИЧНОЇ ДІЇ В ДОННИХ ВІДКЛАДАХ ПРІСНОВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

У статті представлено досвід застосування методу виявлення класу забруднюючих речовин, які спричиняють токсичність донних відкладів прісноводних об'єктів для бентосних організмів, а також планктонних безхребетних внаслідок вторинного забруднення водного середовища. Суть методу полягає у дослідженні реакції тест-організмів на додавання до забруднених донних відкладів речовин, здатних зв'язувати токсиканти певних хімічних класів, за рахунок чого відбувається зменшення їхньої біодоступності. Це дозволяє в послідовній серії експериментів виявити клас речовин, які спричиняють токсичну дію. Обґрунтовано можливість використання личинок *Chironomus riparius* та ювенісів *Daphnia magna* для ідентифікації класу забруднюючих речовин донних відкладів прісноводних гідроекосистем.

**Ключові слова:** ідентифікація класу забруднюючих речовин, токсичність, донні відклади, *Chironomus riparius*, *Daphnia magna*.

Метод ідентифікації класу забруднюючих речовин донних відкладів (ДВ), які спричиняють токсичну дію, є ефективним скринінговим методом виявлення причин їхньої токсичності. Визнано, що застосування методу доцільне при прийнятті рішень про вилучення ДВ, або при виборі ефективної схеми їхньої ремедіації, перед проведенням складних і коштовних хімічних аналізів на вміст специфічних речовин токсичної дії [6], при оцінці можливості ризику вторинного забруднення води [9—11] тощо. Перші розробки методів ідентифікації токсичності (TIE, toxicity identification evaluation), які були спрямовані в першу чергу на виявлення джерела токсичної дії стічних вод [3, 5], згодом увійшли у практику токсикологічних досліджень морських та прісноводних екосистем.

Суть методу полягає у реєстрації відповіді тест-організмів при проведенні серії фізико-хімічних маніпуляцій з токсичним середовищем, що дозволяє послідовно ідентифікувати джерело токсичної дії [16]. Одним із загальноприйнятих прийомів є додавання до токсичних проб ДВ речовин, здат-

<sup>1</sup> Робота виконана за підтримки проекту УНТЦ Р-277а «Distribution, magnitude and characterization of the toxicity of Ukrainian estuarine sediments».

© В. Д. Романенко, І. М. Коновець, М. Т. Гончарова, Л. С. Кіпніс,  
Ю. Г. Крот, 2018

них до зв'язування токсикантів певних хімічних класів. Широкого використання при цьому набули йонообмінні смоли, які специфічно зв'язують катіонні форми перехідних металів, йони амонію, аніонні форми металів та напівметалів, тощо [7].

Метою цієї роботи була розробка методичних підходів до ідентифікації класу забруднюючих речовин донних відкладів прісноводних екосистем, які чинять токсичну дію на водяні організми шляхом їхнього специфічного зв'язування та зменшення біодоступності.

**Матеріал і методика досліджень.** Досліди виконували з використанням розробленого нами методу комплексної оцінки токсичності води і донних відкладів [15]. Як тест-об'єкти використовували личинок *Chironomus riparius* 2-ї стадії віком 72—96 год та ювенісів *Daphnia magna* віком до 24 год. Вибір личинок *Ch. riparius* як представників бентосної інфауни обумовлений їхньою високою чутливістю [13] та толерантністю до різних за гранулометричним складом типів донних відкладів [14].

В експериментальні камери вносили щойно приготовану суміш з перетертих через сито з розміром вічок 1 мм 20 г зразків ДВ та промитої дистильованою водою певної йонообмінної смоли або змоченого активованого вугілля у кількості 4 г (20% сирової ваги ДВ). До отриманої суміші обережно, уникаючи скаламучення, додавали 60 см<sup>3</sup> дехлорованої води та налаштували аерацію стислим повітрям. Через добу у експериментальні камери вносили по 10 личинок *Ch. riparius* та 5 ювенісів *D. magna*. Досліди проводили за температури  $20 \pm 1^\circ\text{C}$ , експозиція для личинок *Ch. riparius* становила 10 діб, для *D. magna* — 3 доби, після чого підраховували відсоток виживання тест-організмів. Дафній, що вижили протягом 3 діб експозиції, вилучали. Кількість повторів — 4. При розробці схеми проведення досліджень враховували рекомендації [12, 16] (табл. 1).

