

УДК 556.114:[628.394.17:546.76]

Д. О. Янович¹, Т. М. Швець²

ХРОМ У ГІДРОЕКОСИСТЕМАХ ТА ЙОГО ВПЛИВ НА БІОТУ ВОДОЙМ (ОГЛЯД)

Узагальнено відомості щодо хімічних властивостей хрому та його сполук, шляхів надходження до водних об'єктів, а також особливостей їхньої поведінки у гідроекосистемах. Описано значення хрому як біофільного мікроелемента у забезпеченні процесів життєдіяльності представників водної флори та фауни. Виділено переважну роль шестивалентної форми хрому в процесах забруднення водних об'єктів сполуками даного елемента. Обґрунтовано актуальність контролю вмісту Cr(VI) в гідроекосистемах з огляду на його токсичні властивості. Наведено основні наслідки впливу понаднормових концентрацій поллютанта на організм гідробіонтів.

Ключові слова: *хром, гідроекосистеми, гідрохімія, токсичність, гідробіонти, безхребетні, риби.*

Забруднення водного середовища, зумовлене антропогенним навантаженням на гідроекосистеми — глобальний процес, який протягом останніх десятиліть охопив усі внутрішні та морські водні об'єкти України. Одними з найнебезпечніших токсикантів, з огляду на їхнє поширення та широкий спектр дії на біоту, є важкі метали, які характеризуються високою стійкістю у навколишньому середовищі, та, потрапивши до водойм, не зникають, а лише перерозподіляються між компонентами їхніх екосистем. Одним із поширених у навколишньому середовищі важких металів, вміст та токсичний вплив якого на гідроекосистеми досліджують при проведенні екологічного моніторингу, який за понаднормових концентрацій порушує процеси життєдіяльності на рівні організмів і популяцій та пригнічує біопродукційні процеси у водних екосистемах в цілому, є хром. У водному середовищі його вміст коливається залежно від низки екологічних чинників: активної реакції водного середовища, наявності у його складі окиснювачів, температури води, типу ложа, підстилаючих ґрунтів водойми тощо [3, 13, 16, 68].

Необхідність визначення та контролю вмісту хрому в абіотичних та біотичних компонентах гідроекосистем продиктована можливою загрозою для їхнього нормального функціонування, у зв'язку з постійним надходженням токсиканта з різноманітних джерел до водних об'єктів України (наприклад, як компонента стічних вод) та, як наслідок, його значним поширенням і згубним впливом на біоту.

© Д. О. Янович, Т. М. Швець, 2017

Хімічна характеристика, шляхи надходження та поведінка хрому у водних екосистемах

Хром відноситься до перехідних металів. У сполуках, перебуваючи у валентностях Cr^{6+} (хромати, дихромати) і Cr^{3+} (сульфат хрому, хромовий галун), є сильним окиснювачем, а у валентності Cr^{2+} — відновником. Найбільш біодоступним і найбільш токсичним для живих організмів є Cr^{6+} , що виявляє канцерогенні властивості [18]. Гранично допустимою концентрацією тривалентного хрому у водоймах рибогосподарського призначення України є 0,005, а шестивалентного — 0,001 мг/дм³ [20, 21]; для країн близького зарубіжжя, зокрема Російської Федерації, значення цього показника дорівнюють відповідно 0,07 та 0,02 мг/дм³, з віднесенням його сполук до 3-го класу небезпеки («небезпечні») [22].

У поверхневих водах сполуки три- та шестивалентного хрому здатні до взаємоперетворення. В умовах багатих на кисень вод термодинамічно більш стабільним є шестивалентний хром, однак, у присутності Fe^{2+} , органічних речовин, які містять SH-групи, а також розчинених сульфідів, він легко відновлюється до тривалентного. Останній швидко окиснюється лише за високих концентрацій MnO_2 , а повільно — за присутності кисню в умовах природних вод. Стійкості Cr^{3+} сприяє і утворення ним міцних комплексів з багатьма органічними лігандами природних вод, переважно у водоймах з повільним водообміном. Перенесення хрому річковими водами у більшості випадків відбувається у складі завислих частинок [4, 15, 18, 19, 68].

У незабруднених та слабозабруднених річкових водах його вміст коливається в межах від декількох десятих частин мікрограма до кількох мікрограмів на дм³; у забруднених же концентрація хрому сягає десятків мікрограмів у дм³. Зниження концентрації іонів $\text{Cr}(\text{III})$ у воді може відбуватися внаслідок їхньої біосорбції ціанобактеріями, споживання іншими гідробіонтами. У прісних водах добре розчинний шестивалентний хром, який надходить з антропогенних джерел, видаляється у результаті відновлення до тривалентного з подальшою сорбцією завислими частинками та донними відкладами [3, 4, 15, 19].

Джерелами надходження хрому до водойм можуть бути стічні води підприємств автомобіле- і літакобудування, металургії, шкіряної та хімічної промисловості, виробництва барвників, нержавіючої та жаротривкої сталі, хімічних реагентів, хромованих виробів, вилуговування з порід (серпентинітів) та змиви з ґрунтів, а також комунальні стоки [3, 4, 68]. Обсяги надходження хрому зі зворотними водами до деяких річок України, згідно звітів Державної служби статистики України, наведені у таблиці 1.

Дослідження вмісту та форм знаходження хрому у воді дніпровських водосховищ та Дніпровсько-Бузького лиману, проведені П. М. Линником, виявили, що підвищення вмісту елемента у воді до сотень мікрограмів на дм³ спостерігається найчастіше влітку за умов збільшення водовикористання. Закономірно, що найвищі концентрації токсиканта виявлені поблизу великих промислових центрів. Близько 60% хрому перебувало у вигляді розчинених сполук, що обумовлено низькою каламутністю досліджених вод та пере-

1. Надходження загального хрому як компонента зворотних вод до річок України за 2009—2014 рр., т [7—12]

Річки	2009 р.	2010 р.	2011 р.	2012 р.	2013 р.	2014 р.
Сіверський Донець	1,5	1,3	2,0	1,6	1,6	1,0
Лугань	0,2	0,1	0,4	0,5	0,6	0,0
Казенний Торець	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0
Уди	1,0	0,7	1,1	0,9	0,8	0,8
Кальміус	0,1	0,2	0,3	0,3	0,2	0,3
Міус	0,8	1,1	0,9	1,1	0,7	0,0
Кринка	0,7	1,0	0,8	0,9	0,6	0,0
Дніпро	1,5	0,5	0,4	0,4	0,2	0,2
Самара	1,4	0,4	0,4	0,3	0,2	0,1
Дунай	0,2	0,1	0,2	0,0	0,0	0,1
Прут	0,2	0,1	0,2	0,0	0,0	0,1

важанням процесів комплексоутворення. Вказані процеси є визначальним чинником міграції елемента у воді водосховищ Дніпра та Дніпровсько-Бузького лиману. Слід зазначити, що шестивалентний хром у воді вказаних водних об'єктів виявлений не був [15].

