

Національна академія наук України
Інститут гідробіології

АКТУАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ СУЧАСНОЇ ГІДРОЕКОЛОГІЇ

Збірник матеріалів науково-практичної конференції, присвяченої
95-річчю заснування Національної академії наук України

5–6 листопада, 2013 р.

Київ 2013

УДК 574,5 : 556,5 (063)

Актуальні проблеми сучасної гідроекології: збірник матеріалів науково-практичної конференції, присвяченої 95-річчю заснування Національної академії наук України. – Київ, 2013. – 107 с.

В збірнику представлено матеріали конференції, де обговорювалися проблеми досліджень за наступними тематичними напрямками: гідробіологія, іхтіологія, біологічне різноманіття, стійкість та функціонування водних екосистем, паразитологія, екологічна гідрологія, гідрохімія, біотехнології, охорона навколишнього природного середовища.

Для спеціалістів в галузі гідробіології, екології, гідрології, гідрохімії, аспірантів і студентів біологічних, екологічних та географічних спеціальностей.

ОРГАНІЗАЦІЙНИЙ КОМІТЕТ:

Співголови:

- Юришинець В.І. – заст. директора з наукової роботи, к.б.н.;
- Усов О.Є. – голова Ради молодих учених, к.б.н.

Члени оргкомітету:

- Майстрова Н.В. – вчений секретар інституту, к.б.н.,
представники Ради молодих учених Інституту гідробіології НАН
України:

- Гончарова М.Т. – м.н.с., к.б.н.,
- Жежеря В.А. – н.с., к.геогр.н.,
- Семенюк Н.Є. – с.н.с., к.б.н.,
- Старосила Є.В. – н.с., к.б.н.

Секретарі:

- Гуляєва О.О. – м.н.с., к.геогр.н.,
- Білоус О.П. – пров.інж.

95 РОКІВ



Зміст

Абрам'юк І. І. Покатна міграція молоді риб в р. Віта.....	8
Білоус О. П. Біоіндикація екологічного стану верхньої ділянки річки Південний Буг за фітопланктоном.....	10
Вандюк Н. С. Вертикальна термічна структура водних мас Київського водосховища.....	12
Водяницький О. М. Вплив температурного режиму водойми на ембріогенез коропа.....	14
Ганжа Х. Д. Фізико-хімічні форми ^{90}Sr та ^{137}Cs у різних типах донних відкладень оз. Глибоке Чорнобильської зони відчуження.....	15
Герасимюк Н. В. Водні рослини полів фільтрації міста Одеса.....	18
Гончарова М. Т. Чутливість інвазивних видів гамарид (Crustacea: Amphipoda) літоральної зони Київського та Канівського водосховищ до дії йонів важких металів.....	19
Гуляева О. А. О температурной и кислородной стратификации Днестровского водохранилища в 2013 году.....	21
Гураль Р. І. Індикаційна цінність деяких видів прісноводних молюсків по відношенню до важких металів.....	22
Дараган С. В. Гідрологічні умови функціонування екосистем водойм Києва.....	24
Жежеря В. А. Вміст та форми знаходження титану в поверхневих водах.....	26
Жежеря Т. П., Задорожна Г. М. Сезонні зміни в міграції і трансформації співіснуючих форм силіцію в поверхневих водах.....	28
Задорожна Г. М. Таксономічна структура фітопланктону київської ділянки Канівського водосховища.....	31
Заїченко Н. В. Особливості формування симбіофауни ротану-головешки Глена (<i>Percottus glenii</i>) у деяких водоймах України.....	32
Іванечко Я. С. Органічні речовини у водоймах різних фізико-географічних зон.....	34
Іванова Н. О. Особливості рівневого режиму Сасика.....	36
Ігнатенко І. І. Співвідношення розчинної і завислої форм молібдену у воді деяких озер м. Києва.....	39
Клепець О. В. Сапробіологічна оцінка якості води р. Ворскла у районі м. Полтави за макролітами.....	41
Kovalenko M. V. Comparative study of the jaws structure of some blood-feeding and predacious arhynchobdellid leeches.....	42

Козійчук Е. Ш. Фітомікробентос озера Лебедине (Кілійська дельта Дунаю).....	43
Kolesnikova M. Yu. Branchiobdellida (Annelida: Clitellata) records from the Danube basin of Ukraine.....	45
Коржов Є. І. Особливості формування донних відкладів пониззя Дніпра в сучасний період..	46
Корнійчук Н. М. Видовий склад фітомікроперифітону штучних субстратів р. Кам'янки.....	48
Кошелев А. В. Особенности осмотической дегидратации эвригалинных беспозвоночных и их латентных яиц.....	50
Красуцька Н. О. Вплив трематодної інвазії на активність ферменту сукцинатдегідрогенази в тканинах молюсків <i>Viviparus viviparus</i> L. при різній температурі водного середовища.....	52
Кузьминова Н. С., Якімова К. В. Комплексная оценка черноморской спикары из бухт г. Севастополя, отличающихся уровнем загрязнения.....	53
Кулинич Я. І., Жукова О. М. Зниження техногенного впливу притоки водного басейну Кальміус р. Кальчик за рахунок використання берегового біоплато.....	55
Кушнірик О. В., Грябан П. Л. Використання каротинсинтезуючих дріжджів <i>Rhodotorula glutinis</i> для культивування <i>Daphnia obtusa</i> Kurz.....	57
Маковський В. В., Санжак Ю. О., Марченко І. С. Дрифт безхребетних деяких водотоків дельти Кілійського рукава.....	58
Мартинчук В. А. Особливості розподілу різака алоєвидного в зв'язку з розчисткою русла р. Прип'яті в межах Національного природного парку „Прип'ять-Стохід”.....	60
Морозовская И. А. О вселении дрейссены бугской (<i>Dreissena bugensis</i> Andr.) в водоемы-охладители АЭС.....	61
Музика Л. В. Особливості розподілу каротиноїдних пігментів в організмі <i>Lymnaea stagnalis</i>	63
Мусій Т. О. Порівняння ростових характеристик культур трьох видів водоростей з роду <i>Desmodesmus</i>	64
Незбрицька І. М. Вплив короткочасного високотемпературного стресу на антиоксидантну активність різних видів мікроводоростей.....	66
Пархоменко О. О. Внесок макролітів у формуванні опромінення ембріонів риб Київського водосховища.....	67
Подругіна А. Б. Резистентність гамарид <i>Pontogammarus robustoides</i> Sars (Crustacea: Amphipoda) до змін температури водного середовища.....	70
Подунай Ю. А. Половое воспроизведение <i>Ulnaria acus</i> (Kützing) M.Aboal (BACILLARIOPHYTA).....	72

