



УДК 574.58:597.2/5

Огляд підходів до оцінювання «здоров'я» гідроекосистем за показниками гомеостазу риб

М.О. Клименко¹, Ю.В. Пилипенко², О.О. Бедункова¹

¹Національний університет водного господарства та природокористування, Рівне, Україна

²Херсонський державний аграрний університет, Херсон, Україна

Розширено уявлення про можливість оцінок наслідків комбінованих ефектів забруднення водойм і умови, на фоні котрих діють шкідливі елементи та сполуки, шляхом реєстрації змін показників гомеостазу риб. Більшість таких методів достатньо складні, потребують спеціальних навичок дослідника, значних матеріальних і часових затрат, тому не можуть широко застосовуватись у дослідженнях природних водойм. Проведений аналіз реакцій організму риб на мутагенну дію біотичних та абіотичних факторів показує, що до найважливіших та відносно простих методів належить мікроядерне тестування периферійної крові риб. Наголошено на необхідності звертати увагу як на одиниці виміру результатів досліджень, так і на їх інтерпретацію відносно рівнів спонтанних мутацій. Зроблено припущення, що таких ускладнень можна уникнути шляхом з'ясування рівнів онтогенетичного «шуму» для гідроекосистем окремих фізико-географічних регіонів. Узагальнено факти про помітну дестабілізацію розвитку організмів за незначних порушень водного середовища. Акцентовано увагу на можливості оцінки «здоров'я» гідроекосистем за показниками флуктуючої асиметрії риб. Перевагами подібних оцінок є тісна кореляція параметрів стабільності розвитку риб із рівнями забруднення води, однак існує очевидна загроза отримання високої похибки вимірювань пьд час установлення рівнів флуктуючої асиметрії. Зроблено висновок про доцільність поєднання декількох відносно простих і показових методів і розробки критеріїв «здоров'я» гідроекосистем у межах окремих фізико-географічних зон.

Ключові слова: забруднення; мінливість росту; ядерні порушення; флуктуюча асиметрія

Health assessment of hydro-ecosystems based on homeostasis indicators of fish: Review of approaches

N.A. Klimenko¹, Y.V. Pylypenko², O.O. Biedunkova¹

¹National University of Water Management and Nature Resources Use, Rivne, Ukraine

²Kherson State Agricultural University, Kherson, Ukraine

This paper reviews scientific literature concerning the possibility of using aspects of physiological responses of fish to environmental stressors and their indicators to assess vulnerability ('health') of hydro-ecosystems of various types. Based on the available information, the authors have found that most of these methods are quite complex, they require a researcher to have specialized skills, involve considerable time and costs, and therefore are not widely used in research on natural water bodies. These factors allowed the author to determine the aim of the paper: the analysis of the most representative and relatively simple methods of health assessment of hydro-ecosystems by using fish as biological indicators. Some of the known concepts are then discussed, demonstrating the possibility of describing and monitoring changes in hydro-ecosystems according to morphometric parameters and fish growth variability. The paper indicates that such approaches can be justified and illustrative only when the ecosystem is assessed in clearly defined local terms. The review of literature on the influence of different biotic and abiotic factors and their mutagenic action on fish suggests that the micronucleus (MN) test in fish erythrocytes is one of the most important and relatively simple assessment methods. Our research emphasizes that there is a need to pay attention in the assessment

Національний університет водного господарства та природокористування, вул. Соборна, 11, Рівне, 33028, Україна
National University of Water Management and Nature Resources Use, Sobornaya Str., 11, Rivne, 33028, Ukraine
Tel.: +38-066-913-83-92. E-mail: m.o.klimenko@nuwm.edu.ua, bedunkovaolga@mail.ru

Херсонський державний аграрний університет, вул. Рози Люксембург, 23, Херсон, 73006, Україна
Kherson State Agricultural University, Rosa Luxemburg Str., 23, Kherson, 73006, Ukraine
Tel.: +38-050-166-01-05. E-mail: pilipenko_eco@mail.ru

process both to the measurement units used in the presentation of research results and to their interpretation regarding the level of spontaneous mutations among fish, which differs according to various sources. The research suggests that such complications can be avoided by clarifying the levels of ontogenetic 'noise' for hydro-ecosystems of specific geographic zones. Taking into consideration the existing generalization of scientific facts about significant destabilization in the development of organisms when water is polluted even at low levels, the paper focuses on the opportunity to assess health of hydro-ecosystems using the fluctuating asymmetry index (FA). This study indicates that such assessments have the benefit of close correlation between the parameters of fish development stability and levels of water pollution. However there is an obvious risk of obtaining serious measurement errors in determining the level of FA. Based on the foregoing, this paper uses the registration of changes in fish homeostasis in order to expand the understanding of both the possibility of assessing the effects of combined ratings of water pollution and the background conditions in which harmful elements and compounds act. The authors substantiate the feasibility of combining several relatively simple and descriptive assessment methods and conclude that there is a need to elaborate criteria for the development of health of hydro-ecosystems within specific geographic zones.

Keywords: pollution; growth variability; nuclear violations; fluctuating asymmetry

Вступ

На відміну від звичних методів біоіндикації, згідно з якими якість поверхневих вод експертно оцінюється у балах за сумою ознак порушень у підсистемах, у рамках концепції «здоров'я» екосистем обґрунтовуються кількісно змінні інформативні критерії порушень у біологічних системах, а також інтегральні кількісні значення дози впливу, які відображають наслідки комплексного забруднення вод і ті умови водойм, на фоні яких діють токсичні елементи та сполуки (Attrill and Depledge, 1997; Moiseenko, 2008; Fei et al., 2013; Rudik-Leuska et al., 2014).

Подібна інтегральна система критеріальної оцінки якості вод і здоров'я гідроекосистем повинна відповідати таким вимогам: відображувати специфіку забруднення, враховувати кількість найчутливіших індикаторів організменого, популяційного та екосистемного рівнів (John et al., 2014), враховувати функціональний резерв екосистеми витримувати стрес (Xiaojun et al., 2015), зберігати свою структуру, а також відображувати здатність до відновлення системи після пертурбацій (Gilvear et al., 2013; Gurbik et al., 2014). Не існує єдиного універсального критерію відносно оцінок усіх можливих сценаріїв змін стану гідроекосистем. Наприклад, під час оцінювання евтрофування водойм найчіткішу картину формують зміни фітопланктонних угруповань (Karadžić et al., 2010; Garmendia et al., 2013), закислення вод – зообентосу (Moiseenko and Gashkina, 2011; Halsband and Kurihara, 2013), токсичного забруднення – порушення в організмі риб (Kuderskiy, 1987; Moiseenko, 2000).