Хром як есенціальний елемент

У деяких живих організмів хром присутній у невеликих кількостях лише в складі ДНК та нікотинової кислоти. Майже повна відсутність хрому в організмі гідробіонтів пояснюється низькою стійкістю його комплексів з протеїнами [5, 19, 57].

Тривалентний хром необхідний риbam для нормального перебігу вуглеводного та ліпідного обміну; він входить до складу багатьох ферментів, бере участь у побудові ДНК [87].

Так, досліді з коропом показали, що солі хрому виявляють дію, подібну до інсуліну, позитивно впливаючи на засвоєння глюкози та інгібуючи глікоконнеогенез. У досліді із тилапією спостерігалось зростання маси, накопичення енергії та збільшення концентрації глікогену у печінці риб, яким згодували кормову добавку із вмістом хрому [45, 72].

Токсичність хрому для біоти водойм

Водні рослини. Наявність підвищених концентрацій хрому у водоймах зумовлює існування компенсаторних механізмів в угрупованнях рослин, в тому числі водоростей, спрямованих на послаблення негативної дії токсиканта. Це, зокрема, виражається у перебудовах структури угруповань, які призводять до послідовного домінування окремих видів, зростання їхньої

біомаси. За підвищення вмісту хрому подібні процеси можуть не відбуватися, що спричинить загибель угруповань [23].

Ріст водних рослин зупиняється за концентрації шестивалентного хрому у воді від 0,5 до 5,0 мг/дм³. Для культури ціанобактерії мікроцистису виявлено значний альгіцидний вплив за вмісту дихромату калію на рівні 1 мг/дм³ та нітрату хрому — 2 мг/дм³. Такі ж результати отримано у дослідях із зеленою хлорококовою водорістю сценедесмусом [2, 13, 19]. Дж. Мур зі співавторами повідомляють, що згубна дія хрому на водні рослини виявляється за його концентрації від 5—10 мг/дм³ [19].

Накопичення хрому у тканинах прісноводних рослин переважно є незначним. Виняток становлять рослини в місцях скидів стічних вод, у тканинах яких вміст токсиканта сягає 50 мг/кг сухої маси, порівняно з 5 мг/кг у рослинах з незабруднених ділянок. Концентрація хрому у морських рослинах є вищою, ніж у прісноводних [19].

Ступінь токсичності сполук Cr(VI) для рослин залежить від водневого показника середовища і, як наслідок, від доступності вільних іонів та їхніх хелатів [16, 19]. Токсичні властивості хрому зростають за наявності у воді синтетичних поверхнево-активних сполук [13].

Водні безхребетні. Хром надходить до організму водних безхребетних у складі їжі. Поглинання його залежить від температури, сезону, а також віку особин. Швидкість цього процесу найбільша у молодих тварин; в подальшому, з віком вміст хрому у тканинах знижується, відображаючи поступове видалення токсиканта з організму. Згідно результатів досліджень різних авторів, найнижчі порогові летальні концентрації дихромату калію у хронічних дослідях для дафній перебувають у межах 0,01—2,00 мг/дм³. Дж. Мур зі співавторами повідомляють про дослідження гострої токсичності сполук хрому для семи видів прісноводних безхребетних, за результатами якого медіанні летальні концентрації тривалентного хрому за 96-годинного дослідження коливались у межах 3,0—50,0 мг/дм³, а шестивалентного — 0,1—20,0 мг/дм³ [6, 14, 19, 24].

А. М. Куніним виявлено медіанну летальну концентрацію дихромату калію для дафній на рівні 0,01 мг/дм³, та встановлено діапазон летальних концентрацій азотнокислого хрому — 0,01—1,00 мг/дм³ [14]. Згідно результатів вказаного дослідження, дафнії характеризуються вищою чутливістю по відношенню до токсиканта у порівнянні з молюсками (дрейсеною), личинками хірономід (хірономусом) та рибами (даніо), для яких діапазони впливу токсиканта на виживання перебувають в межах відповідно 1,000—2,000, 0,001—2,000 та 0,001—2,000 мг/дм³. За підвищеного вмісту сполук хрому у водному середовищі дафнії демонструють деформацію карапакса, порушення роботи грудних ніжок, процесів живлення, ембріогенезу, зниження плодючості. Крім того, у випадку азотнокислого хрому, порушується трофобластичний та протоплазматичний ріст ооцитів. Стосовно личинок хірономід, то у них виявляється і генотоксичний вплив хрому: «розплавлення», роздвоєння, деспіралізація хромосом [3, 6, 14, 19, 24].

Сублетальний і хронічний ефекти впливу хрому можуть виявлятися у зменшенні розмірів тіла гідробіонтів, скороченні темпів росту, розмноження, зниженні рівня виживання потомства [19].

Риби. Основним шляхом надходження хрому до організму риб є зябра; кишківник і шкіра не відіграють значної ролі у цьому процесі [68, 83].

У порівнянні з іншими важкими металами, хром має відносно невисоку токсичність [1, 5, 19, 57]. Медіанні летальні концентрації Cr(VI) для водних організмів залежно від умов середовища наведено в таблиці 2.

Клінічні ознаки отруєння хромом виражаються в підвищеному слизовиділенні, ураженні зябер, зміні нормального забарвлення шкіри. За невеликої концентрації токсиканта у водному середовищі в черевній порожнині накопичується темно-жовта рідина 71.

