

УДК 574.64:595.371 (285.33)

В. Д. Романенко, Л. С. Кіпніс, М. Т. Гончарова,
І. М. Коновець, А. Б. Подругіна

**ТОКСИКОРЕЗИСТЕНТНІСТЬ ІНВАЗИВНИХ ВИДІВ
ГАМАРИД (CRUSTACEA: AMPHIPODA)
ЛІТОРАЛЬНОЇ ЗОНИ ДНІПРОВСЬКИХ
ВОДОСХОВИЩ ДО ЙОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ**

Досліджено резистентність інвазивних видів гамарид Київського та Канівського водосховищ *Chaetogammarus ischnus*, *Pontogammarus robustoides*, *Dikerogammarus villosus*, *Dikerogammarus haemobaphes* до дії йонів важких металів. Встановлено, що вони мають високу чутливість, близьку до такої стандартних тест-об'єктів *Daphnia magna* та *Ceriodaphnia affinis*, а найбільш чутливими є *D. villosus* і *D. haemobaphes*. Токсичність досліджених важких металів для цих видів гамарид зменшується у ряді: $Cd^{2+} > Cr^{6+} > Zn^{2+}$.

Ключові слова: гамариди, інвазивні види, токсикорезистентність, йони важких металів.

Проблема появи чужорідних видів у різних водних екосистемах світу стає дедалі актуальнішою [16, 20]. Висока екологічна пластичність деяких видів водних тварин дозволяє їм швидко поширюватись та витіснити аборигенні. Київське і Канівське водосховища дніпровського каскаду не є винятком, в них реєструють появу значної кількості чужорідних для цього регіону видів [4, 14]. Найбільш широкомасштабною натуралізацією характеризуються амфіподи понто-каспійського комплексу. Деякі з них було інтродуковано в середині 50-х років з метою розширення кормової бази риб-бентофагів, проте відмічено також їх самостійне поширення [4].

Гамариди (Crustacea: Amphipoda) є надзвичайно чисельною та екологічно важливою групою нектобентосних макробезхребетних, які відіграють значну роль у процесах самоочищення водойм. У зв'язку з достатньо високою чутливістю до забруднення, включно до токсичних речовин, вони є надійними біоіндикаторами [21]. Зважаючи на важливу функціональну роль цих безхребетних у гідроекосистемі, їх високу чисельність і біомасу, надзвичайно актуальними є дослідження резистентності гамарид до дії токсичних речовин.

Одними з пріоритетних токсикантів донних відкладів, поряд з поліароматичними вуглеводнями та поліхлорованими біфенілами, є важкі метали, що

© В. Д. Романенко, Л. С. Кіпніс, М. Т. Гончарова, І. М. Коновець,
А. Б. Подругіна, 2013

не зазнають деструкції та можуть мати кумулятивний і синергічний ефекти [7]. Серед них найбільшу небезпеку для водних організмів становлять кадмій, мідь, свинець, хром і цинк [19].

У воді і донних відкладах руслової частини Канівського водосховища (біля м. Кисва) концентрація кадмію та цинку підвищена [5]. Так, за вмістом Cd^{2+} (1,3—3,4 мкг/дм³) воду за екологічною оцінкою можна класифікувати як «погана, брудна» (клас IV, категорія 6), а за вмістом Zn^{2+} (до 65,8 мкг/дм³) вона належить до класу «задовільна, помірно забруднена» (клас III, категорія 5). При постійному надходженні ці метали можуть у значній кількості накопичуватися в донних відкладах і за певних умов мігрувати у воду.

Кадмій належить до найбільш рухомих металів, оскільки 26—36% його знаходиться у донних відкладах у йонообмінній формі [7], що визначає його високу біодоступність. Він високотоксичний для водних безхребетних [9]. Цинк менш рухомий, ніж кадмій [2]. З огляду на те, що цинк є важливим мікроелементом, оскільки бере участь у багатьох метаболічних процесах, він є малотоксичним. Однак за високої концентрації Zn^{2+} у навколишньому середовищі та за дефіциту кисню, який сприяє його міграції з донних відкладів у воду, цей метал може істотно впливати на процеси росту, розвитку і відтворення водних тварин [5, 8]. Його вміст у придонному шарі води може бути у 3,5—4,0 разу вищим, ніж у поверхневому.