Негативним контролем слугували умовно чисті ДВ, відібрані у районі урочища Толокунь на Київському водосховищі (мул піщаний), виживання личинок *Ch. riparius* в яких перевищувало 95% ( $97,5 \pm 1,4\%$ ) протягом багаторічних досліджень. Позитивним контролем слугували відповідні ДВ з додаванням одного з двох модельних токсикантів — сульфату купруму II або хлорорганічного пестициду фіпронілу. Концентрації токсикантів відповідали десяти вірогідним ефективним концентраціям для ДВ (*PEC, probable effect concentration* [8]) — 1,49 мг  $\text{Cu}^{2+}$  та 0,54 мкг фіпронілу на один грам сухої ваги ДВ. Величину PEC фіпронілу визначали як середню для наведених величин PEC відносно хлорорганічних пестицидів. Для досягнення хімічної рівноваги між формами купруму II у ДВ, розчин його сульфатної солі у відповідній концентрації вносили за дві доби до початку експерименту. Фіпроніл у вигляді водно-метанольного розчину домішували до ДВ за добу до початку експерименту. Статистичну обробку результатів виконували згідно загальноприйнятих методів варіаційної статистики.

### Результати досліджень та їх обговорення

Дослідження впливу йонообмінних смол і активованого вугілля на виживання личинок *Ch. riparius* і ювенісів *D. magna*. Як показали отримані

### 1. Схема проведення досліджень з ідентифікації класу забруднюючих речовин донних відкладів, які спричиняють токсичну дію

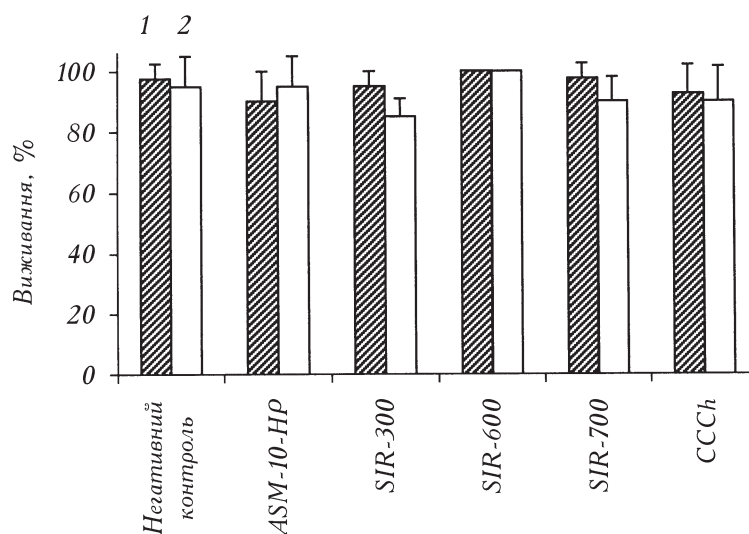
Назви	Характеристики
Негативний контроль	Умовно чисті природні ДВ
Позитивний контроль	Умовно чисті природні ДВ з додаванням модельного токсиканту
Немодифіковані ДВ	Проби забруднених природних ДВ без домішок Тип домішки
Resin Tech SIR-300	ДВ з додаванням катіонної йонообмінної смоли для зв'язування йонів перехідних (у тому числі важких) металів
Resin Tech SIR-600	ДВ з додаванням катіонної йонообмінної смоли для зв'язування йонів амонію
ResinTech SIR-700	ДВ з додаванням аніонної йонообмінної смоли для зв'язування хроматів та біхроматів
Resin Tech ASM-10-HP	ДВ з додаванням аніонної йонообмінної смоли для зв'язування арсенатів
Calgon Coconut Char-coal (CCCh)	ДВ з додаванням активованого вугілля для зв'язування органічних забруднювачів

результати, додавання зазначених домішок до умовно чистих ДВ у кількості 20% від їхньої сирової ваги статистично вірогідно не впливало на виживання тест-організмів порівняно з контролем (рис. 1).

Проте досвід проведення експериментальних досліджень з метою отримання відтворюваних результатів при використанні методу ідентифікації речовин токсичної дії у ДВ свідчить про необхідність врахування таких методичних прийомів.