Поведінкові реакції риб на вплив токсиканта включають симптоми респіраторного стресу — «кашель», «позіхання», підвищену частоту рухів зябрових кришок 98. Риби втрачають рівновагу, плавають з широко відкритим ротом, піднімаючись вертикально вгору до поверхні води, що передуює їхній загибелі. Так, у хронічних дослідах зі змієголовом за концентрації шестивалентного хрому у водному середовищі 2 та 4 мг/дм³ спостерігали втрату рибами рівноваги, конвульсії, зростання частоти рухів зябрових кришок. За високих концентрацій особини виявляли зниження швидкості плавання, в'ялість. Схожі симптоми демонстрували цихліди (нільська тилapia) у 4-добовому експерименті за концентрацій Cr(VI) 3 та 6 мг/дм³ [27, 61, 63]. Г. Свечевічіус зазначає, що риbam властива реакція уникнення токсиканта, підтверджуючи це результатами дослідів з райдужною фореллю 8.

Концентрація шестивалентного хрому в межах 0,001—50,000 мг/дм³ вкрай негативно позначається на показниках питомого росту риб та ефективності використання корму, призводять до зростання екскреції фосфору, що є свідченням порушення фосфорного обміну [1, 3].

Отруєння хромом провокує порушення вуглеводного обміну, дозозалежно впливаючи на рівень глюкози у крові риб, як це було показано у досліді з мішкозябровим сомом. Вказані зміни можуть слугувати індикаторами стресу риб, викликаного дією цього токсиканта 7.

На тлі зростаючого стресу спостерігається зниження вмісту білків у тканинах риб, зокрема у м'язах та мозку, що пояснюється їхніми витратами для забезпечення енергетичних потреб організму протягом часу впливу токсиканта [70].

Механізм впливу шестивалентного хрому на риб не до кінця вивчено, проте встановлено, що симптоми гострої інтоксикації можуть проявлятися у вигляді гістологічних змін у зябрах, гематологічних порушеннях та специфічному інгібуванні деяких ферментів; два перших симптоми є характерними для впливу хрому. Наприклад, досліди з райдужною фореллю, яку витримували протягом 96 год в розчині шестивалентного хрому за рН 7,8 і 6,5,

2. Гостра токсичність (LC₅₀) шестивалентного хрому для гідробіонтів за експозиції 96 год. [26, 28, 30, 32, 38, 48, 50, 51, 59, 61, 62, 67, 68, 77, 82, 83]

Організми	LC ₅₀ , мг/дм ³	pH	CaCO ₃ , мг/дм ³
Прісноводні рослини	2,500—25,000	—	—
Коловертки	3,100	—	25
	15,000	—	81
Прісноводні молюски	17,300	—	45
	31,600—40,600	—	171
Амфіподи	67,000	—	—
Креветки	1,840	—	—
Гіллястовусі ракоподібні	0,435	—	—
Американська палія	59,000	7,0—8,0	45
Звичайний короп	93,600	7,0	232
Звичайний окунь	33,100	7,0—8,0	284
Звичайна плітка	49,300	7,0—8,0	284
Плямистий змієголов	41,750	7,3	215
Райдужна форель	28,500	7,0—8,0	284
	69,000	7,0—9,0	45
	14,600	7,0	80
	23,500	7,8	80
	50,000	7,8	80
	5,400	6,5	80
Товстоголовий американський голянь	36,200—36,900	7,7	37
Триголкова колючка	38,300	7,0—8,0	284
	35,000	8,0—8,1	500—600
Звичайний язь	71,700	7,0—8,0	284

показали дозозалежне зростання осмолярності гематокриту і зниження цього показника у плазмі. При цьому відзначались гіпертрофія і гіперплазія епітелію зябрових пластин і дегенеративні зміни в нирках і шлунку. Останні виникали лише за рН на рівні 7,8. Подібні зміни спостерігались у дослідях із сонячним синьозябровим окунем, вогняним барбусом, нільською тиліапією та іншими видами риби [58, 65, 68, 82].

Гістопатологічні зміни, зокрема тубулярний і гломерулярний некроз, виявляли також у клітинах нирок даніо-реріо за гострого і хронічного впливу хрому [76]. За дії токсиканта в концентрації 44,8 мг/дм³ було виявлено роз-

ширення просвітів судин нирок і збільшення ядерно-цитоплазматичного співвідношення у їхніх клітинах [19].

За хронічної дії токсиканта у риб спостерігається зниження рівня виживання та темпів росту. Відмічаються патологічні зміни у тканинах печінки та нирок, порушення перебігу метаболічних процесів, пригнічення імунної системи, підвищення інтенсивності утворення активних форм кисню, а також цитотоксичний та мутагенний ефекти. Вказані зміни зафіксовано в експериментах з коропами, лососевими, цихловими, змієголовими та іншими рибами (табл. 3) [5, 25, 54, 56, 67, 68].

А. М. Фараг зі співавторами проводили хронічні дослідження з молоддю чавичі за дії на неї сполук шестивалентного хрому у різних концентраціях (0,024 і 0,054 мг/дм³) впродовж 105 діб [39]. За цей час не спостерігалось жодних змін у показниках темпу росту і виживання. Зябра і нирки риб накопичували хром лише за вмісту його у воді на рівні 0,054 мг/дм³. Починаючи зі 105 доби концентрацію токсиканту було збільшено — з 0,024 до 0,120 і з 0,054 до 0,266 мг/дм³ — до завершення експерименту (134 дні). За цей час молодь з першої групи показала значні зміни в темпах росту; у другій групі було зафіксовано підвищену смертність.

В обох випадках відмічались ушкодження ДНК ядер еритроцитів. Крім того, у представників обох груп значно підвищився вміст хрому в тканинах зябер, нирок, печінки, пілоричних придатків. У нирках молоді риб, які найбільшою мірою акумулювали хром, за високих концентрацій токсиканта виявляли збільшення вмісту продуктів перекисного окиснення ліпідів та утворення гідроксильних радикалів, і, як наслідок, пошкодження структури ДНК [39].

Біохімічні процеси, які лежать в основі гострої токсичності шестивалентного хрому, принаймні частково можуть пояснюватись інгібуванням Na^+/K^+ -АТФ-ази. П. М. Кухнерт зі співавторами досліджували активність Na^+/K^+ - та Mg^{2+} -АТФ-ази в печінці, зябрах, нирках і кишківнику райдужної форелі, яка перебувала під впливом токсиканта в концентрації 2,8 мг/дм³ протягом двох діб [55]. Зазначені тканини значною мірою накопичували шестивалентний хром. Активність Mg^{2+} -АТФ-ази за дії акумульованого токсиканта не змінилась, тоді як Na^+/K^+ -АТФ-ази — знизилась у нирках і кишківнику відповідно до 63 і 55%. Зазначені зміни можуть бути пов'язані з порушеннями транспорту глюкози в епітеліальних клітинах травного тракту, що, на думку деяких авторів, може виявитись основним біологічним ефектом впливу хрому [55, 68].