Метою роботи було дослідити токсикорезистентність інвазивних видів гамарид літоральної зони дніпровських водосховищ (на прикладі Київського та Канівського) до йонів кадмію, цинку і хрому (як референтного токсиканту) та порівняти їх зі стандартними тест-об'єктами *Daphnia magna* та *Ceriodaphnia affinis*.

Матеріал і методика досліджень. Дослідження проводили на інвазивних видах гамарид літоральної зони (до глибини 2 м) Київського та Канівського водосховищ (с. Лютиж, урочище Толокунь, Оболонська затока, м. Київ): *Pontogammarus robustoides*, *Chaetogammarus ischnus*, *Dikerogammarus villosus* і *D. haemobaphes*.

Гідробіонтів відбирали у червні 2011 р. загальноприйнятими методами [10]. Період аклімації тварин до лабораторних умов перед проведенням експерименту становив 7 діб. Для дослідів відбирали однікову молодь розміром 3 ± 1 мм. Гострі дослідів проводили в 300 мл ємностях у трьох повторях. Кількість дослідних тварин в одному повторі — 5, тривалість дослідів — 48 год, у цей час тварин не годували. В експерименті не було примусової аерації води.

Токсикорезистентність оцінювали за значенням медіанної летальної концентрації (LK_{50} — розрахункова концентрація, що призводить до смертності 50% організмів), летального часу (LT_{50} — час, за який у максимальній з досліджуваних концентрацій смертність становить 50%), а також толерантного діапазону, межі якого встановлюються вітальною (LK_0) та абсолютно летальною концентрацією (LK_{100}). Ці значення порівнювали з такими для стандартних високочутливих тест-об'єктів *Daphnia magna* та *Ceriodaphnia*

affinis, досліди з якими проводили за методиками [11, 12] з використанням лабораторних культур біотехнологічного комплексу Інституту гідробіології НАН України.

Для приготування розчинів цинку та кадмію використовували їх хлоридні солі ($ZnCl_2$, ч. д. а. та $CdCl_2 \cdot 2H_2O$, ч. д. а.). Як референтний токсикант використовували дихромат калію ($K_2Cr_2O_7$, х. ч.). Вплив Cd^{2+} досліджували у діапазоні концентрацій 0,01—10,0 мг/дм³, Zn^{2+} — 0,12—100,0 мг/дм³, Cr^{6+} — 0,04—10,0 мг/дм³. Для приготування розчинів та як середовище у контрольних дослідах використовували дехлоровану водопровідну воду. Кінцеву концентрацію токсиканту контролювали методом атомної абсорбції [10]. Статистичну обробку здійснювали згідно із загальноприйнятими методами варіаційної статистики [6].

Результати досліджень та їх обговорення

Результати досліджень інвазивних видів гамарид за дії йонів важких металів показали їх досить низьку токсикорезистентність (таблиця). Види *Ch. ischnus* та *P. robustoides* були більш стійкими, про що свідчить близький діапазон толерантності: 0,04—1,0, 0,37—10,0 та 0,12—1,11 мг/дм³ до дії відповідно Cd^{2+} , Zn^{2+} та Cr^{6+} , а також час загибелі у максимальній концентрації (відповідно 1,3—1,5, 6,2—6,3 та 3,2—3,5 год). Менш стійкими виявились *D. villosus* та *D. haemobaphes*: діапазон толерантності до дії Cd^{2+} , Zn^{2+} і Cr^{6+} становив відповідно 0,01—0,33, 0,12—10,0, 0,04—0,37 мг/дм³, а час загибелі у максимальній концентрації — 1,2—1,3, 3,0—3,2 та 1,2—1,3 год.

Результати досліджень показують, що токсичність вивчених металів для гамарид зменшувалась у ряді: $Cd^{2+} > Cr^{6+} > Zn^{2+}$, середні значення LK_{50} становило відповідно 0,11, 0,25, 1,15 мг/дм³. Час загибелі 50% тварин за 48 год у максимальній дослідженій концентрації був найбільш тривалим за дії Zn^{2+} , а найменшим — за дії Cd^{2+} .