*Концентрація розчиненого кисню у водній фазі.* Мінімізація об'єму експериментальних ємностей має низку переваг, до яких можна віднести збільшення кількості повторів, підвищення мобільності установки, зниження матеріальних і трудових витрат, тощо. Задовільний гідрохімічний режим підтримується за допомогою спеціального пристрою для насичення невеликого об'єму водної фази розчиненим киснем. За нашими спостереженнями, концентрація розчиненого кисню у водній фазі коливається залежно від вмісту органічного вуглецю у ДВ у межах 5,0—6,0 мг  $O_2/дм^3$ . Припинення аерації протягом 4—6 год зменшувало концентрацію розчиненого кисню до 1,5—2,0 мг  $O_2/дм^3$ , що призводило до повної загибелі ювенісів *D. magna* через 8—12 год, а личинок *Ch. riparius* — через 24—48 год.

*Режим аерації.* Необхідно враховувати те, що потужна аерація водної фази експериментальних ємностей призводить до скаламучення поверхнього шару твердої фази і загибелі ювенісів *D. magna* внаслідок механічного забивання дихальних придатків грудних ніжок (епіподитів). Крім цього, за



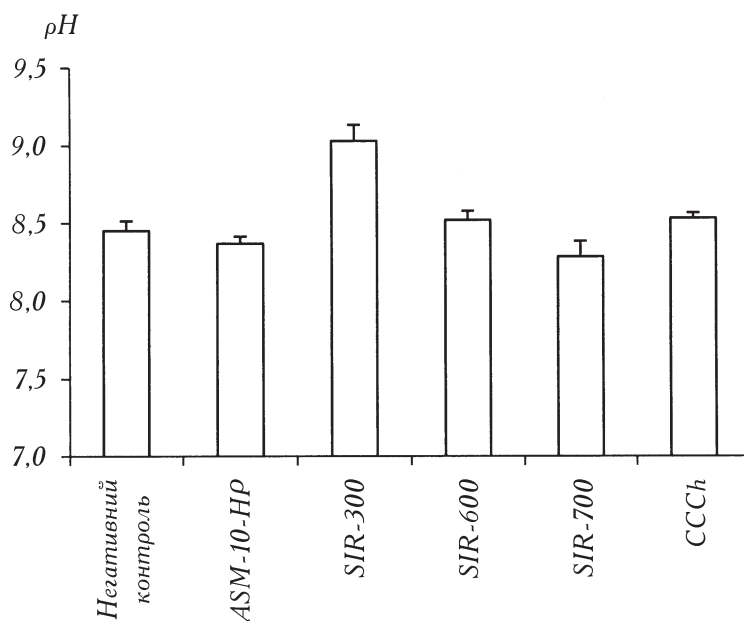
1. Вплив донних відкладів з домішками йонообмінних смол і активованого вугілля на виживання личинок *Ch. riparius* (1) і *D. magna* (2);  $\bar{X} \pm \sigma$ ,  $n = 8$ .

умов надлишкової аерації відбувається швидке випаровування водної фази і видалення летких токсичних сполук. Оптимальний режим аерації можна отримати шляхом пропускання стислого повітря через капіляр діаметром 0,3—0,5 мм, заглиблений на 1 см під поверхню водної фази, зі швидкістю 1—2 бульбашки за секунду. Внаслідок закупорювання капіляру через кристалізацію розчинених у воді солей на межі повітряної і водної фаз, його потрібно замінювати кожні 2—3 доби експерименту.

*Величина водневого показника водної фази.* На відміну від активованого вугілля, яке перед змішуванням достатньо змочити дистильованою водою для запобігання цементації проби ДВ, додавання йонообмінних смол може призводити до зміщення величини рН водної фази (рис. 2).

Ретельне промивання йонообмінних смол дистильованою водою перед приготуванням їхньої суміші з ДВ є необхідним етапом, який мінімізує негативний вплив зміщення величини водневого показника в кислотний або лужний бік в залежності від типу йонообмінної смоли.