Причепя М. В., Пустовгар В. П. Оцінка фізіологічного стану популяцій окуневих риб за активністю лужної фосфатази та лактатдегідрогенази.....	74
Пришляк С. П. ^{90}Sr ^{137}Cs у вищих водяних рослинах Київського водосховища.....	75
Рахматулліна Е. Р. Сучасні зміни льодового режиму річок басейна Південного Бугу.....	78
Рыбка Т. С. Эпibiонтные водоросли планктонных ракообразных р. Припяти и ее притоков	79
Романишин Г. М. Мікробіологічна характеристика озера Вербного.....	81
Савченко Є. В. Трофічні відносини райдужної форелі та аборигенних видів риб як фактор формування іхтіофауни в басейні річки Тиса.....	82
Санжак Ю. О. Вертикальное распределение беспозвоночных эпифауны в разнотипных водных объектах Килийской дельты Дуная.....	84
Семенюк Н. Є., Задорожний Я. В. Роль екстремальних характеристик кисневого режиму в оцінці екологічного стану водойм мегаполіса.....	86
Сон М. О. Проблемы поиска видов-индикаторов гидроморфологических изменений морских экосистем.....	88
Старосила Є. В. Функціонування бактеріоценозу в мілководній зоні водосховища.....	90
Тkachenko H., Kurhaluk N. Oxidative stress biomarkers in liver of sea trout (<i>Salmo Trutta M. Trutta L.</i>) affected by ulcerative dermal necrosis syndrome.....	92
Холодько О. П. Переформування берегів як джерело надходження автохтонної речовини до Київського водосховища.....	94
Черой А. И., Колесник М. О. Гидроэкологические аспекты проникновения морских вод в судоходные каналы (на примере дельты Дуная).....	97
Черткова М. С. Макрофиты ериков города Вилково.....	98
Шерело А. Г. Проблеми формування статевих продуктів різних видів риб.....	99
Шоренко К. И. Перспективы использования клоновых культур диатомовых водорослей в качестве типового материала.....	102
Явнюк А. А. Життєздатність паростків очерету звичайного за умов хронічного та гострого впливу йонізувального випромінення.....	104
Алфавітний показчик	106

І.І. Абрам'юк

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: abrmtyk@yahoo.com*

ПОКАТНА МІГРАЦІЯ МОЛОДІ РИБ В Р. ВІТА

Більшість видів риб в процесі свого розвитку здійснюють міграції з одних місць проживання в інші. Попередніми дослідженнями (Павлов, 1979) показано, що адаптивне значення покатних міграцій молоді риб (переміщення вниз по течії водотоків від нерестовищ до місць нагулу) полягає у використанні молоддю трофічної частини ареалу. Дослідження міграцій риб мають важливе теоретичне значення з точки зору вивчення біотичних потоків речовин та енергії у водних екосистемах. Якщо розглядати лотичні (річкові) системи, то дані процеси включають в себе не тільки перехід речовин та енергії від одного трофічного рівня до іншого, але й фізичне переміщення живої біомаси, яке відбувається в результаті знесення водяних організмів (включаючи риб) течією або за рахунок їх активних міграцій. Вивчення покатних міграцій молоді риб у річках також має важливе практичне значення при розробці методів захисту риб від потрапляння у водозабори, турбіни ГЕС тощо.

Річка Віта, на якій проводились дослідження, знаходиться на південній околиці Києва (Феофанія, селище Хотів, Пирогів, Чапаєвка). Річка бере початок за 2 км на північний захід від с. Підгірці і впадає у Дніпро в районі с. Чапаєвка. Швидкість течії незначна протягом року (унаслідок малих похилів) і коливається від 0,01-0,1 м/с в межень, до 0,3-0,4 м/с під час водопілля (Стецюк, 2001). Специфікою гідродинамічного режиму Віти є вплив на неї коливань рівня Дніпра, пов'язаних з роботою Київської і Канівської ГЕС. При підйомі рівня води в Канівському водосховищі в гирлову ділянку Віти поступає дніпровська вода, що зумовлює виникнення зворотної течії. Відповідно при падінні рівня, маса води з гирлової частини прямує в Дніпро (Афанасьєв, Цыбульский, 1998).

Зважаючи на вказані особливості Віти, зокрема, на дуже повільну течію, для дослідження покатних міграцій риб доцільно вибирати звужені ділянки річки, де течія стає більш помітною. В якості такого місця було обрано ділянку під містком на дамбі, яка сполучає острови Жуків і Водників (територіально це с. Чапаєвка). Дамба перетинає русло Віти впоперек, і даний місток є єдиним місцем, де річка протікає через дамбу. За рахунок звуження русла в цьому місці течія річки досить відчутна і під час досліджень сягала 2,62 м/с.

Для збору матеріалу використовувалась конічна сітка, вхідний отвір якої має форму прямокутника шириною 1 м, висотою 0,25 м і площею перерізу, відповідно, 0,25 м². Довжина фільтруючого конуса становить 1,6 м. В ході досліджень було проведено 3 добових станції: на початку червня, в кінці червня і в середині липня. Сітка встановлювалась як на дні, так і на поверхні води, в світлу і темну пору доби. Тривалість експозиції складала 30 хв. Інтервал між експозиціями становив від 3-х до 10-и годин. Течія змінювала швидкість від 0 до 2,62 м/с, а також напрямом, при цьому сітка завжди встановлювалась проти руху течії. Визначення личинок і молоді риб здійснювали під бінокулярним мікроскопом за визначником (Коблицкая, 1981).

Дані досліджень дозволили також розрахувати середню концентрацію мігруючих риб як відношення кількості екземплярів риб у конкретній пробі до об'єму води, яка протекла крізь сітку за час експозиції. Середню концентрацію мігруючої молоді (С, екз/м³) ми

визначали, виходячи з таких даних, як площа вхідного отвору сітки (S , m^2), швидкість течії (V , m/c), час експозиції (t , c) і кількість екземплярів риби, що потрапили в сітку (Q , екз), за формулою:

$$c = \frac{Q}{S \times V \times t}$$

Оскільки величини S і t у нас не змінюються, формулу можна записати у такому вигляді:

$$c = \frac{Q}{0,25 \times V \times 1800}$$

В результаті проведених досліджень виявлено такі закономірності:

- Серед мігрантів виявлено 10 видів риби, що належать до 4 родин: коропові (верховодка, плітка, краснопірка, плоскирка, лящ, лин, карась сріблястий), щукові (щука), голкові (морська голка), головешкові (головешка-ротань). Це переважно личинки і цьогорічна молодь риби, рідше – дворічники.

- Міграція риби відбувається переважно в нічні години, вдень риби попадались зрідка і поодинокими екземплярами. Така закономірність пов'язана, очевидно, із зникненням зорової орієнтації риби в темну пору доби (Павлов, 1979, 1999), внаслідок чого риба з тиховодних мілководь може потрапляти в центральний стрижень річки і зноситись течією вниз.