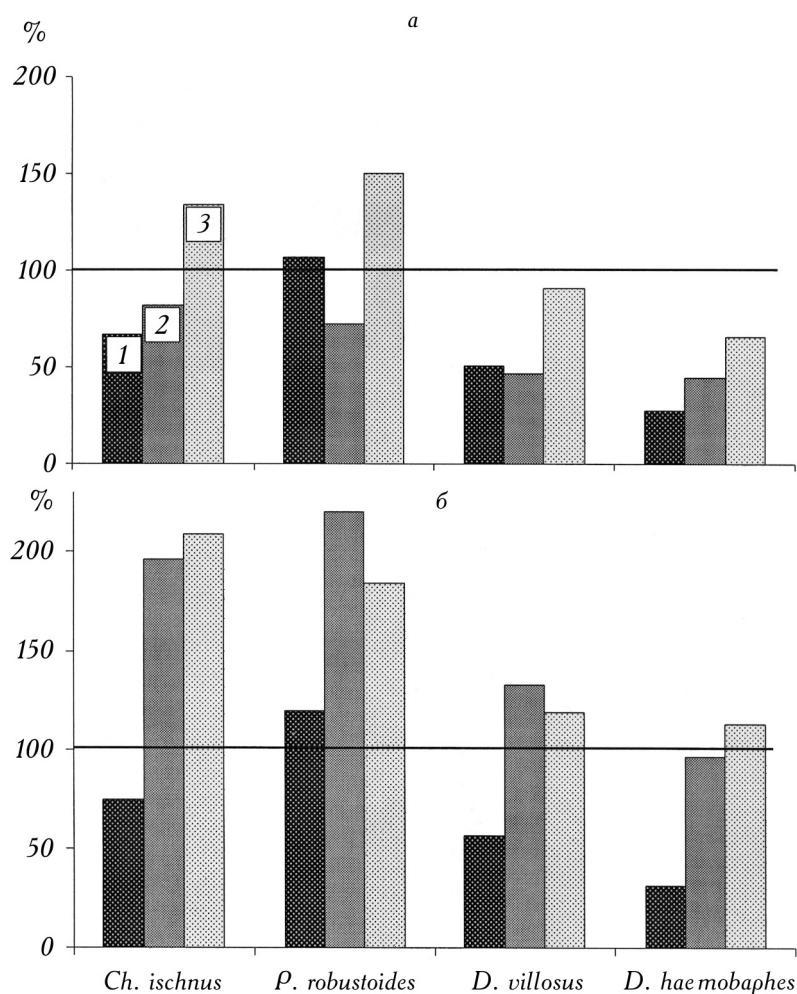
За чутливістю до Cd^{2+} гамарид можна розташувати так: *D. haemobaphes* > *D. villosus* > *Ch. ischnus* > *P. robustoides* (див. таблицю), до Zn^{2+} : *D. haemobaphes* > *D. villosus* > *Ch. ischnus* > *P. robustoides*; до Cr^{6+} : *D. haemobaphes* = *D. villosus* > *P. robustoides* > *Ch. ischnus*.

Отже, найбільш чутливими видами до дії важких металів виявились *D. villosus* і *D. haemobaphes*, менш чутливими — *P. robustoides* та *Ch. ischnus*. Слід зауважити, що за розмірами досліджені види розташовуються таким чином: *P. robustoides* < *Ch. ischnus* < *D. haemobaphes* < *D. villosus*, тобто останні два види є крупнішими [13]. Так, середня довжина тіла статевозрілих самиць і самців *P. robustoides* становить відповідно 10,5—15,5 і 11—18 мм, *Ch. ischnus* — 10—13 і 12,0—15,5 мм, *D. haemobaphes* — 15—16 мм (самиць і самців), *D. villosus* — до 16 і 21 мм. Про тенденцію щодо вищої резистентності до дії важких металів менших за розмірними характеристиками гамарид зазначають також зарубіжні джерела [18]. Це дає підстави вважати, що різні види видоспецифічно чутливі до наявності важких металів у водному середовищі.