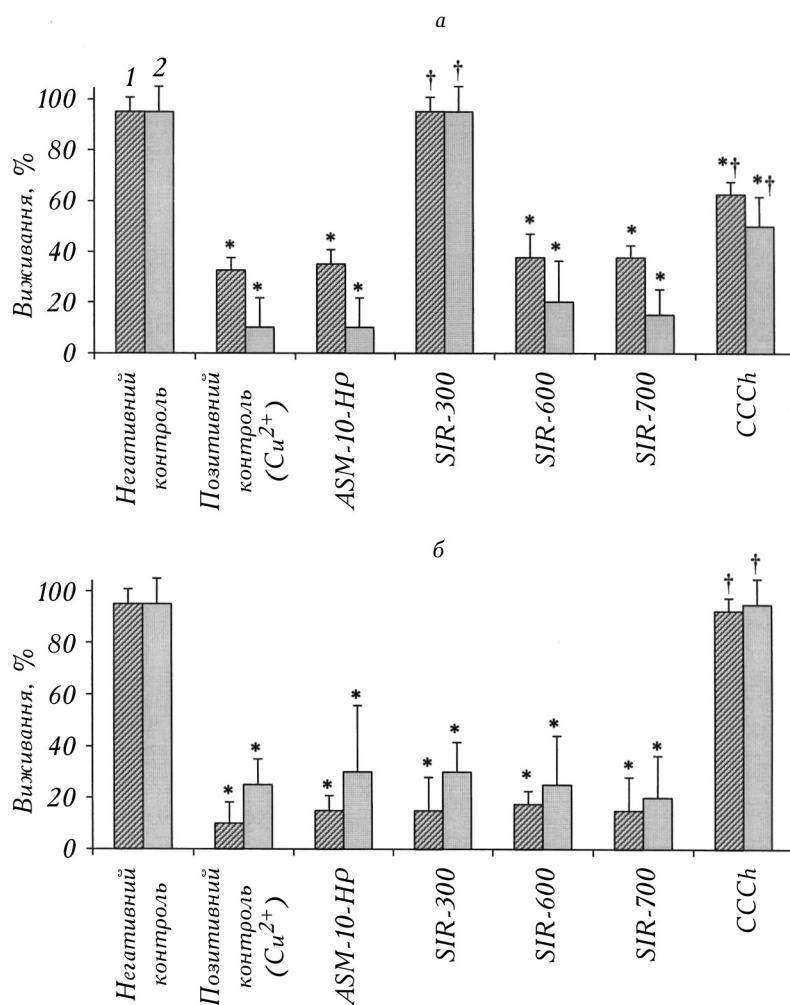
Навіть за виконання цієї умови в експерименті з катіонною йонообмінною смолою SIR-300 величина рН водної фази статистично вірогідно ( $p \leq 0,05$ ) зміщувалась майже на 0,6 одиниць у лужний бік, що може впливати на виживання *D. magna*. Підвищення загибелі на 10% порівняно з контролем ( $p = 0,07$ ) на 5% менше загальноприйнятої величини, яка зазвичай встановлюється нормативними документами щодо виживання тест-організмів у контрольних пробах, проте такі норми стосуються простіших схем проведення дослідів.



2. Вплив домішок йонообмінних смол і активованого вугілля до донних відкладів на величину водневого показника водної фази через 96 год експозиції;  $\bar{X} \pm \sigma$ ,  $n = 8$ .

*Живлення тест-організмів.* Зазвичай у природних ДВ міститься достатньо поживних речовин для росту і розвитку личинок *Ch. riparius* протягом 10 діб експозиції, враховуючи співвідношення при проведенні експерименту 2 г ДВ на одну личинку. Проте при дослідженні ДВ, збіднених на органічний вуглець, може існувати потреба внесення додаткового корму Tetra-Min® (пластівці) з розрахунку 2 мг на одну личинку. Ювеніси *D. magna* не потребують додаткового живлення протягом 72 год експозиції за умови їхнього належного живлення перед посадкою у експериментальні камери.