Р.М. Стоукс із співавторами відмічали зниження активності транспортування і засвоєння глюкози в пілоричних придатках і середній кишці райдужної форелі за 7-добового витримування її в розчині шестивалентного хрому з концентрацією 2,5 мг/дм³ [74].

Рядом вчених проводились дослідження із вивчення генотоксичної дії хрому на організм риб. С. Е. Хук та інші за допомогою к-ДНК-мікроскопії досліджували експресію генів у клонованої райдужної форелі після внутрішньоче-

3. Вплив шестивалентного хрому на фізіолого-біохімічні показники різних видів риби [1, 3, 26, 29, 30, 41, 43, 56, 64, 69, 71, 75, 79—81, 85]

Показники	Види риби	Вміст хрому, мг/дм ³	Експозиція, днів	Ефект
Аномалії розвитку личинок	Азійський параліхт	1,000	—	Зростання
Частота серцевих скорочень	Короп (ембріони)	0,500	2	Зменшення
Темп росту риби	Товстоголовий американський гольян	2,000	28	Зниження
		0,004	7	Зниження
	Райдужна форель	0,350	90	Зниження
	Гуппі	10,000—50,000	28	Зниження
	Золота рибка	0,100—50,000	28	Зниження
Загальний протеїн плазми	Короп	25,000	4	Зростання
Параметри крові	Вогняний барбус	118,000	1	Зростання гематокриту, кількості еритроцитів, відсотка тромбоцитів, вмісту гемоглобіну, зменшення кількості гранулоцитів
	Вогняний барбус	2,000—3,000	60	Зниження гематокриту, кількості еритроцитів та гранулоцитів, вмісту гемоглобіну, пошкодження еритроцитів, зростання кількості лімфоцитів, відсотка тромбоцитів
	Короп	86,000	2	Зростання гематокриту, зниження кількості лімфоцитів і збільшення — нейтрофілів та еозинофілів

Продовження табл. 3

Показники	Види риб	Вміст хрому, мг/дм ³	Експозиція, днів	Ефект
		0,071	100	Зростання вмісту гемоглобіну, зниження кількості лейкоцитів
		25,000	4	Зростання гематокриту, кількості еритроцитів, вмісту гемоглобіну, зниження кількості тромбоцитів, лейкоцитів та лімфоцитів
		26,000	100	Без змін
	Райдужна форель	4,400	100	Зниження гемоглобіну
		1,500—4,400	100	Зниження гематокриту
	Мішкозябровий сом	510,000	50	Гемоліз, зростання кількості лейкоцитів та лімфоцитів
	Звичайний лаврак	104,000	1	Зниження гематокриту, кількості еритроцитів, вмісту гемоглобіну, гемоліз
	Пляmistий змієголов	32,000	4	Зростання гематокриту та еритроцитів, зниження — лейкоцитів та тромбоцитів
Активність АТФ-ази	Райдужна форель	2,500	2	Зростання Na ⁺ , K ⁺ -АТФ-азної активності у кишківнику та зниження — у нирках
Показники метаболізму вуглеводів	Короп	0,010	4	Зниження глікогену та глюкози плазми, зростання лактату плазми
Фосфорний обмін	Золота рибка			
	Плітка	0,050	45	Порушення
	Лин			
	Окунь			

ревного введення токсиканта в кількості 0,025 мг/кг маси [46]. Авторами були виділені ділянки ДНК, які зазнали змін під впливом введеної речовини. Такими виявились гени, що відповідають за ріст, синтез і зв'язування білка, активування оксиредуктази, зв'язування нуклеїнових кислот, мітохондріальний транспорт електронів і процеси метаболізму. Експерименти зі звичайним фундулюсом та зимовою камбалою виявили зміни експресії відповідно 17-ти та 29-ти генів: у першому випадку — пригнічення двох та активування п'ятнадцяти, у другому — пригнічення чотирьох та активування двадцяти п'яти. Із вказаними змінами експресії генів пов'язують зниження опірності організму риб на фоні оксидативного стресу [36, 46, 60].

Існує вікова залежність чутливості риб до дії хрому. Так, для коропа виявлено нижчу резистентність личинок порівняно з ембріонами, а для райдужної форелі — ембріонів порівняно з дорослими особинами [52, 75].

Чинником, що обумовлює ступінь токсичності хрому, є хімічна форма, в якій він перебуває. Так, деякими дослідженнями доведено, що HCrO_4^- в 9 разів більш токсичний, ніж CrO_4^{2-} [82, 83].

На швидкість інтоксикації значною мірою може впливати також водневий показник (рН) середовища. Наприклад, за даними І. Ван дер Путте та інших, медіанна летальна концентрація сполук хрому для райдужної форелі зменшується з 53 до 16 мг/дм³ при зниженні рН з 7,8 до 6,5 [82, 83].

М. Дж. Сміт зі співавторами встановили температурну залежність чутливості лососевих риб до дії сполук хрому: підвищення температури води з 5 до 30°C для райдужної форелі супроводжувалося зростанням LC_{50} за 24-годинної експозиції з 20 до 90 мг/дм³ [73]. В. В. Метельовим було встановлено обернену залежність між токсичністю сполук хрому та твердістю води, яку можна пояснити конкурентною взаємодією токсиканта з іонами кальцію. Вказані результати підтверджуються низкою досліджень інших авторів, проведених, зокрема, на коропових видах риб [17, 42, 68]. Дж. Мур зі співавторами підкреслювали, що отруйність хрому знижується також у солоній воді [19].

Вивчення отруйних властивостей хрому у присутності інших забруднюючих речовин вказує на те, що сумісна дія поліютантів може змінювати рівень його токсичності для риб. Зокрема, за впливу шестивалентного хрому і ціанідів на райдужну форель і гольяна виявлено антагоністичний характер їхньої взаємодії [31].