Але незмінним залишається той факт, що відобразити «здоров'я» гідроекосистем за дії забруднень та їх комбінованих ефектів, передусім, дозволяє з'ясування резистентності водної та навколоводної флори та фауни (Brygadyenko and Slynko, 2015). Успішне використання риб як індикаторів стану гідроекосистем (Kuderskiy, 1987) зумовлене такими причинами: 1) риби мають тривалий життєвий цикл і через це здатні накопичувати шкідливі речовини протягом значного періоду часу; 2) різні види риб мають неоднакову чутливість до антропогенних токсикантів і тому можуть використовуватись як біоіндикатори різного ступеня антропогенного забруднення водойм; 3) риби мають неоднакову чутливість на різних етапах онтогенезу, що розширює можливості використання цих тварин для біоіндикації. При цьому розрізняють високочутливі види риб (лососеві (форель, голец), сигові (сиг звичайний, пелядь), судак, пічкур), середньочутливі (гольян, лящ, окунь) та слабкочутливі (головень, сазан, карась) (Luk'yanenko, 1987).

Нині в Україні відмічається зацікавленість дослідників у вивченні різноманітних підходів до використання риб як індикаторів стану гідроекосистем. Разом із тим, окремі автори звертають увагу на певні складності цього процесу (Demchenko, 2011), які зводяться до проблеми вибору «еталона» для порівняння результатів оцінювання та проблеми визначення оптимального рівня антропогенного перетворення гідроекосистем. Аналізуючи існуючі підходи та методи, автор пропонує п'ять показників популяційного та ценотичного рівнів іхтіофауни, що дозволять судити про різні зміни у водоймі: 1) розмірне різноманіття особин популяції; 2) розмірно-масова структура популяції; 3) співвідношення статей; 4) індивідуальна морфологічна мінливість особин та кількість фенотипів; 5) видове та таксономічне різноманіття.

Прикладом останнього підходу може бути вивчення змін видового різноманіття аборигенної іхтіофауни на фоні сучасних антропогенних змін гідроекосистем басейну р. Прип'ять (Sondak, 2009). Однак відомо, що зв'язок показників різноманіття та сталості (стабільності) екосистем має не завжди відповідний, а інколи й суперечливий характер (Chakrabarti and Ghosh, 2013). Разом із тим, що сталість біосистем збільшується зі збільшенням різноманіття (Whittaker, 1980), не завжди відмічається формування різноманіття за рахунок стабільності екосистеми (Costanza et al., 2007; Trebilco et al., 2013).

У рамках екосистемного інтегрованого підходу, в оцінюванні екологічних наслідків забруднення вод перевага віддається дослідженню риб на рівні організму. Такі світові системи моніторингу як Environmental Monitoring and Assessment Program (EMAP), European Environment Agency (EEA), Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality (ANZECC and ARMCANZ), Environment Canada (EC), та інші за тривалої дії забруднень води, особливо токсичного характеру, використовують відгуки певних функціональних систем організму риб (у відповідних умовах за певний проміжок часу).

З огляду на наведені факти, дослідники продовжують вдосконалювати підходи системних досліджень іхтіопуляцій на рівні окремих особин і пропонують інформативні засоби контролю гідроекосистем. В умовах інтенсивного забруднення стійкість організму риб визначалась здатністю ефективно метаболізувати та виводити токсичні речовини, які надходили до їх організму (Mikryakov et al., 2015). Патологічні зміни в тілі риб дозволили визначити ступінь токсичності водного середовища (Torres, 2014), оцінити кумулятивні ефекти (He et al., 2012; Jayaprakash et al., 2015), а також сформувати уявлення про потенційну небезпеку групи речовин, що надходять до водойм і для людини (Dórea, 2008). Перерозподіл токсичних речовин

між тканинами риб використовується для оцінки термінів, які мали місце після забруднення водойми (Albalat et al., 2002; Torres, 2014).

Велика група авторів (Moiseenko et al., 2010) запропонувала дворівневий методичний підхід, який, на їх погляд, дозволяє поєднувати в оптимальному співвідношенні можливість отримання масового іхтіологічного матеріалу та встановлення точного діагнозу. Вони відокремили перший – макрорівень обстеження індивідумів, за яким захворювання виявляються на основі масового візуального обстеження організмів, а попередній діагноз встановлюється за клінічними та патологоанатомічними симптомами отруєнь; другий – макрорівень діагностики включає гематологічні, гістологічні, біохімічні, інструментальні фізіологічні та інші методи. Отже, зміни фізіологічного стану риб реєструються численними показниками, які можна використовувати для діагностики «здоров'я» гідроекосистем. Однак, на нашу думку, більшість методів, особливо біохімічні та фізіологічні, достатньо складні, тому не можуть широко застосовуватись у дослідженнях природних водойм. Існує також необхідність у спеціальних навичках дослідника, значних матеріальних затратах і тривалості виконання досліджень. До того ж, відсутність чіткої програми іхтіологічного моніторингу для окремих фізико-географічних регіонів стає перешкодою для отримання оцінки реального стану гідроекосистем.

Огляд і узагальнення наведеної інформації дозволили окреслити мету нашої роботи – аналіз найпоказовіших та відносно простих методів оцінювання «здоров'я» (вразливості) гідроекосистем із використанням риб як біоіндикаторів.

Морфометричні параметри та мінливість росту риб як відображення гідрохімічних змін водойм

У класичному розумінні ріст риб розглядається як частина фізіолого-біохімічних процесів, що відбуваються згідно із законом збереження енергії (Sherman and Rylypenko, 1999). Розмірне різноманіття угруповань риб зумовлене впливом на процес росту як генетичних факторів, так і факторів середовища, тому морфометричні ознаки вважаються сумарним відображенням специфіки способу життя риб та індикатором стану популяції.

Нині з морфометрії риб накопичено значний обсяг літературних даних, який доводить, що питання, пов'язані з мінливістю ознак, – зручні методичні підходи до здійснення різнопланових досліджень. Систематизація відомих досліджень для вивчення мінливості морфометричних ознак риб дозволяє виділити такі основні напрями: 1) вивчення географічної (в основному широтної) мінливості видів із широким ареалом; 2) вивчення мінливості, що пов'язана з локальними варіаціями умов; 3) вивчення мінливості, що пов'язана зі змінами умов у часі; 4) вивчення мінливості штучних групувань і популяцій; 5) аналіз мінливості морфометричних показників під час моделювання умов середовища мешкання.