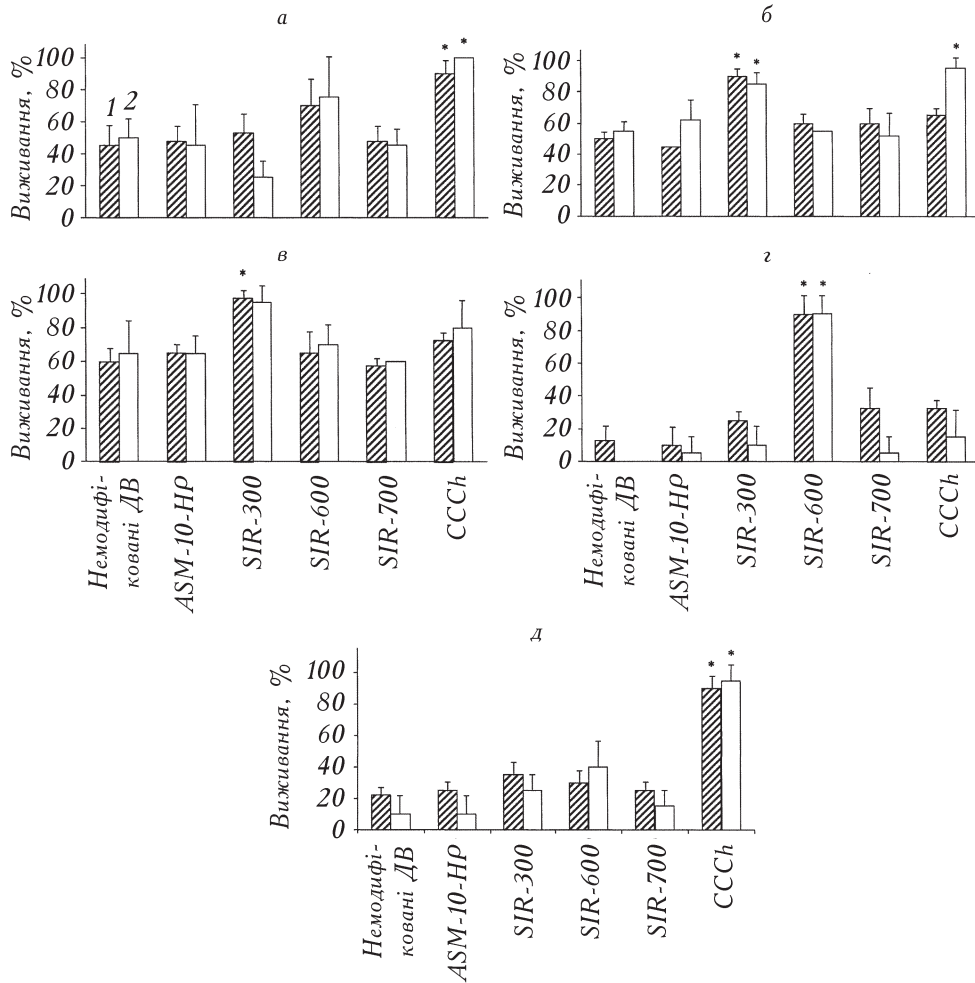
**Дослідження ефективності методу за результатами експериментів з додаванням модельних токсикантів.** Додавання сульфату купруму II до умовно чистих ДВ у кількості, що відповідає 10 PEC (розрахункова концентрація — 1,49 мг  $\text{Cu}^{2+}$  на один грам сухої ваги ДВ) призводило до загибелі 63% личинок *Ch. riparius* за 10 діб експерименту. При цьому частина токсиканту досить швидко переходила у водну фазу, про що свідчить загибель 90% ювенісів *D. magna* вже протягом 72 год експозиції (рис. 3, а). Зрозуміло, що прояв токсичної дії на бентосні і планктонні тест-організми таких ДВ (*spiked sediments*) залежить від їхнього початкового складу, властивостей водної фази, та багатьох інших фізико-хімічних чинників. Проте важливим є те, що статистично вірогідний модулюючий ефект було досягнуто в експериментальних ємностях з домішкою ResinTech SIR-300, що знайшло своє відображення у підвищенні виживання обох тест-організмів до показників, які статистично не відрізнялись від результатів негативного контролю (умовно чисті ДВ без додавання модельного токсиканту). Такий результат є очікуваним, оскільки йонообмінна смола ResinTech SIR-300 призначена для адсор-



3. Вплив домішок модельних токсикантів до ДВ на виживання *Chironomus riparius* (1) та *Daphnia magna* (2) при ідентифікації класу забруднюючих речовин: а — сульфат купруму II; б — фіпроніл. Тут і на рис. 4: \* — різниця середніх величин виживання в негативному контролі та досліді статистично вірогідна,  $p \leq 0,05$ ; † — різниця середніх величин виживання в позитивному контролі та досліді статистично вірогідна,  $p \leq 0,05$ .

бування катіонів перехідних, у тому числі більшості важких, металів. Менш виражені позитивні, проте статистично вірогідні, відмінності у виживанні тест-організмів було також отримано і при додаванні до ДВ активованого вугілля.