- В світлу пору доби в сітку попадались такі 4 види: морська голка, верховодка, лин, плоскирка. Решта видів, виловлених в процесі досліджень, попадались в сітку виключно в умовах темряви, отже, вони або скочувались тільки вночі, або могли скочуватись і вдень, тільки при цьому уникали сітки.

- Покатна міграція молоді риби відбувається як у придонних, так і в поверхневих шарах води.

Розрахунки показали, що середня концентрація молоді риби змінювалась від $0,004$ екз/ m^3 (мінімальне значення) до $0,031$ екз/ m^3 (максимальне значення). Максимальна концентрація під час всіх трьох добових станцій спостерігалась у часовому проміжку 00:00 — 00:30 год, і з наближенням ранку здебільшого йшла на спад.

Цікавим є той факт, що молодь риби потрапляла в сітку як при прямій, так і при зворотній течії. Виходячи з цього, можна припустити, що личинки і молодь риби, які заносились в сітку, не здатні чинити опір течії і мігрують (а, точніше, пасивно скочуються) в тому напрямку, в якому йде течія річки. Тобто, в даних умовах вони належать до екологічної групи іхтіопланктону – риби на тій стадії, при якій вони ще не здатні протидіяти течії. Фактично, личинки і молодь риби за рахунок малого розміру і пристосувань для збільшення питомої поверхні тіла, таких як, наприклад, плавникова кайма (Алеев, 1976), мігрують за течією, скочуючись від місць нересту до місць нагулу. Очевидно, наявність в онтогенезі риби планктонної стадії і є передумовою такого важливого адаптивного явища в їх життєвому циклі, як покатна міграція.

О.П. Білоус

*Інститут гідробіології НАН України, м. Київ, Україна
e-mail: bilous_olena@ukr.net*

БІОІНДИКАЦІЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВЕРХНЬОЇ ДІЛЯНКИ РІЧКИ ПІВДЕННИЙ БУГ ЗА ФІТОПЛАНКТОНОМ

Відомо, що біотичну частину екосистеми можна організувати у вигляді трофічної піраміди, основу якої складають первинні продуценти. У водній екосистемі це водорості, які створюють органічну речовину для формування наступних трофічних рівнів. Оцінивши перший трофічний рівень, можна передбачити стан всієї трофічної піраміди і відповідно екосистеми.

Системи оцінки стану водних об'єктів з використанням параметрів розвитку угруповань водоростей характеризуються своїм розмаїттям. Зокрема, біоіндикація, яка полягає у виявленні певних мешканців гідроекосистеми (індикаторів) і застосовується вже десятки років, дає змогу визначити найрізноманітніші характеристики водних об'єктів. Біоіндикацію рекомендовано й як основу для контролю стану середовища та системи прийняття рішень задля покращення якості вод. Це також відображено у Водно Рамковій Директиві ЄС, де провідну роль відведено саме біологічній складовій водоюм. Таким чином, застосування методу біоіндикації для оцінки стану води не викликає сумніву.

Метою нашого дослідження була оцінка екологічного стану верхньої ділянки р. Південний Буг із застосуванням біоіндикаційних властивостей планктонних водоростей, виявлених на цій ділянці.

Серед низки біоіндикаторних властивостей водоростей нами було обрано наступні: місцезростання, текучість вод та їх насиченість киснем, температурний режим, рН води, солоність, рівень органічного забруднення (по Сладечку та Ватанабе) та трофності, а також тип живлення.

Серед ідентифікованих водоростей верхньої ділянки р. Південний Буг у товщі води нами було виявлено 235 видів (84,2% від загальної кількості планктонних водоростей цієї ділянки), які є індикаторами приуроченості до певних місцезростань. Вони належали до 4 - х екологічних категорій, при цьому більшість із них були планктонно-бентосними (123 види). Трохи меншу частку складала планктонні форми (50 видів).

Група видів-індикаторів текучості вод та їх насичення киснем нараховувала 185 видів, що становило 66,3% від загального видового багатства водоростей дослідженої ділянки річки. Виявлені організми належали до таких екологічних категорій як індикатори текучих, стоячих та слабо текучих вод. При цьому перевагу мали індикатори слабо текучих вод (148 видів), що дає змогу зробити висновок про те, що її води мають повільну течію та у помірній мірі збагачені киснем.

Слід зазначити, що на сьогодні водоростей-індикаторів температурного режиму відомо досить мало. Саме тому на верхній ділянці р. Південний Буг було виявлено лише 46 видів, що могли свідчити про дію цього чинника (16,5% від загальної кількості знайдених тут видів). При цьому вони належали до 4-х екологічних категорій: холодолюбні, помірні, евритермні (індиферентні) та теплолюбні організми. Більшість виявлених водоростей-індикаторів температурного режиму на цій ділянці річки формували евритермні види, яких було відзначено 25. Це дозволяє нам зробити висновок про те, що води верхньої ділянки р. Південний Буг є достатньо теплими і сприятливими для розвитку рослинного планктону.

Серед водоростей, які свідчать про рівень активної реакції води дослідженої ділянки Південного Бугу, нами було виявлено 95 видів. Це складало 34,1% від загального видового багатства. Види-індикатори даної групи належали до 4-х екологічних категорій: ацидофіли, індіференти, алкаліфіли та алкалобіонти. При цьому, найвагомішу частку складала індіференти (52 види), хоча алкаліфіли також займали чільне місце, що свідчить про слабколужну реакцію водного середовища.

Серед виявленого видового складу водоростей нами відзначено 147 індикаторів солоності вод, що складало 52,7% від усього видового багатства фітопланктону цієї ділянки. Виявлені види відносилися до 4-х категорій: олігогалобів-галофобів, олігогалобів-індіферентів, олігогалобів-галофілів та мезогалобів. Більшість індикаторів солоності формувала група індіферентів (116 видів), тобто група олігогалобів або мешканців прісних вод, що можуть витримувати невелику кількість хлоридів.

Для оцінки ступеню органічного забруднення верхньої ділянки річки нами використано систему Пантле-Бук в модифікації Сладечека з урахуванням таких зон самоочищення як полісапробна, альфа- та бетамезосапробна, олігосапробна та ксеносапробна. Враховуючи кількість видів-індикаторів тієї чи іншої зони самоочищення, ми віднесли їх величини до відповідних класів якості вод. На цій ділянці виявлено 205 індикаторних видів водоростей, що розподілились між 5-ма класами якості вод. Таким чином, якість води дослідженої ділянки можна віднести до III-го класу, адже він найбільш представлений виявленими на ній індикаторами (134 види).