Із позицій оцінки «здоров'я» гідроекосистем, без сумніву, найбільший інтерес становить другий пункт, який повинен спиратись на вивчення закономірностей формування розмірного різноманіття природних групу-

вань риб у межах окремих видів залежно від екологічних умов. Однак у природних умовах на риб діє безліч факторів, які впливають на обмін їх речовин (Dgebuadze, 2001), тобто спостерігається комплексний вплив явищ неживої природи, опосередкований через біотичні фактори. Автор доводить, що температура зумовлює швидкість обмінних реакцій (контролюючий фактор) та ускладнює процеси внутрішньої регуляції (маскувальний фактор), зміни освітлення впливають на функціонування ендокринної системи (напрямний фактор), у той час, коли такі фактори як уміст кисню, маса тіла та раціон можуть стримувати ріст (лімітуючий фактор).

У більшості праць із вивчення впливу гідрохімічних факторів на темпи росту риб наявні дані, які доводять визначальний вплив забруднень, пов'язаних із діяльністю людини. Звичайно, як у природних умовах, так і в експерименті спостерігається зниження темпів росту при відхиленнях від нормального хімічного складу води. Причинами зниження темпів росту за погіршення якості води, як правило, виявляються: зменшення кількості доступної їжі, погіршення апетиту риб, пониження трофічної активності та здатності знайти, вхопити жертву, пониження ефективності утилізації їжі, здатності нормального її перетравлення та засвоєння.

Дослідження на двох гідрологічно ідентичних ділянках р. Пілиця (Penczak et al., 1976), що відчували різний ступінь впливу побутових забруднень, виявили суттєве відставання в рості плітки з брудної ділянки. Раннє дозрівання та пригнічення темпу росту сигових (*Coregonus lavaretus* (Linnaeus, 1758)) спостерігались у водоймах Кольського півострова, які відчували аеротехногенне забруднення комбінату з виробництва нікелю (Kashulin, 1995). Уповільнення темпів росту молоді (масою 5–13 г) райдужної форелі (*Parasalmo mykiss* (Walbaum, 1792)) спостерігалось за умов її утримання у м'якій підкисленій (рН 5,2) воді із сублетальною дозою алюмінію (38 мг/л) (Wison, 1994).

Окремі праці доводять, що не завжди зниження темпів росту того або іншого виду риб – наслідок погіршення гідрохімічних параметрів води. Прикладом цього може бути несподівана реакція риб на закислення оліготрофних озер Південної Фінляндії, серед яких виділяли групу сильно закислених (6 озер із рН < 5), помірно закислених (5 озер із рН < 6) та нейтральних (5 озер із рН > 6). Виявилось, що серед 16 досліджуваних водойм темп росту річкового окуня (*Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758)) в озерах перших двох груп вищий (Ranitaniemi, 1988). Аналогічна ситуація спостерігалась і на одних і тих самих водоймах, вода яких ставала кислішою. Через чотири роки після підкислення озер (рН знизилось до 4,7–4,8) помічене прискорення росту окуня (Ranitaniemi, 1995). Автор припускає, що темп росту прискорився через зниження чисельності риб (внаслідок закислення) та послаблення внутрішньо- та міжвидової конкуренції. Іншими дослідженнями встановлено, що оптимальні умови для росту риб відповідають значенням рН води вище 4,5 та концентрацій Al і Fe < 1,0 мг/дм³ (Hamish et al., 2010).

Цікаві дані отримані під час вивчення впливу токсичного забруднення гідроекосистеми Каспійського моря на біохімічні та морфофізіологічні порушення кутума (*Rutilus frisii kutum* (Kamensky, 1901)) і бичка-

кругляка (*Gobius cephalarges* (Pallas, 1814)). За відносно низьких концентрацій нафти (0,05–1,0 мг/л) зміни процесів росту мали адаптивний характер: ріст на певних етапах прискорювався, а за хронічного впливу – уповільнювався. За високих концентрацій нафти (понад 40 мг/л) ріст риб суттєво уповільнювався та навіть припинявся (400, 800 мг/л) (Kurbanova, 2002).

Вплив хімічних факторів на ріст риб може варіювати також з інших причин, частина яких поки не має достатнього пояснення. Наприклад, популяція чукучана (*Catostomus commersoni* (Lacépède, 1803)) за підвищених концентрацій цинку та міді, зумовлених надходженням з атмосфери, демонструвала збільшення темпів росту та плодючості, при цьому риби раніше досягали статевої зрілості. Рудні води, які містили ті самі концентрації даних елементів, спричинювали уповільнення росту, зменшували плодючість, але термін дозрівання особин залишався таким самим (Jana and Das, 1982). Досить цікаву картину динаміки зміни приростів риби у часі залежно від різних концентрацій токсикантів отримано в модельному експерименті: значення питомої швидкості росту молоді гупі (*Poecilia reticulata* (Peters, 1859)) в акваріумах із концентрацією Cu^{2+} 0,1 мг/дм³ на другий тиждень знижувалось до 30%, на третій тиждень зростало майже на 50%, а на четвертий тиждень знову зменшувалось на 20%. В акваріумах із концентрацією токсиканта 0,001 мг/дм³ та в контролі спостерігали коливання значень показника питомої швидкості росту: на початку експерименту питома швидкість росту помітно збільшувалася, потім різко знижувалася і знову стрімко зростала. За наявності в акваріумах Cd^{2+} у різних концентраціях істотних змін маси тіла риб не спостерігали. Проте вивчення зміни значень динаміки питомої швидкості росту риб дали авторам експерименту підставу стверджувати, що в акваріумах із найбільшою концентрацією Cd^{2+} значення цього показника постійно знижується, а за найменшої концентрації та в контролі різко зростає (Handzyura, 2002).

Достатньо значний вплив на ріст та життєдіяльність риб здійснює вміст у воді вуглекислого газу (CO_2), але і тут можна спостерігати різну силу та спрямованість впливу цього фактора. Хронічний вплив підвищених рівнів CO_2 корелював із нижніми індексами росту багатьох видів риб, які відрізнялись від темпів росту риб в умовах нормальної концентрації вуглекислого газу на 21–58%. Зокрема, у цьоголіток камбали (*Pleuronectes platessa* (Linnaeus, 1758)), що утримувалась у воді з різними концентраціями розчиненого вуглекислого газу: ~ 3 000, 15 000, 25 000 μatm (відповідно, 5, 26 та 42 мг/дм³), зі зростанням величини CO_2 зменшувалось споживання корму на фоні активізації катаболізму білка (Stiller et al., 2015). Як і у випадку з підвищеною кислотністю, риби можуть адаптуватись до впливу хімічних факторів після певного часу. За впливу «хімічних стресів» риби понижують спонтанну рухову активність і, як наслідок, більша частина енергії може бути використана для росту (Sfakianakis et al., 2015).