Дані щодо біоаккумуляції токсиканта представниками іхтіофауни свідчать про переважно незначне накопичення його в тканинах. П. О. Фромм зі співавторами витримували райдужну форель протягом 30 діб у воді, забрудненій хромом, за концентрації його на рівні 0,0013—0,0100 мг/дм³, в результаті чого було виявлено загальний чинник біоконцентрації, який склав трохи більше 1 (1,03—1,34) [40]. Д. Каламарі та інші, досліджуючи токсикокінез хрому у райдужної форелі за вмісту поліютанта на рівні 0,2 мг/дм³ протягом 6 місяців, встановили значення чинника біоконцентрації для печінки і нирок, яке дорівнювало 3 [33]. Разом з тим, 28-добові дослідження з коропом мрігала

4. Накопичення хрому у органах і тканинах риб [33—35, 37, 44, 55]

Види риб	Тканини	Вміст хрому у воді, мг/дм ³	Експозиція, діб	Концентрація хрому у тканині, мг/г
Штучні умови				
Райдужна форель	Печінка	0,2	180	0,00198*
	Нирки			0,00348*
	Зябра	2,5	2	0,00214*
	Печінка			0,00055*
	Нирки			0,00216*
Природні водойми				
Сонячний синьозябровий окунь (став)	Тіло в цілому	—	—	0,00053*
Сонячний червоновухий окунь (став)	Тіло в цілому	—	—	0,00021*
Великоротий окунь (став)	Тіло в цілому	—	—	0,00011*
Звичайний окунь (річка)	Тіло в цілому	—	—	0,00090**
	М'язи	—	—	0,00006— 0,00030**
	Печінка	—	—	0,00053**
Плітка (річка)	Тіло в цілому	—	—	0,00280**
	М'язи	—	—	0,00012**
	Печінка	—	—	0,00130**
Щука (річка)	Печінка	—	—	0,00055**
	М'язи	—	—	0,00004**
	Печінка	—	—	0,00033**
Райдужна форель (річка)	М'язи	—	—	0,00110**
	Нирки	—	—	0,00102**
	Зябра	—	—	0,00116**

* Сира маса; ** суха маса.

показали значення тканинносPECифічного чинника біоконцентрації у межах 4—44, з максимальним показником для печінки [33, 40, 66].

Найбільшою мірою елемент накопичується в зябрах, печінці та нирках. Іншими органами, що акумулюють хром, є м'язи, травний тракт, селезінка, жовчний та плавальний міхури, шкіра і пілоричні придатки [19, 39, 42, 53, 55, 58, 61, 66, 68, 78, 83]. Показники максимальної концентрації токсиканта, виявлені різними дослідниками в організмі деяких видів риб, наведено у таблиці 4.

Ступінь накопичення хрому тканинами риб залежить від низки чинників, зокрема концентрації токсиканта, твердості води та рН водного середовища. Так, за високого рівня останнього показника спостерігається зниження акумулювання хрому, що, імовірно, пов'язано зі зниженням доступності елемента у зв'язку з утворенням нерозчинних сполук, індукованим високою лужністю води [68].

За даними різних авторів, накопичення хрому окремими органами та тканинами риб утворює наступні ряди (у порядку зменшення):

— сріблястий карась: селезінка → нирки → жовч;

— короп мрігала: нирки → печінка → зябра = м'язи — за концентрації хрому на рівні $1,82 \text{ мг/дм}^3$, нирки → м'язи → печінка → зябра — за вмісту хрому $6,07 \text{ мг/дм}^3$;

— звичайний короп: печінка → зябра → м'язи;

— райдужна форель (за результатами кількох досліджень): нирки → зябра → травний тракт; зябра → печінка → нирки; нирки → печінка → м'язи; печінка → зябра → м'язи; зябра → нирки → селезінка [33, 35, 55, 80, 66, 83, 84].

Дослідженням тканин однорічок райдужної форелі, яких витримували за концентрації хромату натрію на рівні 40 мг/дм^3 та значень водного показника 7,8 і 6,5, було встановлено, що хром концентрувався у субклітинних фракціях ядер зябрової тканини та розчинних фракціях тканин печінки і нирок. За рН 6,5 вищий вміст хрому спостерігали у фракціях ядра зябер, мікросомальній фракції печінки й розчинній фракції нирок. Поширення у мітохондріальній, мікросомальній та розчинній фракціях зябер виявилось значно нижчим за рН 6,5, порівняно з 7,8 [83].

На даний час дослідниками не виявлено окремого органа чи тканини, що відіграють провідну роль у виведенні хрому з організму риб. Існують відомості щодо пасивної екскреції елемента через зябра. Деякі автори відзначають також роль нирок у цьому процесі, однак відсутність хрому в сечі риб піддає сумніву важливість цього шляху. Передбачається, що певне значення у виведенні забруднювача можуть мати печінка, яка виводить токсикант з жовчю, і кишківник [5, 53, 68, 83]. Шляхи біотрансформації хрому в організмі риб на сьогодні вивчені недостатньо. Згідно наявних літературних даних, значної біомагніфікації хрому у трофічному ланцюзгу гідроокисем не зафіксовано.

Висновки

Хром є біофільним мікроелементом, який, разом з тим, за підвищеної концентрації у водному середовищі характеризується здатністю порушувати екологічну рівновагу гідроекосистем. Значне поширення сполук хрому та його постійне надходження до поверхневих водних об'єктів у складі промислових та побутових стічних вод ставить під загрозу благополуччя гідробіоценозів. Це зумовлено згубним впливом токсиканта як на окремі організми, так і на популяції, а також його здатністю пригнічувати біопродукційні процеси у водоймах. Дія хрому відрізняється цито- та генотоксичністю, провокуванням відхилень від норми у поведінкових реакціях гідробіонтів, гістопатологічних змін, порушень перебігу метаболічних процесів, призводить до погіршення репродуктивних показників. Хром у організмі гідробіонтів виявляє здатність до біоаккумуляції.

Попри значну кількість праць, присвячених вивченню поведінки хрому у водних екосистемах та організмі гідробіонтів, механізми токсичності елемента, шляхи біотрансформації у органах і тканинах, а також його подальшої екскреції, біологічна активність на клітинному та молекулярному рівнях вивчені недостатньо мірою, і отже, повинні стати пріоритетними питаннями при подальшому дослідженні цього поліюганта.