В системі оцінки органічного забруднення по Ватанабе (за діатомовими водоростями) виділяють три категорії індикаторів: сапроксени або індикатори чистих вод, еврисапроби або індикатори помірного забруднення та сапрофіли або індикатори помітного (досить сильного) забруднення. Враховуючи особливості зазначеної системи, на верхній ділянці р. Південний Буг нами було виявлено лише 36 видів-індикаторів органічного забруднення води. При цьому варто відзначити домінування еврисапробів (24 види), тобто таких водоростей, що можуть витримувати помірне органічне забруднення.

Основою системи індикаторів типу живлення, розробленої Г. Ван Дамом, є індикаторні властивості діатомових водоростей, зокрема, особливості їх живлення за рахунок фотосинтезу (автотрофи, що витримують органічне забруднення та автрофи, що його не витримують) або за рахунок розчиненої у воді органічної речовини (гетеротрофи чи міксотрофи). У результаті проведеного аналізу, із 4-х категорій цієї системи, на верхній ділянці р. Південний Буг, нами знайдені представники кожної із них (всього 37 видів). При цьому переважали автотрофи (25 видів), які витримують органічне забруднення.

Система оцінки трофічного стану вод, яка розроблена Г. Ван Даном, включає 7 категорій видів-індикаторів, що належать до відділу Bacillariophyta. Серед видового складу водоростей, виявлених нами на верхній ділянці р. Південний Буг, 37 видів водоростей були індикаторами трофності вод. Загалом, на цій ділянці відзначено переважання організмів-індикаторів евтрофних вод (25 видів).

Таким чином, проведена оцінка досліджуваної ділянки р. Південний Буг на основі біоіндикаційних характеристик водоростей свідчить про те, що дана ділянка має слабо текучі води, які помірно збагачені киснем, з слабколужною реакцією. Її води є прісними, евтрофними, належать до III-го класу якості та мають помірний рівень органічного забруднення, що витримують автотрофи, які тут домінують.

ВЕРТИКАЛЬНА ТЕРМІЧНА СТРУКТУРА ВОДНИХ МАС КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

У практиці еколого-гідрологічних досліджень водних об'єктів різного типу в якості одного з ключових факторів, що визначають стан екосистем, прийнято розглядати гідрофізичні характеристики водних мас, зокрема термічний (температурний) режим.

Часто досліджуваною характеристикою термічного режиму є вертикальна термічна структура водойм. Серед чинників, що впливають на розподіл температури по глибині, слід виділити морфологічні особливості водосховища, зовнішній водообмін, внутрішньоводоймову динаміку та метеорологічні умови.

На водосховищах, таким же чином як і на інших водоймах (озерах, ставках тощо), впродовж року відбувається чергування періодів з різним характером розподілу температури по глибині – від гомотермії до прямої та оберненої стратифікації. Зазвичай науковий інтерес викликає саме пряма стратифікація – період, коли імовірність розшарування водної товщі на епілімніон, металімніон і гіполімніон та формування температурного стрибка є найвищою. Останній здатен перешкоджати процесам обміну водними масами і речовинами між поверхневими та придонними шарами водосховища.

На Київському водосховищі найбільш сприятливим періодом, коли з'являються умови для формування прямої (вертикальної) термічної стратифікації, є час з травня по серпень. Інколи стратифікація на водосховищі може спостерігатись у квітні та у вересні. Максимальний відсоток випадків зі стратифікацією (від загальної кількості спостережень за розподілом температури по глибині) на верхній ділянці Київського водосховища припадає на першу декаду червня і становить близько 41%, на нижній – на кінець другої декади цього ж місяця і сягає 60%. Статистику щодо випадків зі стратифікацією на Київському водосховищі в різні місяці наведено на рис. 1.

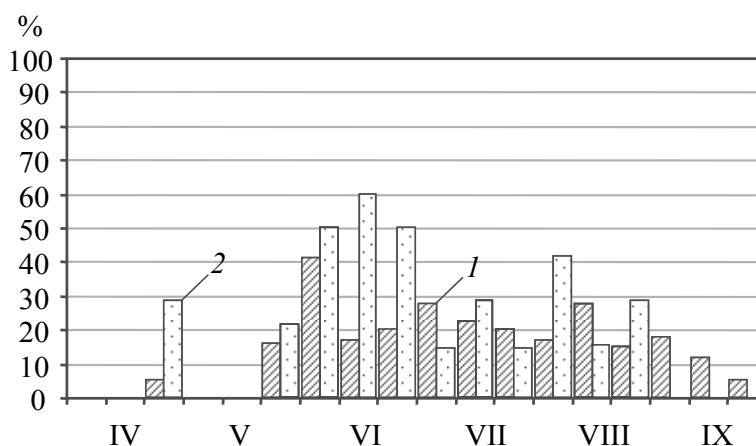


Рис. 1. Повторюваність випадків зі стратифікацією водних мас на верхній (1) та нижній (2) ділянках Київського водосховища (1978–1999 рр.)

Разом з тим, на водосховищі практично відсутні умови для розшарування водної товщі на три характерні зони та утворення шару температурного стрибка – навіть на

глибоководних ділянках. Зниження температури від поверхні до дна відбувається плавно, без різких перепадів.

Найбільшу повторюваність на Київському водосховищі має стратифікація від 1 до 2° та від 2 до 3° (рис. 2).

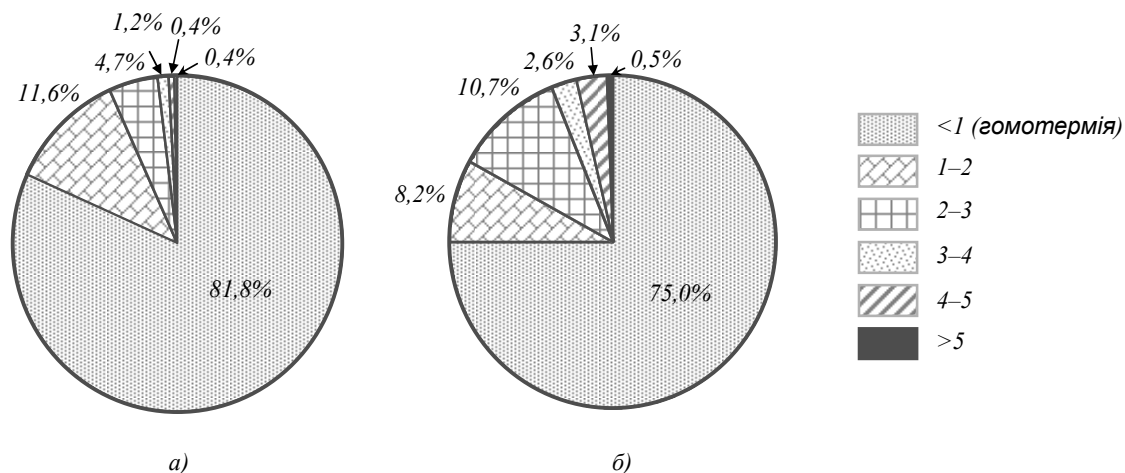


Рис. 2. Співвідношення повторюваності випадків гомотермії та стратифікації на верхній (а) та нижній (б) ділянках Київського водосховища