Відомі дані про вплив різних хімічних речовин на індивідуальну мінливість розмірів риб. За умов насичення води NO_2 у концентраціях 15–130 мг/дм³ відмічали пригнічення росту *Danio rerio* (Hamilton, 1822) на 28-му добу утримання риб у водному середовищі, починаючи з концентрації діоксиду азоту 73 мг/дм³, з експоненціальною залежністю між швидкістю росту риб і

концентрацією NO_2 , з величиною апроксимації $R^2 = 0,896$ (Voslarova et al., 2008).

На значному експериментальному матеріалі доведено, що питома швидкість росту молоді риб – високочутливий біопродукційний параметр наявності у воді таких токсикантів як шестивалентний хром, нікель і свинець (Ashfaq, 1999). За наявності у воді іонів полівалентних металів (Fe^{3+} , Cu^{2+} , Mn^{7+}) посилюється інгібувальний ефект каталітичного перекисного окиснення на лінійний і ваговий ріст молоді риб різних екологічних груп (Podoprigora, 2010).

Є цікаві дані і про реакцію морфометричних показників риб на дію пестицидів. Аналіз впливу різних препаратів виявив достовірні зміни темпів лінійного та вагового росту дослідних передличинок бестера. Димоксистробін у концентраціях 0,0005 мг/л і 0,001 мг/л спричинював зниження темпів вагового росту, при цьому лінійний ріст не змінювався. Флуоксастробін у концентрації 0,1 мг/л викликав статистично достовірне зниження темпів лінійного та вагового росту дослідних організмів. У розчинах димоксистробіну концентрацією 0,0001 мг/л, трифлюксо-стробіну і піроклостробіну концентрацією 0,0005 мг/л, флуоксастробіну 0,01 мг/л і 0,05 мг/л за всіма вивченими показниками у предличинок бестера відхилень від норми не спостерігали (Fedorova, 2012).

Порівняння загальних концентрацій і обсягів скидання забруднювальних речовин у стічних водах ВАТ «Дніпроважмаш» із морфометрією та біомасою молоді риб прибережних угруповань Дніпровського водосховища за 2007–2011 рр. виявило пряму залежність між цими показниками. Розраховані коефіцієнти кореляції для цих значень підтверджують сильний позитивний зв'язок між наведеними параметрами: коефіцієнт кореляції дорівнює 0,62 (коефіцієнт детермінації 38,4%), для маси забруднювальних речовин та їхньої маси – 0,92 (84,6%) (Bobylov and Khrystov, 2013).

Дуже поширеним наслідком індустріальної діяльності людини є радіація. Як фактор впливу на ріст риб вона може діяти прямо або через зміну життєвих циклів риб. Багаторічні спостереження за короповими, які утримувались у водоймі-охолоджувачі Чорнобильської АЕС, показали, що білі товстолобики (*Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844)) після опромінення стали дозрівати при значно менших розмірах, ніж особини зі звичайних популяцій (Belova, 1998). У процесі моделювання групової та індивідуальної мінливості морфометричних ознак річкової риби за впливу радіонуклідів (^3H , ^{14}C , ^{60}Co , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{65}Zn , ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{125}I , ^{131}I тощо) помічено, що ці параметри більшою мірою залежать від таких абіотичних факторів як об'ємні витрати та температура води (Smith, 2006).

Фактори, які діють у рамках «локальних варіацій», часто можуть не викликати суттєвих змін морфометричних ознак риб (Rocchetta et al., 2014). Очевидно, справа в тому, що як абіотичні, так і біотичні фактори впливають на риб одночасно, а «негативний» вплив одного фактора часто може бути компенсований «сприятливим» впливом іншого.

У спеціальній літературі чітко простежується впевнена думка, що мінливість морфометричних ознак організмів – це одна з найбільш показових і чутливих характеристик впливу факторів середовища на екосистеми.

Можна узагальнити, що вивчення морфометричної мінливості риб – виправданий підхід, який дає можливість описувати та контролювати зміни у гідроекосистемах, якщо проводити оцінювання в чітко окреслених локальних умовах.

Цитогенетичний гомеостаз іхтіопопуляцій як показник наявності токсичних забруднень гідроекосистем

Важлива складова гідроекологічних досліджень – моніторинг генотоксичного забруднення водойм, оскільки окремі забруднювачі можуть бути небезпечні в надзвичайно низьких концентраціях, проявляти синергізм і адитивність, виступати як мутагени або промутагени і, при цьому, не фіксуються звичайним хімічним аналізом води. Перші дослідження мутаційних спектрів токсикантів відносять до початку ХХ століття та пов'язують із дослідженнями соматичних клітин: генетичні зміни у соматичних клітинах відображають порушення гомеостазу розвитку та ефективність реакції імунної відповіді організму (Krysanov, 1987). За нормальних умов, більшість генетичних порушень елімінується, тому наявність таких порушень – індикатор стресу, який і спричинює появу аномальних клітин та зниження імунного статусу організму. Цитогенетичні порушення діагностуються на хромосомному рівні за допомогою таких високочутливих методів як облік сестринських хроматинових обмінів та хромосомних аберацій, а також мікроядерного тестування. Нині у світовій практиці зазначені підходи широко застосовуються для оцінки «здоров'я» гідроекосистем, причому аналізуються порушення як у клітинах мікроорганізмів (Ohe et al., 2003; Davoren and Fogarty, 2004; Lemos et al., 2009), так і у соматичних клітинах організмів більш високих трофічних ланцюгів, тобто представників іхтіофауни гідроекосистем (Buschini et al., 2004; Dar et al., 2015).

За відсутності лабораторних умов, у певних випадках для швидкої діагностики генетичної сприйнятливості зручний експрес-метод із використанням мікроядерного тесту. Перевага цього методу – у простоті відбору матеріалу у польових умовах, порівняно незначних часових і матеріальних затратах і можливості опрацювати достатньо великий масив даних (Ledebur and Schmid, 1973). Для досліджень різних видів риб у природних умовах найзручнішим виявляється мікроядерний тест у клітинах периферійної крові, який виявляє амітоз еритроцитів – один із патоморфологічних станів клітин червоної крові, у результаті чого еритроцити стають двоядерними або утворюють одне чи декілька мікроядер (Krysanov, 1987). Поява таких клітинних порушень відмічається в морських та прісноводних риб як за дії кумулятивного токсикозу (Nunes et al., 2011), так і у випадку токсичного стресу (Gutiérrez et al., 2015).