**

Обобщены сведения относительно химических особенностей хрома и его соединений, источников поступления в водные объекты, а также поведения в гидроекосистемах. Описано значение хрома как биофильного микроэлемента в обеспечении процессов жизнедеятельности представителей водной флоры и фауны. Выделена преимущественная роль шестивалентной формы хрома в процессах загрязнения водных объектов соединениями данного элемента. Обоснована актуальность контроля содержания Cr(VI) в водной среде с учетом токсических свойств этого тяжелого металла. Указаны основные последствия воздействия сверхнормативных концентраций загрязнителя на организм гидробионтов.

**

Data concerning the chemical characteristics of chromium and its compounds, sources of their entering into water bodies, as well as behavior in hydroecosystems have been summarized. The role of chromium as a biophilic trace element for vital processes of aquatic flora and fauna representatives was described. Advantage role of hexavalent form of chromium in processes of water bodies pollution with this element is pointed on. The relevance of the control of hexavalent chromium content in the aquatic environment, considering its toxic properties was substantiated. Main effects of pollutant on aquatic organism are reported.

**

1. Ахмаг Ашфак. Вплив токсикантів (хрому, нікелю, свинцю) на біопродукційні параметри молоді риби: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. — К., 1999. — 17 с.
2. Величко И.М. О физиологической активности некоторых ионов по отношению к *Myxrocystis* (Kütz.) Elenk. // «Цветение» воды. — Киев: Наук. думка, 1968. — С. 217—222.

3. *Гангзюра В.П.* Продуктивність біосистем за токсичного забруднення середовища важкими металами. — К.: Обрії, 2002. — 248 с.
4. *Гидрохимические* показатели состояния окружающей среды: справочные материалы. — М.: ФОРУМ; ИНФРА-М, 2007. — 192 с.
5. *Грициняк І.І., Янович Д.О. та ін.* Екотоксикологія лососевих риб. — К.: ДІА, 2015. — 472 с.
6. *Грушко Я.М.* Вредные неорганические соединения в промышленных сточных водах: справочник. — Л.: Химия, 1979. — 160 с.
7. *Довкілля України — 2009:* статистичний збірник. — К.: Держ. служба статистики України, 2010. — 201 с.
8. *Довкілля України — 2010:* статистичний збірник. — К.: Держ. служба статистики України, 2011. — 205 с.
9. *Довкілля України — 2011:* статистичний збірник. — К.: Держ. служба статистики України, 2012. — 195 с.
10. *Довкілля України — 2012:* статистичний збірник. — К.: Держ. служба статистики України, 2013. — 234 с.
11. *Довкілля України — 2013:* статистичний збірник. — К.: Держ. служба статистики України, 2014. — 223 с.
12. *Довкілля України — 2014:* статистичний збірник. — К.: Держ. служба статистики України, 2015. — 234 с.
13. *Зубенко І.Б., Паршикова Т.В.* Влияние катионактивного ПАВ на степень токсичности хрома (VI) для гидробионтов // Гидробиол. журн. — 2005. — Т. 41, № 1. — С. 68—75.
14. *Кунин А.М.* Токсикологические особенности воздействия шестивалентного и трехвалентного хрома на гидробионтов: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. — М., 2001. — 20 с.
15. *Линник П.Н.* Содержание и формы миграции хрома в воде водохранилищ Днепра и Днепроовско-Бугского лимана // Гидробиол. журн. — 1994. — Т. 30, № 2. — С. 97—104.
16. *Линник П.Н., Чубарь Н.И.* Органические комплексные соединения железа и хрома в водохранилищах Днепра и их химическая природа // Там же. — 1996. — Т. 32, № 6. — С. 61—69.
17. *Метелев В.В., Канаев А.И., Дзасохова Н.Г.* Водная токсикология. — М.: Колос, 1971. — 248 с.
18. *Моисеенко Т.И.* Водная экотоксикология. Теоретические и прикладные аспекты. — М.: Наука, 2009. — 400 с.
19. *Мур Дж., Рамамурти В.* Тяжелые металлы в природных водах. — М., 1987. — 285 с.
20. *Методики* розрахунку розмірів відшкодування збитків, заподіяних державі внаслідок порушення законодавства про охорону та раціональне використання водних ресурсів. — К., 2009. — 52 с.
21. *Обобщенный* перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. — М.: Минрыбхоз СССР, 1990. — 44 с.
22. *Нормативы* качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативы предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения. — М.: ВНИРО, 2011. — 257 с.

23. Носов В.Н., Корсак М.Н., Сироткина Н.В. Влияние цинка и хрома на фитопланктон // Гидробиол. журн. — 1981. — Т. 17, № 4. — С. 83—87.
24. Патин С.А. Рыбохозяйственное нормирование качества водной среды // Сборник научных трудов ВНИРО. — 1988. — Т. 42. — С. 5—18.
25. Abbas H.H., Ali F.K. Study of the effect of hexavalent chromium on some biochemical, cytotoxicological and histopathological aspects of the *Oreochromis* sp. fish. // Pak. J. Biol. Sci. — 2007. — Vol. 10. — P. 3973—3982.
26. Al-Akel A.S., Shamsi M.J.K. Hexavalent chromium: toxicity and impact on carbohydrate metabolism and haematological parameters of carp (*Cyprinus carpio* L.) from Saudi Arabia // Aquacult. Sci. — 1996. — Vol. 58. — P. 24—30.
27. Al-Kahem H.F. Behavioural responses and changes in some haematological parameters of the cichlid fish, *Oreochromis niloticus*, exposed to trivalent chromium // JKAU Sci. — 1995. — Vol. 7. — P. 5—13.
28. Ambient water quality criteria for chromium: U.S. Environ. Protection Agency Rep. 440/5-80-035. — 1980.
29. Barron M.G., Adelman I.R. Nucleic acid, protein content, and growth of larval fish sublethally exposed to various toxicants // J. Fish. and Aquat. Sci. — 1984. — Vol. 41. — P. 141—150.
30. Benoit D.A. Toxic effects of hexavalent chromium on brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*) // Water Res. — 1976. — Vol. 10. — P. 497—500.
31. Broderius S.J., Smith L.L. Lethal and sublethal effects of binary mixtures of cyanide and hexavalent chromium, zinc or ammonia to the fathead minnow (*Pimephales promelas*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*) // J. Fish. Res. Board of Canada. — 1979. — Vol. 36. — P. 164—172.
32. Buikema A.L., Cairn J., Sullivan G.W. Evaluation of *Philodena acuticornis* (Rotifera) as a bioassay organism for heavy metals // Water Resour. Bull. — 1974. — Vol. 10. — P. 648—661.
33. Calamari D., Vighi M., Bacchi E. Toxicokinetics of low levels of Cd, Cr, Ni, and their mixtures in long-term treatment on *Salmo gairdneri* // Chemosphere. — 1982. — Vol. 11. — P. 59—70.
34. Campbell K.R. Chromium accumulation in three species of Central Florida centrarchids // Bull. Environ. Contam. Toxicol. — 1995. — Vol. 54. — P. 185—190.
35. Camusso M., Vigano L., Balestrini R. Bioconcentration of trace metals in rainbow trout: a field study // Ecotoxicol. Environ. Safety. — 1995. — Vol. 31. — P. 133—141.
36. Chapman L.M., Roling J.A., Bingham L.K. et al. Construction of a subtractive library from hexavalent chromium treated winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*) reveals alterations in non-selenium glutathione peroxidase // Aquat. Toxicol. — 2004. — Vol. 67. — P. 181—194.
37. Chevreuil M., Carru A.M., Chesterikoff A. et al. Contamination of fish from different areas of the river Seine (France) by organic (PCB and pesticides) and metallic (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn) micropollutants // Sci. Total Environ. — 1995. — Vol. 162. — P. 31—42.
38. Eisler R. Chromium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. — Laurel : U.S. Fish and Wildlife Service, 1986. — 38 p.