Одним з років, коли Гідрометеорологічною службою України на нижній ділянці Київського водосховища було зафіксовано чітке розшарування водної товщі на три зони був 1979 р. Весняне нагрівання того року було практично типовим – приріст температури у квітні коливався в межах середніх значень – близько 5–6°. Початок та середина травня також мали середньостатистичний перебіг, проте кінець місяця–початок наступного відзначився інтенсивним прогріванням поверхневого шару та зниженням активності внутрішньоводоймових гідродинамічних процесів. Все це призвело до відносно тривалого (близько 2 тижнів) розшарування водної товщі на три зони з градієнтом падіння температури у металімніоні близько 1,5°. Цього ж року, наприкінці першої декади червня було зафіксовано і максимальну різницю між значеннями температури води в поверхневому та придонному шарах – 9,6° (рис. 3).

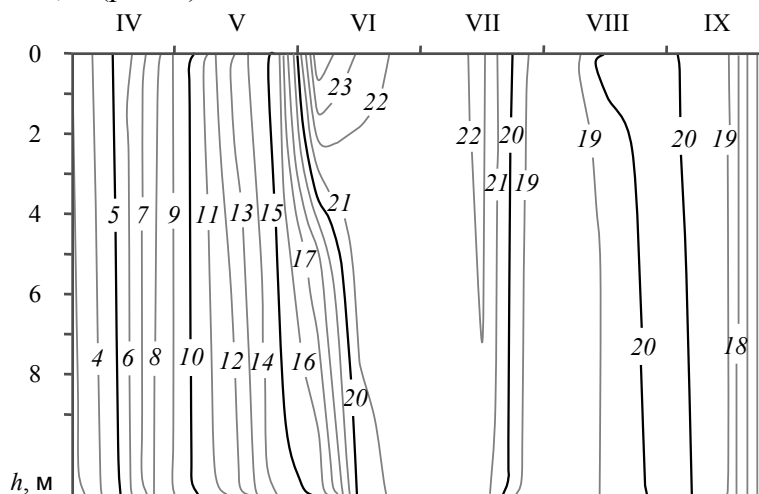


Рис. 3. Ізоплети температури води на нижній ділянці Київського водосховища в 1979 р. Цифри на лініях – °С

Проведені в серпні 2012 р. натурні дослідження показали, що на обох ділянках Київського водосховища спостерігалась пряма температурна стратифікація, проте без формування термоклину. Найбільшу різницю між поверхневою та придонною температурами було зафіксовано біля греблі Київської ГЕС – 7,3°.

Отже, на Київському водосховищі в теплий період року періодично виникають умови для утворення вертикальної температурної стратифікації, проте найчастіше без температурного стрибка. Цьому перешкоджає низка чинників: активна внутрішньоводоймова динаміка, значна площа мілководь (40% від загальної площі водосховища) та наявність незарегульованого притоку.

О.М. Водяницький

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: fishfarmeralex@ukr.net*

ВПЛИВ ЗМІНИ ТЕМПЕРАТУРНОГО РЕЖИМУ ВОДОЙМИ НА ПРОХОДЖЕННЯ ЕМБРІОГЕНЕЗУ КОРОПА

Останнім часом спостерігається екстремальне та тривале підвищення температури повітря та води, яке за своїми характеристиками наближається до теплового забруднення водного середовища. Підвищення температури води чинить різний негативний вплив на фізико-хімічний та гідробіологічний режими водойм. При цьому, знижується вміст кисню, у воді збільшується утворення вуглекислого газу та сірководню, підвищується вміст у воді заліза, азоту, амонію та ін. Крім того змінюється склад фіто- та зоопланктону, відбувається зміщення біологічних сезонів у часі. Безперечно зміна температурного режиму водойми не може не впливати на проходження раннього ембріогенезу риб. Тому метою наших досліджень було визначити дію зміненого температурного режиму на швидкість розвитку ембріонів коропа та ефективність його відтворення.

Дослідження проводилися протягом травня, в той час коли відбувається нерест коропа у природних водоймах. Нами були відібрані три водойми, які відрізнялися за температурними умовами, а через це і за кисневим режимом. Штучно запліднена ікра коропа розміщувалася у сітчастих контейнерах у водоймі з метою максимального наближення до умов природного нерестовища.

Середньодобова температура води відрізнялася між водоймами на 0,5-0,8°C. При чому в ранкові часи різниця за температурою збільшувалася до 1,0-1,2°C. Під час проведення дослідження коливання температури води у всіх водоймах було від 19,4 до 27,4°C. Як контроль розглядалася ікра коропа, яка інкубувалася в апаратах Вейса при постійній температурі води 20-22°C.

У найбільш прогрітій водоймі на 4 год. ранку на нерестовищах відмічалось суттєве зниження вмісту кисню у воді до 2,5-3,5 мг О/дм³ (температура води – 23,4-25,4°C). У водоймі з середнім температурним режимом вміст кисню знижувався до 2,9-4,2 мг О/дм³ (температура води – 21,7-23,3°C). У помірно прогрітій водоймі вміст кисню не був нижчим за 4,4-5,2 мг О/дм³ (температура води – 18,6-21,6°C). В контролі в інкубаційних апаратах вміст кисню у воді був на рівні 7,5-10,2 мг О/дм³.

Через суттєву різницю у температурному режимі змінювалась швидкість проходження ембріональних стадій у розвитку коропа. Під час масового вилуплення передличинок в стабільних як температурних, так і кисневих умовах (контроль) на природних нерестовищах ембріони знаходилися на стадії рухливого ембріону (вищі температури води) або початку пігментації очей, відділення хвостового стебла (середній та нижчий температурний режим). Затримка розвитку ікри в природних умовах була на 20-24 години порівняно до контролю. Таким чином через коливання температури води протягом доби, не дивлячись на те, що загальна сума тепла була вищою на експериментальних нерестовищах, спостерігалось уповільнення швидкості проходження ембріональних стадій у коропа. Навіть не суттєва середньодобова різниця у $0,5-0,8^{\circ}\text{C}$ призводить до істотного затримання ембріогенезу риб на 4-6 години.

Ікра коропа досить сприятливо витримує передранкове зниження вмісту розчинного кисню у воді. Вживання ікри знижується на 6,7-10,5% за першу добу та 8,8-19,3% на другу добу порівняно з контролем.