В експериментах *in vivo* щодо впливу ацетату свинцю у концентрації 0,5 мг/дм³ (тут і далі ГДК для рибогосподарських водойм 0,1 мг/дм³), хлориду кадмію у концентрації 0,1 мг/дм³ (ГДК 0,005 мг/дм³) та сирої нафти в концентрації 0,5 мг/дм³ (ГДК 0,05 мг/дм³) в акваріумних умовах виявлено, що кількість еритроцитів із мікроядрами у цьоголіток коропа становила 1,67 ±

0,19%, двоядерних клітин – 7,80 ± 0,40%, у дволіток червоноперки – відповідно 4,17 ± 0,01% та 2,00 ± 0,03%. Перевищення значень у дослідних екземплярів над контрольними на 5, 15, 30 та 40-ву добу було на рівні 1,4–7,3 раза. Найпомітніше зростала кількість аберацій еритроїдних клітин у випадках впливу сирої нафти (Gabibov et al., 2011).

Під час досліджень крові карася сріблястого (*Carassius auratus* (Linnaeus, 1758)) риб утримували у розчинах атразину, концентрацією 5, 10 і 15 мкг/дм³ протягом 2, 4 та 6 діб. Відмічено зростання кількості мікроядер в еритроцитах на 6%, 9% та 15% порівняно з контролем (Cavas, 2011). Специфічну реакцію ядерних показників клітин крові цього ж виду риб доводять дослідження, в ході яких визначено, що хлоралгідрат, іони міді (Cu²⁺) та кадмію (Cd²⁺) впливають на еритроцити периферичної крові карася сріблястого, викликаючи зростання кількості клітин із порушеннями мітозу до 10% порівняно з контролем (Arhipchuk et al., 2005).

Ядерні та цитоплазматичні аномалії спостерігались при впливі на індійського коропа (*Catla catla* (F. Hamilton, 1822)) тривалого (0,002 Гр/хв) і гострого (3,2 Гр/хв) гамма-випромінювання. Результати мікроядерного тестування еритроцитів крові риб мали статистично значуще збільшення мікроядер, деформованих ядер, двоядерних клітин і апоптозу клітин порівняно з контролем в експериментах із різною тривалістю опромінення, що становила 3, 6, 12, 18, 30, 45, 90, 135, 202 доби (Anbumani and Mary, 2012).

В експериментах *in situ*, проведених на озерах Кета та Ладаннах, а також у нижній течії річки Єнісей, отримано мазки крові від 52 риб дев'яти видів: голяця (*Salvelinus nemachilus* (Linnaeus, 1758)), миля (*Lota lota* (Linnaeus, 1758)), осетра сибірського (*Acipenser baeri* (Brandt, 1869)), ряпушки сибірської (*Coregonus sardinella* (Vallenciennes, 1848)), сига (*C. lavaretus*), плітки сибірської (*Rutilus rutilus lacustris* (Pallas, 1814)), стерляді (*Acipenser rutenus* (Linnaeus, 1758)), хариуса сибірського (*Thimallus arcticus* (Pallas, 1814)) та чира (*Coregonus nasus* (Pallas, 1814)). У клітинах еритроцитів мікроядра виявили лише у 19 особин, у решти (33 особини) мікроядра не ідентифіковано. Усього серед 56 703 клітин нарахували 30 клітин із мікроядрами. Таким чином, загальна частота клітин із мікроядрами становила 0,05 ± 0,01% (Kryukov and Kochkarev, 2013).

У зоні радіаційної аномалії на Південному Уралі багаторічний спільний вплив радіаційних та хімічних факторів не спричинив незворотних змін як у популяціях риб, так і на рівні екосистем. Частота трапляння мікроядер у щук (*Esox lucius* (Linnaeus, 1758)) технологічних водойм склала 6,0 ± 0,02%, плітки – 1,4 ± 0,006%, окуня – 0,3 ± 0,009% (Smagin, 2005).

В інших дослідженнях, проведених у найбільш забруднених радіонуклідами озерах Чорнобильської зони відчуження, визначено, що у туводних карасів (*Carassius carassius* L.) кількість еритроцитів з ядерними порушеннями сягала 5,8 ± 3,7%. У той же час, частота трапляння мікроядер у контрольній водоймі (Київське водосховище) була значно нижчою – 0,3 ± 0,2% (Pomortseva et al., 2011).

Зазначимо, що частота спонтанних мутацій ядра еритроцитів периферичної крові здорових риб, за даними багатьох авторів (Ledebur and Schmid, 1973; Krysanov,

1987; Lugaskova, 2003; Kryukov and Kochkarev, 2013), становить 0,5–4% відповідно. Вкрай низьким ступенем цитогенетичної стабільності та підвищеним рівнем спонтанних генетичних порушень відрізняється щука (Lugaskova, 2003; Smagin, 2005).

Для з'ясування генотоксичної дії забруднювачів гідроекосистем Донецько-Придніпровського регіону України (Gorovaia et al., 2011) як індикатор обрано два найбільш розповсюджених у даному регіоні види риб: плітку та карася сріблястого. Частота мікроядер у клітинах крові цих видів коливалась у межах від $0,14 \pm 0,015\%$ до $2,8 \pm 0,31\%$, що дозволило авторам виявити відмінність мутагенної активності досліджуваних водойм, яка мала розбіжність в окремих випадках до 3,7–4,1 раза.

Цитологічні зміни представників популяції риб р. Случ у межах Рівненської області спостерігались лише у клітинах периферійної крові плітки (*R. rutilus* – $4,57 \pm 0,42\%$ у створі з помірним антропогенним навантаженням та $6,02 \pm 0,19\%$ у створі з посиленням антропогенним навантаженням) та щуки (*E. lucius* – $5,53 \pm 0,55\%$ та $7,21 \pm 0,41\%$, відповідно). У решті проаналізованих видів середня частота ядерних порушень перебувала в межах фізіологічної норми. Виявлений прояв дегенеративних процесів в організмах риб розцінювався як підвищена реактивність чутливих видів на наявність мутагенів у складі забруднень річки (Biedunkova, 2015).

Багаторічні гідрохімічні та токсикологічні дослідження на Волго-Каспійському каналі (Cousina, 2011) показали, що частота трапляння еритроцитів із мікроядрами у крові риб залежить і від сезону року. Восени частка еритроцитів із мікроядрами знижується в 1,8 раза у крові судака (*Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758)) та в 1,9 раза у крові ляща (*Abramis brama* (Linnaeus, 1758)).

Окремі автори відмічають, що кількість мікроядер у клітинах периферичної крові риб змінюється на різних етапах онтогенезу. При співставленні спонтанної частоти абератних клітин крові у різних вікових групах у двох видів карпозубих риб (*Nothobranchius rachovii* (Ahl, 1926) і *Pterolebias longipinnis* (Garman, 1895)) помічено, що вона збільшується у міру старіння організму та зумовлена не стільки змінами в імунній системі, скільки порушеннями репарації ДНК. За впливу органічної сполуки 5-бромдезоксириндину частота абератних клітин у *N. rachovii* становила для личинок 4,9%, молодих особин – 7,5%, старих – 12,9% (Krysanov, 1987).