39. Farag A.M., Thomas M., Marty G.D. et al. The effect of chronic chromium exposure on the health of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) // Aquat. Toxicol. — 2006. — Vol. 76. — P. 246—257.
40. Fromm P.O., Stokes R.M. Assimilation and metabolism of chromium by trout // J. Water Pollut. Control Fed. — 1962. — Vol. 35. — P. 1151—1155.
41. Gautam A.K., Gupta M.L. Chromium induced hematological anomalies in a freshwater fish, *Channa punctatus* (Bl.) // J. Environ. Biol. — 1989. — Vol. 10, Iss. 3. — P. 239—243.
42. Ghosh L., Adhikari S. Accumulation of heavy metals in freshwater fish — an assessment of toxic interactions with calcium // Amer. J. Food Technol. — 2006. — Vol. 1. — P. 139—148.
43. Gill T.S., Pant J.C. Hematological and pathological effects of chromium toxicosis in the freshwater fish, *Barbus conchonioides* Ham. // Water, Air, and Soil Pollut. — 1987. — Vol. 35, Iss. 3. — P. 241—250.
44. Hekanson L. Metals in fish and sediments from the River Kolbecksen. water system, Sweden // Arch. Hydrobiol. — 1984. — Vol. 101. — P. 373—400.
45. Hertz Y., Madar Z., Hepper B., Gertler A. Glucose metabolism in the common carp (*Cyprinus carpio* L.): the effects of cobalt and chromium // Aquaculture. — 1989. — Vol. 76. — P. 255—267.
46. Hook S.E., Skillman A.D., Small J.A. et al. Gene expression patterns in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, exposed to a suite of model toxicants // Aquat. Toxicol. — 2006. — Vol. 77. — P. 372—385.
47. Hoq T., Hasan R., Haque N., Ashrafuzzaman Md. The effect of chromium on glucose content of freshwater fish, *Heteropneustes fossilis* // Amer. J. Zool. Res. — 2015. — Vol. 3, N 1. — P. 1—3.
48. Jezierska B., Witeska M. Metal toxicity to fish. — Siedlce: Wydawnictwo Akademii Podlaskiej, 2001. — 318 s.
49. Johnson C., Radhakrishnan M.V. Estimation of acute toxicity of chromium to the freshwater catfish *Clarias batrachus* (Linn.) // Intern. J. Res. Environ. Sci. (IJRES). — 2015. — Vol. 1, Iss. 2. — P. 30—37.
50. Jop K.M., Parkerton T.F., Rogers J.H., Dorn P.B. Comparative toxicity and speciation of two hexavalent chromium salts in acute toxicity tests // Environ. Toxicol. Chem. — 1987. — Vol. 6. — P. 697—703.
51. Jouany J.M., Vasseur P., Ferard J.F. Ecotoxicite directe et integree du chrome hexavalent sur deux niveaux trophiques associes: *Chlorella vulgaris* et *Daphnia magna* // Environ. Pollut. — 1982. — Vol. 27A. — P. 207—221.
52. Kazlauskienė N., Svecevičius G., Vosyliene M.Z. The use of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) as a test-object for evaluation of the water quality polluted with heavy metals // Heavy metals in the environment: an integrated approach. — Vilnius, 1999. — P. 231—233.
53. Knoll J., Fromm P.O. Accumulation and elimination of hexavalent chromium in rainbow trout // Physiol. Zool. — 1960. — Vol. 33. — P. 1—8.
54. Krumschnabel G., Nawaz M. Acute toxicity of hexavalent chromium in isolated teleost hepatocytes // Aquat. Toxicol. — 2004. — Vol. 70. — P. 159—167.
55. Kuhnert P.M., Kuhnert B.R. The effect of *in vivo* chromium exposure on Na⁺/K⁺ and Mg²⁺-ATPase activity in several tissues of the rainbow trout (*Salmo gairdneri*) // Bull. Environ. Contam. Toxicol. — 1976. — Vol. 15. — P. 383—390.