Нами відмічені істотна різниця за довжиною та масою передличинок з досліджених водойм. Так при найвищому температурному режимі водойми довжина личинок була 7,4 мм, а маса 1,1 мг. Для цих личинок характерним є більш швидке проходження ембріональних стадій розвитку. В найбільш прохолодженій водоймі довжина передличинок досягала 9,4 мм, а маса 1,3 мм. Безперечно такі суттєві відмінності між личинками не можуть не сказати на їх життєздатності на наступних стадіях розвитку.

Таким чином, результати досліджень показали, що при нетиповому підвищенні температури води в період нересту риб в природних умовах відбувається зниження вмісту кисню у воді. Це викликає затримку проходження ембріональних стадій розвитку, змінює масо-розмірні характеристики личинок, знижує ефективність відтворення риб. При досягненні якихсь граничних значень не можливо повноцінне розмноження риб особливо аерофільних. Подібне явище нами спостерігалось при аналогічних дослідженнях, проведених з ікрою рослиноїдних риб.

Х.Д. Ганжа

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: krisgan@rambler.ru*

ФІЗИКО-ХІМІЧНІ ФОРМИ ^{90}SR ТА ^{137}CS У РІЗНИХ ТИПАХ ДОННИХ ВІДКЛАДЕНЬ ОЗ. ГЛИБОКЕ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Донні відкладення внаслідок процесів хімічного обміну з водою є джерелом вторинного забруднення водних екосистем радіонуклідами. Дослідження форм знаходження радіонуклідів у донних відкладеннях дозволяє оцінити міграційну здатність тривалоіснуючих радіонуклідів. Основні закономірності поведінки радіонуклідів в водних екосистемах обумовлені їх фізико-хімічною формою. Вивчення форм дозволяє зробити, також, висновок про перерозподіл радіонукліда між основними компонентами екосистеми за рахунок процесів осадження та сорбції донними відкладеннями. Для дослідження донних

відкладень необхідно, перш за все розглядати хімічні властивості радіонуклідів та фізико-хімічні особливості донних ґрунтів.

Вивчення розподілу фізико-хімічних форм ^{90}Sr та ^{137}Cs проводили в різних типах донних відкладень оз. Глибоке у Чорнобильській зоні відчуження. Відбирали керни двох типів донних відкладень – мул та пісок з намулком, які розділяли на 4 шари по 5 см. Форми знаходження визначали методом фракціонування. Розподіл радіонуклідів вивчали в обмінній, карбонатній, оксидній та гідроксидній, органічній формах та мінеральному залишку.

За результатами аналізу фізико-хімічних форм показано, що ^{90}Sr накопичується в основному в обмінній формі в двох типах донних відкладень. Зокрема, мулисті донні відкладення накопичують більше стронцію в обмінній та карбонатній формах порівняно із піском з намулком. Також, виявлено високий вміст ^{90}Sr в органічній формі для обох типів донних відкладень, у мінеральному залишку накопичення радіонукліда у всіх шарах мінімальне. Накопичення ^{137}Cs мулистими донними відкладеннями більше в органічній формі та мінеральному залишку порівняно із піском з намулком. Розподіл ^{137}Cs в органічній формі у верхніх шарах мулу та піску з намулком є практично однаковим. Натомість, в нижніх шарах (10 – 15 та 15 – 20 см) накопичення ^{137}Cs органічною фракцією мулистих відкладень на порядок менше ніж в піску з намулком. В цих же шарах мулу спостережено найвищий вміст ^{137}Cs в мінеральному залишку, що відповідає його геохімічним властивостям. Обмінна форма ^{137}Cs переважає в пісках з намулком. В мулі обмінна форма виражена тільки в шарі 0 – 5 см.

Дослідження розподілу фізико-хімічних форм ^{90}Sr та ^{137}Cs в різних шарах піску з намулком, показали різне накопичення радіонуклідів в залежності від глибини шару. За розподілом фракцій ^{90}Sr найбільше відрізняється шар 0 – 5 см. Найменшим в ньому є внесок обмінної фракції. Це може бути пов'язано з порівняно більш високим вмістом в шарі карбонатної, сорбованої з гідроксидами та оксидами металів й органічної фракцій ^{90}Sr . Шар 5 – 10 см відрізняється від інших шарів найвищим вмістом обмінної фракції та найнижчим фракції, зв'язаної з сорбованим ^{90}Sr на гідроксидах та оксидах металів. Припускається, щочастина сорбованого на гідроксидах радіонукліда переходить в обмінну форму. В шарі 10 – 15 см відбувається протилежна зміна – частина радіонукліда з обмінної фракції переходить у фракцію сорбованого ^{90}Sr на гідроксидах та оксидах металів. Шар 15 – 20 см відрізняється від інших найнижчим вмістом карбонатної фракції, що може бути пов'язано з діяльністю бентосних організмів, які, поглинаючи карбонати переводять ^{90}Sr в обмінну форму. Більш високий внесок радіонукліда в мінеральному залишку може бути пов'язаний з його фіксацією до кристалічної ґратки мінералів донних відкладень.

Результати досліджень розподілу ^{137}Cs показали, що максимальний вміст радіонукліда в шарі 0 – 5 см, в порівнянні з іншими шарами, відноситься до обмінної фракції, зв'язаної з карбонатами та фракції, зв'язаній з гідроксидами та оксидами металів радіонукліда. Мінімальний внесок ^{137}Cs в цьому шарі пов'язаний з його сорбцією на органічних речовинах донних відкладень. Такий розподіл може бути пов'язаний з тим, що занурені вищі водяні рослини та фітопланктон розкладаються з виділенням радіонукліда, присутність якого відповідно збільшується в обмінній, карбонатній та зв'язаній з гідроксидами та оксидами металів фракціях. Мінімальний внесок цих фракцій в шарі 5 – 10 см може вказувати на те, що ^{137}Cs , який знаходиться в намулку верхнього шару, ще не перейшов в глибший шар ні за механізмом йонного обміну, ні за рахунок дифузії. Максимальний внесок в цьому шарі радіонукліда, зв'язаного з органічною речовиною, може вказувати на знаходження в ньому

часток повітряно-водних рослин, які ще не повністю розклалися. Шар 10 – 15 см відрізняється від попереднього дещо більшим внеском обмінної фракції та меншим – зв'язаної з органічною речовиною фракції. Шар 15 – 20 см відрізняється від інших більшим внеском ^{137}Cs до мінерального залишку, що може бути пов'язано з його захопленням структурою мінералів донних відкладів.