З аналізу літературних джерел стає зрозуміло, що сучасна інформація про цитогенетичний гомеостаз риб отримується як у модельних експериментах із відстеженням впливу окремих токсичних речовин на певні види риб (*in vivo*), так і під час аналізу іхтіопопуляцій природних водойм на фоні комплексного характеру забруднень (*in situ*). Необхідно зазначити, що порівняння наявних у літературі відомостей необхідно проводити вкрай уважно, оскільки частота трапляння мікроядер наводяться в різних одиницях вимірювання (або %, або ‰). Донині ускладненим залишається визначення рівнів спонтанних мутацій, адже відомо, що утворення мікроядер може являти собою прояв реалізації компенсаторно-приспосувальних процесів клітини (Ilyinskikh, 1988; Gutiérrez et al., 2015), які, на нашу думку, мають свої особливості для різних видів риб в окремих геохімічних регіонах. Проте мікроядерне тестування належить до найважливіших та відносно простих

методів, які успішно застосовуються для виявлення мутагенної дії біотичних та абіотичних факторів на організм риб у гідроекосистемах різних типів.

Стабільність розвитку іхтіопопуляцій як інтегральний показник стану гідроекосистем

Останнім часом збільшується кількість праць з оцінювання стану навколишнього середовища за допомогою стабільності розвитку популяцій. Стабільність розвитку – одна з найбільш загальних характеристик організмів, що підтримується на базі генетичної коадаптації за оптимальних умов розвитку (Zakharov and Appearance, 1993): «стабільність розвитку – здатність організму до формування фенотипу без онтогенетичних порушень і помилок». Показником стабільності розвитку може бути флюктуюча асиметрія (ФА) – незначні неспрямовані відхилення від білатеральної симетрії у будові різних морфологічних структур (Valen, 1962). Вважається, що показник ФА – міра стабільності розвитку не окремої особини, а їх групи. Підвищення ФА на груповому рівні вказує на дестабілізацію процесу розвитку у популяції, від стану якої у кінцевому випадку залежить як збереження окремих видів, так і нормальне функціонування екосистеми в цілому (Parsons, 1990; Zakharov and Appearance, 1993; Kozlov and Zvereva, 2015).

Дестабілізація розвитку звичайно спостерігається на відносно низькому рівні порушень середовища, незалежних від незворотних змін у популяціях (Beasley et al., 2015). Це дозволяє використовувати ФА як неспецифічний індикатор навіть незначних відхилень параметрів середовища від фонового стану, які ще не спричинюють суттєвого зниження життєздатності в популяції (Zakharov and Chubinishvili, 2001). Численні дослідження доводять, що рівень ФА іхтіофауни мінімальний у нормальних умовах природних водойм, а за появи будь-якого стресового фактора ФА відчутно зростає (Baranov, 2003; Kostyleva and Peskova, 2011; Fedorov, 2011; Biedunkova and Petruk, 2015).

Оцінюючи вплив антропогенного навантаження на іхтіофауну р. Ішим (Fedorov, 2011), провели аналіз рівня ФА у вибірках плітки, ляща та окуня за п'ятьма меристичними ознаками. Отримані показники свідчили, що в особин, виловлених зі створів із мінімальним антропогенним навантаженням, стабільність розвитку індивідуумів була достовірно вищою, ніж в особин у межах урбоекосистем. Найпомітніше збільшувалась частка асиметричних особин у плітки, сягаючи різниці 68,8% між окремими створами, причому видовий склад і структура угруповань риб не мали суттєвих відмінностей.

Під час встановлення взаємозв'язку між рівнем забруднення донних відкладень гирла австралійської річки Хоуксбері та флюктуючою асиметрією *Toadfish tetractenos* (Fréminville, 1813) з'ясовано, що асиметрія кісток черепа риб позитивно корелювала із вмістом у відкладах хлорорганічних пестицидів (ДДТ, ДДД, ДДЕ, хлордан, дильдрин, ліндан) і не мала тісної кореляційної залежності з такими важкими металами як Cd, Cr, Ni та Pb. Підвищення у воді концентрацій Cu та Zn провокувало зростання рівнів асиметрії досліджуваних структур організму риб (Lajus et al., 2015). Антропогенні ефекти на

ФА риб відмічені також у гольяна (*Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758)) р. Колва, на території басейну якої здійснюється розроблення нафтогазових родовищ, що спричинює її хімічне забруднення. Найвищою виявилась залежність від рівня забруднення поверхневих вод ($r = 0,69$) дисперсії асиметрії для грудних плавців (Kazakova, 2009).

Цікаві результати отримані у випадку порівняння ФА тихоокеанських лососевих (*Oncorhynchus* (Suckley, 1861)) заводського та природного відтворення (Romanov, 1995). Заводська кета (*Oncorhynchus keta* (Walbaum, 1792)) відрізняється від природної середніми значеннями дисперсії асиметрії (δ_a^2) трьох із чотирьох оцінених ознак: у заводської кети менше променів у черевних плавцях ($\delta_a^2 > 0,999$), менше позаочних кісток ($\delta_a^2 > 0,95$), але більше каналів другого порядку на першій позаочній кістці ($\delta_a^2 > 0,999$). Дисперсія ФА у заводської нерки (*Oncorhynchus nerka* (Walbaum, 1792)) також виявилась значно вищою, ніж у природної, за чотирма ознаками з п'яти. Особливо помітно це було за кількістю променів у черевних плавцях ($\delta_a^2 > 0,999$) та за кількістю каналів другого порядку на третій позаочній кістці ($\delta_a^2 > 0,999$). Число асиметричних випадків на особину у заводських риб було удвічі більшим, ніж у природних. Автор вбачає причину порушення стабільності розвитку заводських лососів у хімічних речовинах (формалін, малахітовий зелений тощо), якими ембріони, личинки та молодь обробляють із профілактичною та лікувальною метою.

Аналогічні результати порівняльного аналізу дисперсії асиметрії наведено і для осетрових (Acipenseridae (Bonaparte, 1831)), яких вирощували в умовах аквакультури (Mikheev et al., 2014). У стерляді (*Asipenser ruthenus* (Linnaeus, 1758)), яку утримують у рибних господарствах в умовах теплих вод відвідного каналу Пермської ГРЕС, помічено вищі показники дисперсії ФА порівняно з «дикими» рибами, яких виловлювали у природних водоймах Обсько-Камського басейну. У даному випадку автори стверджують, що в умовах рибницьких господарств кількість лічильних елементів може змінюватись відповідно до температури води.