56. Kumari K., Khare A., Dange S. The applicability of oxidative stress biomarkers in assessing chromium induced toxicity in the fish *Labeo rohita* // Bio-Med Research Intern. — 2014. — Article ID 782493. — 11 p.
57. Lall S.P. The minerals // Fish nutrition. — San Diego: Academic Press, 2002. — P. 259—308.
58. Mallesh B., Pandey P.K., Kumar K. et al. Bioconcentration of hexavalent chromium in *Cirrhinus mrigala* (Ham., 1822): effect on haematological parameters // J. Biol. and Earth Sci. — 2015. — Vol. 5, N 1. — P. 59—67.
59. Mangi J., Schmidt K., Pankow J. et al. Effects of chromium on some aquatic plants // Environ. Pollut. — 1978. — Vol. 16. — P. 285—291.
60. Maples N.L., Bain L.J. Trivalent chromium alters gene expression in the mummichog (*Fundulus heteroclitus*) // Environ. Toxicol. Chem. — 2004. — Vol. 23. — P. 626—631.
61. Mishra A.K., Mohanty B. Chronic exposure to sublethal hexavalent chromium affects organ histopathology and serum cortisol profile of a teleost, *Channa punctatus* (Bloch) // Sci. Total Environ. — 2009. — Vol. 407. — P. 5031—5038.
62. Murti R., Omkar O., Shukla G.S. Chromium toxicity to a freshwater prawn *Macrobrachium lamarrei* // Toxicol. Lett. — 1983. — Vol. 18. — P. 257—261.
63. Nisha J.C., Sekar R.R.J., Chandran R. Acute effect of chromium toxicity on the behavioral response of zebra fish *Danio rerio* // Intern. J. Plant, Animal and Environ. Sci. — 2016. — Vol. 6, Iss. 2. — P. 6—14.
64. Norberg-King T.J. An evaluation of the fathead minnow seven-day subchronic test for estimating chronic toxicity // Environ. Toxicol. Chem. — 1989. — Vol. 8, Iss. 11. — P. 1075—1089.
65. Pal M., Trivedi S. P. Impact of chromium trioxide on haematological parameters of freshwater fish, *Channa punctatus* (Bloch) // Europ. J. Experim. Biol. — 2016. — Vol. 6, Iss. 2. — P. 40—42.
66. Palaniappan P.L., Karthikeyan S. Bioaccumulation and depuration of chromium in the selected organs and whole body tissues of freshwater fish *Cirrhinus mrigala* individually and in a binary solution with nickel // J. Environ. Sci. — 2009. — Vol. 21. — P. 229—236.
67. Pickering O.H. Chronic toxicity of hexavalent chromium to fathead minnow (*Pimephales promelas*) // Arch. Environ. Contam. Toxicol. — 1980. — Vol. 9. — P. 405—413.
68. Reid S.D. Molybdenum and Chromium // Homeostasis and toxicology of essential metals. — London; Waltham; San Diego: Academic Press, 2012. — P. 375—415.
69. Roche H., Boget G. Effects of Cu, Zn and Cr salts on antioxidant enzyme activities in vitro of red blood cells of a marine fish *Dicentrarchus labrax* // Toxicol. In Vitro. — 1993. — Vol. 7. — P. 623—629.
70. Senthil Elango P., Muthulingam M. Impact of heavy metal chromium on protein and aminoacid contents in brain and muscle of freshwater fish *Oreochromis mossambicus* (Peters) // Intern. J. Curr. Res. — 2014. — Vol. 6, N 1. — P. 4841—4845.
71. Shandilya S., Banerjee V. Effect of sublethal toxicity of zinc and chromium on peripheral hemogram of the fish *Heteropneustes fossilis* // J. Environ. Ecol. — 1989. — Vol. 7. — P. 16—23.

72. *Shiau S.Y., Lin S.-F.* Effects of supplemental dietary chromium and vanadium on the utilization of different carbohydrates in tilapia, *Oreochromis niloticus* × *O. aureus* // Aquaculture. — 1993. — Vol. 110. — P. 321—330.
73. *Smith M.J., Heath A.G.* Acute toxicity of copper, chromate, zinc, and cyanide to freshwater fish: effect of different temperatures // Bull. Environ. Contam. Toxicol. — 1979. — Vol. 22. — P. 113—119.
74. *Stokes R.M., Fromm P.O.* Effect of chromate on glucose transport by the gut of rainbow trout // Physiol. Zool. — 1965. — Vol. 38. — P. 202—205.
75. *Stouthart A.J.H.X., Spanings F.A.T., Lock R.A.C., Wendelaar-Bonga S.E.* Effects of pH on chromium toxicity of early life stages of the common carp (*Cyprinus carpio*) // Aquat. Toxicol. — 1995. — Vol. 32. — P. 31—42.
76. *Sukirtha T.H., Nowsheen saba M.* Acute and chronic poisoning of chromium (VI) in zebra fish // J. Nehru Arts and Sci. Coll. (NASC). — 2015. — Vol. 1. — P. 7—11.
77. *Svecevicus G.* Acute toxicity of hexavalent chromium to European freshwater fish // Bull. Environ. Contam. Toxicol. — 2006. — Vol. 77. — P. 741—747.
78. *Svecevicus G.* Avoidance response of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* to hexavalent chromium solutions // Bull. Environ. Contam. Toxicol. — 2007. — Vol. 79. — P. 596—600.
79. *Svobodová Z., Vykusová B., Machová J.* Changes in condition and haematological parameters in carp after a long-term effect of $K_2Cr_2O_7$, $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ and p-nitrophenol // Ichthyohaematology : abstr. 3rd conf. — Litomyšl, 1993. — P. 144—155.
80. *Svobodová Z., Vykusová B., Machová J.* The effects of pollutants on selected haematological and biochemical parameters in fish // Sublethal and chronic effects of pollutants on freshwater fish: Papers of Sympos. held in conjunction with the
81. *Seventeenth Session of EIFAC, 19-22 May 1992, Lugano, Switzerland.* — Rome: European Inland Fisheries Advisory Commission, 1994. — P. 39—52.
82. *Svobodová Z., Barthova J., Machová J.* The effect of therapeutics and pollutants on serum enzymes activity // Ichthyohaematology : abstr. 3rd conf. — Litomyšl, 1993. — P. 130—135.
83. *Van der Putte I., Brinkhorst M.A., Koeman J.H.* Effect of pH on the acute toxicity of hexavalent chromium to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) // Aquat. Toxicol. — 1981. — Vol. 1. — P. 129—142.
84. *Van der Putte I., Lubbers J., Kolar K.* Effect of pH on uptake, tissue distribution and retention of hexavalent chromium in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) // Aquat. Toxicol. — 1981. — Vol. 1. — P. 3—18.
85. *Yamazaki M., Tanizaki Y., Shimokawa T.* Silver and other trace elements in freshwater fish, *Carassius auratus langsdorfii*, from Asakawa River in Tokyo, Japan // Environ. Pollut. — 1996. — Vol. 94. — P. 83—90.
86. *Yulin W., Hongru Z., Lanying H.* Effects of heavy metals on embryos and larvae of flat fish *Paralichthys olivaceus* // Oceanol. Limnol. Sin. — 1990. — Vol. 21. — P. 386—392.

¹ Львівський національний університет
ветеринарної медицини та біотехнологій

² Інститут рибного господарства
НААН України, Київ