Розподіл фізико-хімічних форм радіонуклідів в мулистих донних відкладеннях показав, що в шарі 0 – 5 см ^{90}Sr , в основному, знаходиться в обмінній формі та зв'язаній з органічною речовиною, що, скоріш за все, пов'язано з повним розкладом занурених у воду рослин і сорбцією на детриті по механізму йонного обміну у першому випадку та присутністю повітряно-водних рослин, що ще не розклалися – у другому. Інші фракції відзначаються дуже низьким внеском в загальну активність. Шару 5 – 10 см властиві найнижчі показники активності ^{90}Sr для перших трьох фракцій та найвищими для решти двох фракцій. Значний внесок в активність фракції, зв'язаної з органічною речовиною, може бути пов'язаний, як і для верхнього шару з присутністю повітряно-водних рослин, що ще не розклалися. Причиною високої активності ^{90}Sr в мінеральному залишку є сорбція нукліда на силікатних матрицях первинного викиду. Шар 10-15 см відзначається найвищим внеском обмінної фракції ^{90}Sr за рахунок розкладу повітряно-водних рослин і його переходу з фракції, пов'язаної з органічною речовиною, в обмінну. Розподіл ^{90}Sr по фракціях в шарі 15 – 20 см мало відрізняється від середніх значень для кожної фракції.

Максимальний вміст ^{137}Cs в шарі 0 – 5 см пов'язаний з обмінною фракцією, що є наслідком розкладу занурених у воду рослин і частковим переходом ^{137}Cs з фракції, зв'язаної з органічними речовинами, в обмінну. Максимальний внесок карбонатної форми у верхньому шарі пов'язаний з її утворенням під час дихання фітопланктону з виділенням CO_2 . Сезонні коливання концентрації у воді є причиною максимального вмісту ^{137}Cs у формі, зв'язаній з гідроксидами та оксидами металів, і є виходом цих металів з донних відкладень у період весняної повені. В шарі 5 – 10 см спостерігаються нижчі показники щодо внеску перших трьох форм і найвищий внесок ^{137}Cs у фракції, пов'язаній з органічною речовиною, що може вказувати на присутність у цьому шарі нерозкладених залишків повітряно-водних рослин. Шар 10 – 15 см відповідає випаданням 1986 р. з максимальним вмістом у ньому радіонуклідів, а також найнижчими внеском перших п'яти фракцій та найвищим показником активності у мінеральній формі. Розподіл фракцій в шарі 15 – 20 см утворився внаслідок вторинного забруднення нижчих за профілем доаварійних шарів під впливом випадань 1986 р., значний внесок ^{137}Cs у п'ятій фракції, пов'язаний з його захопленням структурами мінералів донних відкладень.

Згідно проведених досліджень спостерігали збагачення верхніх шарів донних відкладень ^{90}Sr . Міграція ^{137}Cs переважно відбувається на мінеральних зависях з теригенним змивом. Порівняння піску з намулком та мулистих донних відкладень показало що ^{90}Sr переважно накопичується в обмінній та органічній формах в обох типах донних відкладень. Мінімальне накопичення даного радіонукліда для обох типів спостерігається в мінеральному залишку. Для мулистих донних відкладень характерне накопичення ^{90}Sr в обмінній та карбонатній формах. Накопичення ^{137}Cs в мулистих донних відкладеннях переважає в органічній формі та мінеральному залишку. Натомість обмінна форма ^{137}Cs переважає в пісках з намулком.

Н.В. Герасимюк

Одеський національний університет імені І.І. Мечникова, Одеса, України
e-mail: NatalIyaya@ukr.net

ВОДНІ РОСЛИНИ ПОЛІВ ФІЛЬТРАЦІЇ МІСТА ОДЕСА

За геоботанічним районуванням України місто Одеса знаходиться у Правобережному Злаковому Степу. Одеські поля фільтрації займають площу у кілька сотень гектарів. Точну цифру важко назвати, оскільки в різних джерелах межі прокладають по-різному (650 - 900 га). Територія межує на півдні з промисловою територією Пересипу, на заході - з Хаджибейським лиманом, на півночі - з Жеваховою горою та Куяльницькою височиною, на сході виходить до Лузанівки і морського узбережжя. Поля фільтрації були споруджені в кінці 19 століття і пропрацювали до 70-х рр. 20-століття. За часи роботи полів фільтрації флору цього району досліджував Г. І. Потапенко. В його дисертації представлено характерна рослинність різних екоотопів місця (Потапенко, 1914, 1916, 1943).

Цей комплекс являє собою мережу дренажних каналів і басейнів для фільтрації та очищення комунально-побутових стічних вод за допомогою біологічно активного мулу. На даний час через вироблення свого ресурсу вони не функціонують. Колись велика частина території полів фільтрації була засаджена городами, зараз вона використовується, як дощовий резервуар міста. Сьогодні на площі полів фільтрації багато підтоплених ділянок, при цьому в стоячій воді відбувається руйнування органічних речовин, оскільки ґрунти позбавлені вільного кисню атмосферного повітря та заселені анаеробними бактеріями.

Досліджувалась флора дренажних каналів, канав та малих водойм полів фільтрації. Всього було знайдено та визначено 19 видів вищих рослин, які відносяться до 18 родів та 14 родин. Зібрані рослини поділили за гігоморфою на гідрофіти, гігрофіти, гігромезофіти та мезогігрофіти.

До гігоморф нами були віднесені два види. *Lemna trisulca* L. – зустрічалась у відносно глибоких водоймах, у калюжах, які були восени та на початку літа, а у спекотні часи пересихали серед трамвайних шляхів та в інших місцезнаходженнях у районі дослідження, а також у дренажних каналах. Масовий розвиток видів родини ряскових (Lemnaceae) вказує на неблагополуччя у водній екосистемі. Наявність ряски тридольної – показник великої кількості біогенних елементів. *Potamogeton natans* L. спостерігався у більш глибоких канавах, які постійно підтримують рівень води та не пересихають.

Серед гігрофітів були знайдені 6 видів рослин. *Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla свідчить про солонувату воду. Також цей вид відноситься до поширених бур'янів зрошуваного землеробства (Краснова, 2001). *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud. найчастіше свідчить про засолені, евтрофні малопроточні води, схильні до заболочування (Дубынина и др., 1989). На полях фільтрації це домінуючий вид серед всіх представників рослинності. Ця рослина за часи роботи полів фільтрації та зараз використовується для біологічного очищення каналізаційних стоків від забруднення. *Typha angustifolia* L. використовується, як очисник стоячих вод. В районі дослідження представлено поодинокими представниками. А також: *Mentha aquatica* L., *Persicaria hydropiper* (L.) Delarbe; *Salix alba* L., які представлені невеликою кількістю видів.

До мезогігрофітів відносяться 5 видів. *Alopecurus arundinaceus* Poir. зростає на заплавах засолених, сонцюватих луках, по берегах каналів. На полях фільтрації

зустрічається досить часто (Макрофіти..., 1993). А також: *Brunnera sibirica* Steven, *Mentha ucrainica* Klok., *Bistorta officinalis* Delabre, *Potentilla reptans* L.