У дослідженнях, проведених на бельдюзі (*Zoarces viviparus* (Linnaeus, 1758)) у різних районах Північної Європи (Північне, Норвезьке, Баренцове, Біле та Балтійське моря), крім температурних, показано також ефекти дії солоності на рівень асиметрії (Lajus et al., 2003). У цілому, ФА була мінімальною за середніх температур і пониженої солоності. Взаємодія температури та солоності суттєво ускладнювала інтерпретацію результатів. Аналізуючи вибірки бичка (*Zosterisessor ophiocephalus* (Pallas, 1814)) із р. Габес (Туніс), який зазнає на окремих ділянках хімічного забруднення різної інтенсивності, з'ясували, що найбільш показовою ознакою впливу негативного фактора є саме асиметрія меристичних ознак, при тому, що морфометричні ознаки не мали такої чутливості, підтвердженої статистичним аналізом відносно контролю (Mabrouk et al., 2014). Досвід використання показників флуктуючої асиметрії для іхтіомоніторингу малих річок Сибіру у популяціях пічкара (*Gobio gobio* (Linnaeus, 1758)) віком 3+, 4+ за 15 меристичними ознаками дозволив зробити висновок, що значення середньої частоти асиметричного прояву на ознаку зменшується зі збільшенням кількості симетричних ознак (Petrova, 2012). Рівень ФА залежить не лише від стану навколишнього

середовища, а і від внутрішніх факторів, таких як стать, плодючість, генетична детермінованість, гетерозиготність, інбридинг тощо (Zakharov and Appearance, 1993; Lajus et al., 2003; Swaddle, 2003; Vinogradov et al., 2012; Beasley et al., 2015). Єдиної думки стосовно ступеня та характеру впливу названих явищ на асиметрію немає, однак більшість авторів радять враховувати їх у роботі.

Зокрема, встановлення залежності загального показника асиметрії (за трьома меристичними ознаками) окуня (*Rerca fluviatilis* (Linnaeus, 1758)) від віку та швидкості росту показали, що у вибірках старшого віку рівень ФА нижчий ніж у вибірках молодшого віку. Рівень асиметрії найменший для особин із середнім розміром для своєї вікової групи, тобто пов'язаний зі швидкістю росту. За твердженням авторів, вплив віку важливіший (Vinogradov et al., 2012).

Про відмінності у прояві ФА між швидко та повільно-рослими групами особин однієї локальної популяції свідчить також оцінка сріблястого карася (*C. auratus*) озера Айгинське (Yankova, 2006). У повільнорослих риб стабільність розвитку індивідумів вища, ніж у швидко-рослих, оскільки середня величина ФА менша (відповідно 0,19 і 0,29) та менша середня кількість випадків асиметрії на особину (відповідно 0,68 і 0,96).

Ще один приклад стосується біломорського оселедця, де порівнювали дві популяції Кандаляцької затоки (широта полярного кола) – егоровську, що відрізняється невисоким темпом росту та нереститься у квітні за незвично низької для оселедця температури (близько 0 °C), та івановську, що росте значно швидше та нереститься у червні за температур +8...+10 °C. Перша має значно вищу чисельність, ніж друга. При цьому ФА у егоровського оселедця виявилась вищою, ніж у івановського (Lajus, 1991). Автори досліджень передбачили таке пояснення. Обидві форми генетично дуже близькі, що доводить хромосомний аналіз, та походять від одного тихоокеанського пращура, який оселився у Білому морі після відступу льодовиків. Івановський оселедець зберіг майже всі риси цього пращура, у той час як егоровський помітно відрізняється від нього, у першу чергу, умовами розмноження. Ранній нерест за екстремальних температурних умов зумовлює те, що поява личинок збігається з піком біомаси трофічного планктону у червні, обумовленим масовим розвитком арктичної копеподи *Pseudocalanus minutus*. За твердженням автора, це дозволяє егоровському оселедцю, з одного боку, сягати вищої чисельності, ніж івановському, а з іншого, спричинює її пониженою життєздатність, показником чого може бути не лише підвищена ФА, а і стійкість личинок до опріснення (Lajus, 1996).

Відстеження залежностей між величиною ФА та гетерозиготністю у самок і самців горбуші (*Oncorhynchus gorbuscha* (Walbaum, 1792)) р. Ола (північне узбережжя Охотського моря) показало, що ФА у гетерозиготних особин вища, ніж у гомозиготних. При цьому у міру росту гетерозиготності особин величина ФА за кількістю променів у черевних плавцях статистично значимо знижується, а ФА за кількістю променів у грудному плавці відмінностей не має (Pustovoyt, 2010). Про існування відмінностей величин ФА свідчать також результати, отримані на диплоїдах і триплоїдах уже згаданого карася сріблястого (*C. auratus*), який мешкає у

заморному озері Айгинське. Зокрема, у триплоїдів стабільність розвитку індивідуумів виявилась вищою, оскільки середня величина ФА та кількість випадків асиметрії на особину (0,75) була меншою, ніж у диплоїдів (0,91) (Yankova, 2006).

Для глибшого розуміння механізму формування мінливості ознак риб за впливу забруднень водного середовища необхідно згадати деякі теоретичні аспекти стабільності розвитку. Натепер, поряд з основними видами фенотипової мінливості – генотипічної та середовищної (Falconer and Mackay, 1996) – виділяють третій самодостатній її вид – випадкову мінливість, джерелом якої є нестабільність розвитку (Zakharov, 1997; Lajus, 2003). Праці, котрі вивчали частку випадкової мінливості у загальній, доводять, що у низці випадків вона перевищує значення генетичної та середовищної мінливості. Наприклад, для лічильних (меристичних) ознак частка випадкової мінливості звичайно становить 50–70% загальної мінливості, у той час як для вимірюваних (морфометричних) ознак вона нижча, однак теж достатньо висока 10–40% (Lajus, 2003). Досвід вивчення флюктуючої асиметрії річкового окуня (*P. fluviatilis*) за трьома меристичними ознаками (Vinogradov et al., 2012) доводить, що у випадках, коли значення флюктуючої асиметрії мають розподіл, близький до нормального, тобто розподіл, симетричний відносно нульового значення, можна вважати, що на мінливість ознаки впливає «онтогенетичний шум».

Не менш важлива проблема методичного характеру у вивченні ФА – це наявність похибки вимірювань, яка може мати досить значні величини. Наприклад, для меристичних ознак оселедця вона становить 0–46%, а для морфометричних – 0,1–43% (Lajus, 2003). У зв'язку з цим оцінка похибки вимірювання стала стандартною процедурою в дослідженнях ФА. Відмінності у рівнях похибки мають місце в тих випадках, якщо порівняння вибірок відбувається за різних умов. Наприклад, за різних зовнішніх умов, із використанням різного обладнання, різними дослідниками тощо. Існує думка, що для однієї і тієї ж ознаки, чим краще охарактеризовано її розподіл (чим більша досліджувана вибірка), тим вірогідніше, що відхилення цього розподілу від нормального, обчислене за загальноприйнятими статистичними критеріями, буде значущим (Vinogradov et al., 2012). У низці праць із метою уникнення впливу цих факторів пропонується проводити вимірювання зразків у вибірках не послідовно, а змішуючи зразки різних вибірок у випадковому порядку (Yurtseva et al., 2008).