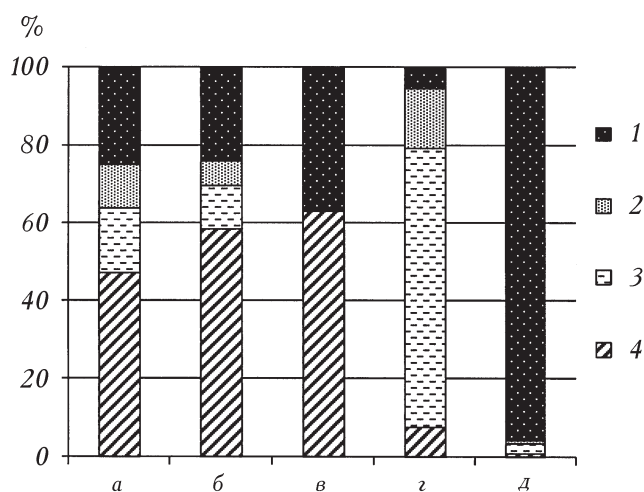
Додавання до умовно чистих ДВ модельного токсиканта фіпронілу у кількості 10 ПЕС (розрахункова концентрація — 0,54 мкг фіпронілу на один грам сухої ваги ДВ) призводило до 90%-ної смертності личинок *Ch. riparius* протягом 10 діб експерименту (рис. 3, б). Переважний токсичний вплив на бентосні організми можна пояснити малою полярністю молекули цієї речо-



4. Ідентифікація класу забруднюючих речовин, які спричиняють токсичність донних відкладів для *Chironomus riparius* (1) та *Daphnia magna* (2). Тут і на рис. 5: а — Дніпровсько-Бузький лиман (нижче м. Херсон, гирло р. Вільовчана); б — р. Дунай, Потапів кут; в — Канівське водосховище (суднохідний канал, 1000 м нижче дамби Київської ГЕС); з — став дендропарку «Олександрія»; д — р. Нивка в районі аеропорту «Київ», мікрорайон Києва «Жуляни».

вини ( $K_{ow}$  4,0) і, відповідно, високою спорідненістю до органічного вуглецю (тверда фаза). Статистично вірогідне зниження загигелі тест-організмів спостерігалось лише у випадку додавання до «отруєних» фіпронілом ДВ активованого вугілля.

**Апробація методу на токсичних природних донних відкладах.** Досліди проводили на пробах донних відкладів, які чинили токсичну дію на *Ch. riparius* у попередніх експериментах і характеризувались різнотиповим забрудненням (рис. 4).



5. Основні класи токсикантів згідно з даними хімічного аналізу на досліджуваних станціях спостереження: 1 — органічні забруднювачі; 2 — хром загальний; 3 — амоній; 4 — важкі метали.

Для оцінки ефективності методу на всіх станціях спостереження наведено вміст специфічних речовин токсичної дії у донних відкладах за власними даними та даними [1, 2, 4] (рис. 5). Вміст токсичних речовин виражено через сумарні величини перевищення граничних концентрацій PEC за наступними класами токсикантів: важкі метали (Cu, Zn, Ni, Pb, Cd, Ag, Hg), органічні забруднюючі речовини (поліароматичні вуглеводні, поліхлоровані

біфеніли, ДДТ та його похідні), амоній, хром загальний. Використання даних класів токсикантів було пов'язано з їхнім найбільшим наближенням до тих типів забруднювачів, які застосовувались для їхньої ідентифікації біологічним методом.

Донні відклади Дніпровсько-Бузького лиману нижче м. Херсон в районі гирла р. Веревчина проявляли токсичний ефект для *Ch. riparius* та *D. magna* (виживання відповідно 45 та 50%) (див. рис. 4, а). В результаті послідовного додавання домішок при процедурі ідентифікації класу токсиканту, який найбільш ймовірно спричиняє токсичність, статистично вірогідне її зниження, тобто підвищення виживання тест-організмів, відбулось за додавання активованого вугілля (СССh), яке призначене для зв'язування органічних забруднювачів. Однак, як показали результати досліджень з модельним токсикантом, ця домішка здатна адсорбувати також і важкі метали.

Згідно з даними хімічного аналізу (див. рис. 5), донні відклади на цій станції характеризувались досить різноманітним забрудненням, переважну частку якого склали важкі метали.

Можна припустити, що вони знаходились в менш біодоступній формі, ніж органічні забруднювачі, або їхня кількість (сумарне перевищення PEC складало 14,5 раза) значно перевищувала потенціал детоксикації домішки SIR-300, додавання якої практично не підвищило виживання тест-об'єктів.