Токсикорезистентність інвазивних видів гамарид і гільястовусих ракоподібних до дії йонів важких металів за 48 год експозиції (n = 3)

Токсиканти	Показники	<i>Ch. ischnus</i>	<i>P. robustoides</i>	<i>D. villosus</i>	<i>D. haemovarphes</i>	<i>D. magna</i>	<i>C. affinis</i>
Cd ²⁺	ЛК ₀ , мг/дм ³	0,04	0,04	0,01	0,01	0,04	0,01
	ЛК ₅₀ , мг/дм ³	0,12 ± 0,02*	0,19 ± 0,04	0,09 ± 0,01*†	0,05 ± 0,01*†	0,18 ± 0,03	0,16 ± 0,03
	ЛК ₁₀₀ , мг/дм ³	1,00	1,00	0,33	0,33	1,11	0,37
Zn ²⁺	ЛТ ₅₀ (10 мг/дм ³ Cd ²⁺), год	1,50 ± 0,35*†	1,33 ± 0,20*†	1,17 ± 0,20*†	1,33 ± 0,20*†	3,33 ± 0,20	3,17 ± 0,20
	ЛК ₀ , мг/дм ³	0,37	0,37	0,12	0,12	0,37	0,12
	ЛК ₅₀ , мг/дм ³	1,40 ± 0,35†	1,57 ± 0,31*†	0,95 ± 0,20	0,69 ± 0,17*	1,05 ± 0,18	0,71 ± 0,17
Cr ⁶⁺	ЛК ₁₀₀ , мг/дм ³	10,00	10,00	10,00	10,00	11,10	1,23
	ЛТ ₅₀ (100 мг/дм ³ Zn ²⁺), год	6,17 ± 0,20*†	6,33 ± 0,41*†	3,17 ± 0,20	3,00 ± 0,00*	3,33 ± 0,20	3,00 ± 0,00
	ЛК ₀ , мг/дм ³	0,12	0,12	0,04	0,04	0,12	0,04
Cr ⁶⁺	ЛК ₅₀ , мг/дм ³	0,34 ± 0,07†	0,30 ± 0,08*†	0,19 ± 0,04*	0,18 ± 0,04*	0,41 ± 0,06	0,16 ± 0,03
	ЛК ₁₀₀ , мг/дм ³	1,11	1,11	0,37	0,37	1,11	0,37
	ЛТ ₅₀ (10 мг/дм ³ Cr ⁶⁺), год	3,17 ± 0,2	3,50 ± 0,35	1,33 ± 0,20*†	1,17 ± 0,20*†	3,33 ± 0,20	3,17 ± 0,20

* Різниця середніх значень ЛК₅₀ досліджуваного виду гамарид і *D. magna* статистично вірогідна, $p < 0,05$; † — різниця середніх значень ЛК₅₀ досліджуваного виду гамарид і *C. affinis* статистично вірогідна, $p < 0,05$.



Відношення величин медіанних летальних концентрацій ($\frac{\text{ЛК}_{50} \text{ гамарид}}{\text{ЛК}_{50} \text{ гіллястовусих ракоподібних}}$, %) йонів важких металів інвазивних видів гамарид і гіллястовусих ракоподібних *Daphnia magna* (a) і *Ceriodaphnia affinis* (б): 1 — Cd²⁺; 2 — Cr⁶⁺; 3 — Zn²⁺.

З огляду на те, що однією з причин появи інвазивних видів є їх висока екологічна пластичність [15], вони, ймовірно, можуть виявляти підвищену стійкість до перебування в забрудненому середовищі. Ми порівняли медіанні летальні концентрації досліджених металів для інвазивних видів гамарид і класичних об'єктів токсикологічних досліджень *Daphnia magna* і *Ceriodaphnia affinis*. Отримані значення свідчать, що чутливість гамарид до дії важких металів у більшості випадків була вищою, ніж у *D. magna* (рисунок). Навіть порівняно з *C. affinis*, одним з найбільш чутливих тест-об'єктів, *D. villosus* і *D. haemobaphes* виявились менш резистентними до дії йонів кадмію. Винятком був вплив йонів Zn²⁺ на *P. robustoides* та *Ch. Ischnus*.