Серед гігрomezофітів знайдено 6 видів рослин: *Tripolium vulgare* Nees, *Spergilaria marina* (L.) Griseb., *Calystegia sepium* (L.) R. Br., *Calamagrostis pseudophragmites* (Haller f.) Koeler, *Phalaroides arundinacea* (L.) Rausch. var. *picta* L., *Ranunculus sceleratus* L.

Серед зібраних рослин 3 види галофітів: солончакова айстра, очерет звичайний та торичник морський. Що свідчить про засоленість ґрунтів та потрібність більш детального вивчення району для подальшого використання цих земель.

М.Т. Гончарова

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: mariyagoncharova@mail.ru

ЧУТЛИВІСТЬ ІНВАЗИВНИХ ВИДІВ ГАМАРИД (CRUSTACEA: AMPHIPODA) ЛІТОРАЛЬНОЇ ЗОНИ КИЇВСЬКОГО ТА КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩ ДО ДІЇ ЙОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ

Серед інвазивних видів у дніпровських водосховищах досить чисельною та екологічно значимою групою нектобентосних макробезхребетних тварин є гамариди (Crustacea: Amphipoda). Беручи до уваги важливу функціональну роль у гідроекосистемі, високу чисельність і біомасу цих безхребетних, надзвичайно важливим є дослідження резистентності гамарид до дії токсичних речовин. Одними з пріоритетних токсикантів донних відкладів є важкі метали, що не зазнають деструкції та можуть мати кумулятивний і синергічний ефекти (Линник П.Н., 1999). Серед важких металів найбільшу небезпеку для водяних організмів становлять кадмій, мідь, свинець, хром, цинк (Campbell P. et al., 1996, Крот Ю.Г. та ін., 2007). Тому метою цієї роботи було дослідити токсичність йонів кадмію, цинку та хрому (як референтного токсиканту) для інвазивних видів гамарид літоральної зони Київського та Канівського водосховищ та порівняти їх чутливість зі стандартними тест-об'єктами *Daphnia magna* та *Ceriodaphnia affinis*.

Дослідження проводили на інвазивних видах гамарид літоральної зони Київського та Канівського водосховищ (район с. Лютіж, урочище Толокунь, Оболонська затока, м. Київ): *Pontogammarus robustoides* і *Chaetogammarus ischnus*, *Dikerogammarus villosus*, *Dikerogammarus haemobaphes*. Гідробіонтів відбирали у червні 2011 р. Період аклімації тварин до лабораторних умов перед проведенням експерименту становив 7 діб. Для дослідів відбирали одновікову молодь розміром 3 ± 1 мм. Гострі досліди проводили в 300 мл ємностях у трьох повторах. Кількість дослідних тварин у одному повторі – 5. Тривалість експериментів становила 48 год. Тварин протягом досліду не годували. Експеримент проводили без примусової аерації води. Для приготування розчинів токсикантів та як середовище в контрольних дослідах використовували дехлоровану водопровідну воду. Досліди з *D. magna* та *C. affinis* проводили за методиками КНД 211.1.4.055-97, КНД 211.1.4.054-97, використовували лабораторні культури біотехнологічного комплексу Інституту гідробіології НАН України. Статистичну обробку проводили згідно загальноприйнятих методів варіаційної статистики (Лакин Г.Ф., 1976).

Результати досліджень (Таблиця) показують, що за токсичністю для гамарид важкі метали розташовуються так: $Cd^{2+} > Cr^{6+} > Zn^{2+}$, причому середня величина LK_{50} для досліджуваних видів гамарид становить відповідно 0,11, 0,25, 1,15 мг/дм³.

За чутливістю до Cd^{2+} гамарид можна розташувати так: *D. haemobaphes* > *D. villosus* > *Ch. ischnus* > *P. robustoides*; 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*.

Враховуючи те, що однією з ймовірних причин появи інвазивних видів є їх висока екологічна пластичність (Саяпин В.В., 2003), вони вірогідно можуть виявляти підвищену стійкість до перебування в забрудненому середовищі. Нами було проведено порівняння величин медіанних летальних концентрацій інвазивних видів гамарид з класичними об'єктами токсикологічних досліджень *D. magna* і *C. affinis*.

Отримані нами досить низькі величини медіанних летальних концентрацій свідчать про високу чутливість гамарид до важких металів, у більшості випадків вищу, ніж у *D. magna*. Винятком був вплив іонів Zn^{2+} на *P. robustoides* та *Ch. ischnus*. Навіть порівняно з *C. affinis*, одним з найбільш чутливих тест-об'єктів, *D. villosus* і *D. haemobaphes* виявились менш резистентними до дії іонів кадмію. Про високу чутливість о важких металів природних популяцій гамарид зазначається також в роботах Barazandeh M. et al., 2003, Taylor E. et al., 1991.

Таблиця.
Медіанна летальна концентрація іонів важких металів (мг/дм³) для інвазивних видів гамарид та гіллястовусих ракоподібних за 48 год експозиції, n=3

Дослід- жуваний токсикант	<i>Ch.</i> <i>ischnus</i>	<i>P.</i> <i>robustoides</i>	<i>D.</i> <i>villosus</i>	<i>D.</i> <i>haemobaphes</i>	<i>D.</i> <i>magna</i>	<i>C.</i> <i>affinis</i>
Cd^{2+}	0,12± 0,02*	0,19± 0,04	0,09± 0,01*†	0,05± 0,01*†	0,18± 0,03	0,16± 0,03
Zn^{2+}	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+}	0,34± 0,07†	0,30± 0,08*†	0,19± 0,04*	0,18± 0,04*	0,41± 0,06	0,16± 0,03

Примітка: * – Різниця середніх величин LK_{50}^{48} досліджуваного виду гамарид та *D. magna* статистично вірогідна, $p < 0,05$; † – Різниця середніх величин LK_{50}^{48} досліджуваного виду гамарид та *C. affinis* статистично вірогідна, $p < 0,05$.

Таким чином, маючи високу екологічну пластичність, досліджувані види гамарид є високо чутливими до іонів важких металів, що підтверджується низькими величинами їх медіанних летальних концентрацій. Найбільшу токсичність для гамарид виявляють йони кадмію (II), величини LK_{50}^{48} становили 0,01–0,19 мг/дм³, дещо меншу – йони хрому (VI) та цинку (II), LK_{50}^{48} 0,18–0,34 та 0,69–1,57 мг/дм³ відповідно. Отримані величини медіанних летальних концентрацій для гамарид виявилися близькими до таких для класичних тест-об'єктів токсикологічних досліджень – *Daphnia magna* та *Ceriodaphnia affinis*. Найбільш чутливими видами серед гамарид виявились *D. villosus* та *D. haemobaphes*.