Донні відклади р. Дунай в районі Потапового кута також виявляли токсичність для тест-організмів на рівні 50% для *Ch. riparius* та 45% для *D. magna* (див. рис. 4, б). Їхнє статистично вірогідне зменшення для обох ор-



ганізмів відбулось при додаванні домішки SIR-300, яка потенційно зв'язує важкі метали. Також вірогідне зменшення токсичності водної фази для *D. magna* відбулось за умов додавання активованого вугілля. Необхідно відмітити, що результати ідентифікації досить тісно корелюють з даними хімічного аналізу, адже біля 60% забруднюючих речовин, які ймовірно могли викликати токсичний ефект на цій ділянці водотоку, склали саме важкі метали (сумарне перевищення ПЕС — 2,7 раза).

Для донних відкладів Канівського водосховища, в суднохідному каналі на 1000 м нижче дамби Київської ГЕС, які були менш токсичними, ніж попередні зразки (загибель — 35—40%), найбільший детоксикуючий ефект виявився також за додавання домішки SIR-300 (див. рис. 4, в). При цьому виживання *Ch. riparius* підвищилось майже до 100%. Можна стверджувати, що токсичність донних відкладів на ділянці нижче дамби Київської ГЕС обумовлена переважно важкими металами. Підтвердженням цьому є дані хімічного аналізу, сумарне перевищення ПЕС по важких металах — 2,1 раза, що становить більше 60% загальної кількості досліджуваних токсикантів.

Донні відклади зі ставка дендропарку «Олександрія», який характеризується надмірним забрудненням мінеральним азотом (перевищення ГДК становить 30,1 раза), виявляли абсолютно летальний ефект для планктонного організму *D. magna* та порогову токсичність для *Ch. riparius* — 87,5% (див. рис. 4, г), яка статистично вірогідно знижувалась більше ніж на 70% при додаванні домішки SIR-600, призначеної для зв'язування амонію. Присутність значних концентрацій йонів амонію у водоймі також підтверджують результати гідрохімічних досліджень.

Донні відклади р. Нивки в районі аеропорту «Київ» (мікрорайон м. Києва «Жуляни») мали гостру токсичність — загибель *Ch. riparius* 77,5%, *D. magna* — 100%. При додаванні активованого вугілля їхня токсичність знижувалась статистично вірогідно на 67,5%. За даними хімічного аналізу, на цій ділянці донні відклади були надзвичайно забруднені переважно нафтопродуктами, кількість яких у 78,9 раза перевищувала ПЕС, що підтверджує наявність токсичності у ДВ за рахунок присутності органічних забруднювачів.

Отже, результати ідентифікації класу токсичних речовин донних відкладів різнотипних прісноводних об'єктів України показали досить високі корелятивні зв'язки з хімічним аналізом на вміст специфічних речовин токсичної дії, що свідчить про адекватність запропонованого методу.

### Висновки

Представлено методичні підходи до виявлення класу забруднюючих речовин, які спричиняють токсичність донних відкладів для бентосних та планктонних безхребетних. Суть методу полягає у дослідженні реакції тест-організмів на додавання до забруднених донних відкладів домішок, здатних зв'язувати токсичні речовини певних хімічних класів, за рахунок чого відбувається зменшення їхньої біодоступності. Це дозволяє в послідовній серії експериментів виявити джерело токсичної дії.

Експериментально показано, що додавання до донних відкладів домішок (йонобмінних смол та активованого вугілля) у масовому співвідношенні 4 : 1 не чинить токсичної дії на тест-організми.

Застосування личинок *Chironomus riparius* та ювенісів *Daphnia magna* для ідентифікації класу забруднюючих речовин донних відкладів прісноводних екосистем виявило високу ефективність в експериментах з модельними токсикантами різної хімічної природи. Показано, що статистично вірогідне зниження токсичності відбувалось за рахунок додавання спеціальних для зв'язування забруднюючих речовин відповідного класу домішок.

Результати апробації запропонованого методу на забруднених донних відкладах різнотипних водних об'єктів України, їхнє порівняння з даними хімічного аналізу, свідчать про його методичну доступність і високу ефективність.