Про високу чутливість природних популяцій гамарид зазначається також у літературі [17, 18, 22]. Зокрема, значення $LK_{50}^{96} Cd^{2+}$ для *Pontogammarus maoticus* та *Gammarus pulex* становлять відповідно 0,05 і 0,08 мг/дм³, Zn^{2+} — 5,2 і 8,8 мг/дм³ [17]. Значення $LK_{50}^{96} Zn^{2+}$ ще менші: для *D. villosus* — 0,10, *Ch. ischnus* — 0,14 і *P. robustoides* — 0,16 мг/дм³ [22]. Незважаючи на суттєві відмінності у чутливості *G. pulex*, *G. fossarum*, *G. roeseli*, *G. tigrinus*, *D. villosus* та *Echinogammarus berilloni* до йонів кадмію істотної різниці між аборигенними (перші два) та інвазивними видами не виявлено [18]. Автори дійшли висновку про те, що на забруднених кадмієм акваторіях інвазивні види гамарид не мають переваг порівняно з аборигенними видами. Згідно з даними [3], різниця в чутливості різних за походженням видів все ж є: представники древньо-прісноводної амфіподофауни (до яких належать аборигенні) є більш стійкими до забруднення промисловими стоками у порівнянні з видами понто-каспійського походження.

Висновки

Результати досліджень свідчать про високу чутливість інвазивних видів гамарид літоральної зони Київського та Канівського водосховищ до йонів важких металів, що підтверджується низькими значеннями медіанних летальних концентрацій. Серед досліджених важких металів найбільшою токсичністю для гамарид відрізняється кадмій (II), LK_{50}^{48} становить 0,01—0,19 мг/дм³. Йони хрому (VI) та цинку (II) є менш токсичними, LK_{50}^{48} становить відповідно 0,18—0,34 та 0,69—1,57 мг/дм³. Отримані значення медіанних летальних концентрацій для гамарид виявилися близькими до таких для класичних тест-об'єктів токсикологічних досліджень — *Daphnia magna* та *Ceriodaphnia affinis*.

Відмічено позитивну залежність між чутливістю до дії важких металів і розмірними характеристиками виду, найбільш чутливими були більші за розмірами *D. villosus* та *D. haemobaphes*.

Виходячи з результатів досліджень, а також беручи до уваги літературні дані, можна дійти висновку, що інтенсифікація забруднення водних об'єктів не є провідним чинником, який призводить до зникнення аборигенної амфіподофауни Київського та Канівського водосховищ та появи і натуралізації інвазивних видів понто-каспійської фауни.

**

Исследована резистентность инвазивных видов гамарид литоральной зоны Киевского и Каневского водохранилищ: Chaetogammarus ischnus, Pontogammarus robustoides, Dikerogammarus villosus и D. haemobaphes к действию тяжелых металлов. Установлено, что исследуемые виды обладают высокой чувствительностью, близкой к такой стандартных тест-объектов Daphnia magna и Ceriodaphnia affinis, при этом наиболее чувствительными видами оказались D. villosus и D. haemobaphes. Токсичность исследуемых тяжелых металлов для данных видов снижается в ряду: $Cd^{2+} > Cr^{6+} > Zn^{2+}$.

**

The resistance to the impact of heavy metals to invasive species of Gammaridae of littoral zones of Kiev and Kanev reservoirs Chaetogammarus ischnus, Pontogammarus robustoides, Dikerogammarus villosus and D. haemobaphes has been investigated. It was found that these species possessed high sensitivity, similar to that of standard test objects Daphnia magna and Ceriodaphnia affinis; the most sensitive were D. haemobaphes and D. villosus. The toxicity of heavy metals to investigated species of Gammaridae decreased in a sequence $Cd^{2+} > Cr^{6+} > Zn^{2+}$.