\*\*

*В статье представлен опыт применения метода идентификации класса загрязняющих веществ, обуславливающих токсичность донных отложений для бентосных организмов, а также планктонных беспозвоночных вследствие вторичного загрязнения водной среды. Суть метода состоит в исследовании реакции тест-организмов на добавление к загрязненным донным отложениям веществ, способных к связыванию токсикантов определенного химического класса, вследствие чего происходит уменьшение их биодоступности. Это позволяет в серии экспериментов выявить класс веществ, вызывающих токсическое действие. Обоснована возможность использования личинок *Chironomus riparius* и ювенисов *Daphnia magna* для идентификации класса загрязняющих веществ донных отложений пресноводных гидроекосистем.*

\*\*

*Paper describes experience with applying method of identification of contaminants causing toxic effect to benthic invertebrates in sediments and planktonic ones owing to secondary water pollution. The method consists in study of test-organisms reactions on addition to toxic sediments substances capable of binding particular chemical class contaminants and subsequent decreasing their bioavailability. It allows identifying the cause of toxic action in the series of experiments. Feasibility study of *Chironomus riparius* larvae and *Daphnia magna* juveniles usage in the toxicity identification evaluation assays for sediments of freshwater hydroecosystems is carried out.*

\*\*

1. Коновець І.М., Кіпніс Л.С., Гончарова М.Т., Крот Ю.Г. Токсикологічна оцінка стану донних відкладів ділянки р. Дніпро нижче греблі Київської ГЕС // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. — 2009. — № 1—2 (39). — С. 97—102.
2. Романенко В.Д., Крот Ю.Г., Леконцева Т.И., Подрюгина А.Б. Особенности структурной организации фито- и зоопланктона при экстремально высоком содержании неорганических соединений азота в воде // Гидробиол. журн. — 2017. — Т. 53, № 3. — С. 3—15.

3. Ankley G.T., Burkhard L.P. Identification of surfactants as toxicants in a primary effluent // Environ. Toxicol. Chem. — 1992. — Vol. 11. — P. 1235—1248.
4. Burgess R., Terletskaia A., Milyukin M. et al. Concentration and distribution of hydrophobic organic contaminants and metals in the estuaries of Ukraine // Mar. Pollut. Bull. — 2009. Vol. 58. P. 1103 1115.
5. Burgess R.M., Ho K.T., Tagliabue M.D. et al. Toxicity characterization of an industrial and a municipal effluent discharging to the marine environment // Ibid. — 1995. — Vol. 30. — P. 524—535.
6. Ho K., Burgess R. What's causing toxicity in sediments? Results of 20 years of toxicity identification and evaluations // Environ. Toxicol. and Chem. — 2013. — Vol. 32, N 11. — P. 2424—2432.
7. Ho K., Burgess R., Pelletier M. et al. An overview of toxicant identification in sediments and dredged materials // Mar. Pollut. Bull. — 2002. — Vol. 44. — P. 286—293.
8. MacDonald D.D., Ingersoll C.G., Berger T.A. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems // Arch. Environ. Contam. Toxicol. — 2000. — Vol. 39. — P. 20—31.
9. Methods for aquatic toxicity identification evaluations. Phase I. Toxicity characterization procedures (second edition): EPA-600/6-91/003. — 1991.
10. Methods for aquatic toxicity identification evaluations. Phase II. Toxicity identification procedures for samples exhibiting acute and chronic toxicity: EPA/600/R-92/080. — 1993.
11. Methods for aquatic toxicity identification evaluations. Phase III. Toxicity confirmation procedures for samples exhibiting acute and chronic toxicity: EPA/600/R-92/081. — 1993.
12. Norberg-King T., Mount D.I., Amato J.R. et al. Toxicity identification evaluation: characterization of chronically toxic effluents. Phase I: EPA-600/6-91/005. — 1991.
13. Romanenko V.D., Goncharova M.T. Larvae *Chironomus riparius* (Diptera: Chironomidae) as sensitive to copper test-object // Hydrobiol. J. — 2011. — Vol. 47, N 6. — P. 99—103.
14. Romanenko V.D., Goncharova M.T., Konovets I.M., Kipnis L.S. Selection of mineral substrates by *Chironomus riparius* larvae // Ibid. — 2017. — Vol. 53, N 3. — P. 100—106.
15. Romanenko V.D., Goncharova M.T., Konovets I.N. et al. Method of complex assessment of the bottom sediments toxicity using benthic and planktonic organisms // Ibid. — 2012. — Vol. 48, N 2. — P. 30—39.
16. Sediment Toxicity Identification Evaluation (TIE) Phases I, II, and III. Guidance Document: EPA/600/R-07/080. — 2007. — 145 p.