**

1. Белоконь В.И., Нахшина Е.П. Формы нахождения тяжелых металлов в донных отложениях водохранилищ Днепра. II. Кадмий, свинец // Гидробиол. журн. — 1990. — Т. 26, № 2. — С. 83—90.
2. Белоконь В.И., Нахшина Е.П. Формы нахождения тяжелых металлов в донных отложениях водохранилищ Днепра. III. Кобальт, медь, цинк // Там же. — 1993. — Т. 29, № 1. — С. 99—106.
3. Дегю И.И. Амфиподы пресных и солоноватых вод юго-запада СССР. — Кишинев: Штиинца, 1980. — 222 с.
4. Жукинский В.Н., Харченко Т.А., Ляшенко А.В. Адвентивные виды и изменение ареалов аборигенных гидробионтов в поверхностных водных объектах Украины. Сообщ. 1. Водные беспозвоночные // Гидробиол. журн. — 2006. — Т. 42, № 6. — С. 3—21.
5. Крот Ю.Г., Киризий Т.Я., Коновец И.Н. и др. Характеристика качества воды верховьев Каневского водохранилища в районе г. Киева // Материалы III Междунар. науч. конф. «Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды», 17—22 сент. 2007 г., Минск, Нарочь. — Минск, 2007. — С. 61—62.
6. Лакин Г.Ф. Биометрия. — М.: Высш. шк., 1973. — 343 с.
7. Линник П.Н. Тяжелые металлы в поверхностных водах Украины: содержание и формы миграции // Гидробиол. журн. — 1999. — Т. 35, № 1. — С. 22—42.
8. Линник П.Н., Тимченко О.В., Зубко А.В. и др. Кислородный режим водоемов как важнейший фактор миграции различных форм металлов в системе «донные отложения — вода» // Там же. — 2008. — Т. 44, № 6. — С. 94—116.
9. Метелев В.В., Канаев А.И., Дзасохова Н.Г. Водная токсикология. — М.: Колос, 1971. — 247 с.
10. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В. Д. Романенка. — К.: Логос, 2006. — 408 с.
11. Методика визначення гострої токсичності води на ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg: КНД 211.1.4.055-97. — К., 1997. — 13 с.
12. Методика визначення гострої токсичності води на ракоподібних *Daphnia magna* Straus: КНД 211.1.4.054-97. — К., 1997. — 25 с.
13. Определитель фауны Чёрного и Азовского морей: Свободноживущие беспозвоночные. Т. 2. Ракообразные / Под ред. Ф. Д. Мордухай-Болтовского. — Киев: Наук. думка, 1968. — 440 с.

14. Плигин Ю.В., Матчинская С.Ф. Многолетние изменения состава и количественного развития макрозообентоса Киевского водохранилища // Гидробиол. журн. — 2008. — Т. 44, № 5. — С. 17—35.
15. Саяпин В.В. Бокоплавы (Crustacea, Amphipoda) как составляющий компонент биологических ресурсов Нижнего Дона: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. — Краснодар, 2003. — 25 с.
16. Aleksandrov B., Boltachev A., Kharchenko T. et al. Trends of aquatic alien species invasion in Ukraine // Aquatic invasions. — 2007. — Vol. 2. — P. 215—242.
17. Barazandeh M., Abtahi B. Temperature effect on *Gammarus pulex*, *Pontogammarus maeoticus* sensitivity to CdSO₄ by LC₅₀^{96h} calculation // J. mar. sci. technol. — 2003. — Vol. 2, N 4. — P. 9—18.
18. Boets P., Lock K., Goethals P. et al. A comparison of the short-term toxicity of cadmium to indigenous and alien gammarid species // Ecotoxicology. — 2012. — Vol. 21. — P.1135—1144.
19. Campbell P., Tessier A. Ecotoxicology of metals in aquatic environments: geochemical aspects // Ecotoxicology. — Chelsea: MI Lewis publishers, 1996. — P. 11—58.
20. MacNeil C., Platvoet D., Dick J. et al. The Ponto-Caspian 'killer shrimp', *Dikrogammarus villosus* (Sowinsky, 1894), invades the British Isles // Aquatic Invasions. — 2010. — Vol. 5. — P. 441—445.
21. Maltby L., Clayton S.A., Wood R.M., Loughlin N.Mc. Evaluation of the *Gammarus in situ* feeding assay as a biomonitor of water quality: robustness, responsiveness and relevance // Environ. Toxicol. Chem. — 2002. — N 21. — P. 361—368.
22. Taylor E.J., Maund S.J., Pascoe D. Toxicity of four common pollutants to the freshwater macroinvertebrates *Chironomus riparius* Meigen (Insecta: Diptera) and *Gammarus pulex* (L.) (Crustacea: Amphipoda) // Arch. Environ. Contam. Toxicol. — 1991. — Vol. 21, N 3. — P. 71—76.