Грунтовний аналіз флюктуючої асиметрії як методу оцінювання стану будь-яких популяцій, проведений Д.Л. Лайусом, дозволив автору окреслити декілька характерних рис, які, залежно від ситуації, можуть мати не лише переваги, а і вади:

– цей підхід дозволяє *a priori* визначити вектор змін параметра у разі погіршення стану популяції (підвищення у випадку погіршення та пониження в разі поліпшення). Далеко не для всіх показників це можливо. Наприклад, більший або менший темп росту можуть просто характеризувати різні життєві стратегії;

– рівень асиметрії відображає стан популяції не на даний момент, а інтегрально, стан, сформований протягом значної частини життєвого циклу особини;

– кожен об'єкт і ситуація вимагають спеціальних методичних розробок, зокрема, вибору ознак, до якого необхідно підходити досить ретельно;

– можливість використовувати матеріал, зібраний безпосередньо в природних умовах;

– можливість прижиттєвого аналізу;

– метод не вимагає спеціального дорогого обладнання;

– від дослідника вимагається гарне знання біологічної статистики та широкий загальнобіологічний кругозір;

– зміна рівня ФА – показник впливу всієї сукупності факторів, що визначають стан популяції.

Отже, провівши аналіз доступних праць, можна зробити висновок, що оцінка рівнів ФА іхтіофауни дозволяє судити як про гетерогенність популяцій, так і про механізми зворотних реакцій населення гідроекосистем на різні рівні антропогенного впливу.

Д.Л. Лайус справедливо зазначає: «Історія досліджень ФА доводить, що явища стресу мають безліч різних аспектів, та, вивчаючи його, не варто сподіватися лише на один із показників, будь то ФА, або будь-який інший. Найадекватнішу оцінку стресу можна отримати лише застосовуючи комплекс методів, кожен з яких має свої переваги та недоліки» (Lajus et al., 2009).

Висновки

Завершуючи огляд матеріалів стосовно досвіду використання риб як індикаторів «здоров'я» гідроекосистем, необхідно окреслити основні важливі моменти.

Враховуючи, що всі зміни гідроекосистем проходять за участю безлічі факторів, що проявляються не лише у момент дії, а й відображують минулі події та впливають на екологічну ситуацію у майбутньому, для отримання повного уявлення про фактори формування гомеостазу риб в умовах конкретних гідроекосистем бажано мати як ретроспективну, так і ситуаційну інформацію.

Кількість розглянутих нами фактів і прикладів ні в якому разі не можна вважати вичерпною. З оціночних параметрів риб не розглядалися питання гістопатологічних, біохімічних, вузьких гематологічних і епізоотологічних досліджень, оскільки ці дослідження вимагають від дослідника високопрофесійних навичок і не можуть отримати належного впровадження в загальні оперативні оцінки водойм.

Як показує досвід проаналізованих праць, у реальних практичних дослідженнях не можна очікувати ні тривалого моніторингу водойми, ні можливостей активного експерименту з нею, ні передумов застосування єдиної методики та оціночної шкали для з'ясування вразливості гідроекосистем.

Тому не складно дійти висновку, що найреалістичніший варіант для оцінки «здоров'я» гідроекосистем за показниками гомеостазу риб – це аналіз ситуації на підставі поєднання показових та відносно простих (експрес) методів, що здатні відобразити наслідки комбінованих ефектів забруднення водойм і умови, на фоні яких діють шкідливі елементи та їх сполуки. Цілком очевидно, що достовірність оцінки залежатиме як від досвіду виконавців, так і від наявності інтегральних систем критеріальної оцінки гідроекосистем для окремих фізико-географічних зон.

Бібліографічні посилання

- Akhmad, A., 1999. Vplyv toksykantiv (Cr^{6+} , Ni^{2+} , Pb^{2+}) na bioproduktsiyni parametry molodi ryb [The impact of toxicants (Cr^{6+} , Ni^{2+} , Pb^{2+}) on young fish bioproduktsiyni options]. Instytut Rybnoho Hospodarstva, Kyiv (in Ukrainian).
- Albalat, A., Potrykus, J., Pempkowiak, J., Porte, C., 2002. Assessment of organotin pollution along the Polish coast (Baltic Sea) by using mussels and fish as sentinel organisms. *Chemosphere* 47, 165–171.
- Anbumani, S., Mary, N., 2012. Mohankumar Gamma radiation induced micronuclei and erythrocyte cellular abnormalities in the fish *Catla catla*. *Aquat. Toxicol.* 122–123, 125–132.
- Arhipchuk, V.V., Garanko, N.N., 2015. Using the nucleolar biomarker and the micronucleus test on *in vivo* fish fin cells. *Ecotox. Environ. Safte.* 62(1), 42–52.
- Attrill, M.J., Depledge, M.H., 1997. Community and population indicators of ecosystem health: Targeting links between levels of biological organization. *Aquat. Toxicol.* 38, 183–197.
- Baranov, V.J., 2003. Issledovanie populacij ryb v uslovijah vodnyh jekosistem s razlichnoj stepen'ju antropogennoj nagruzki [The study of fish populations in the conditions of aquatic ecosystems with varying degrees of anthropogenic load]. *Problemy Global'noj i Regional'noj Jekologii* 7, 6–9 (in Russian).
- Beasley, A., Bonisoli-Alquati, A., Mousseau, T., 2013. The use of fluctuating asymmetry as a measure of environmentally induced developmental instability: A meta-analysis. *Ecol. Indic.* 30, 218–226.
- Belova, N.V., Emel'janova, N.G., Makeeva, A.P., 2009. Unikal'nyj sluchaj pojavlenija karlikovih osobej belogo tovtolobika *Hypophthalmichthys molitrix* v vodoeme-ohladiтеле Chernobyl'skoj AJeS [A unique case of occurrence of dwarf species silver carp *Hypophthalmichthys molitrix* in the cooling pond of the Chernobyl Nuclear Power Plant]. *Voprosy Ihtiologii* 38, 839–843 (in Russian).
- Biedunkova, O.O., 2015. Stabil'nist' rozvytku ta tsytohennychny homeostaz ikhtipopulyatsiy richky Sluch u suchasnykh umovakh antropohennoho navantazhennya [The stability and development of cytogenetic homeostasis in fish populations Sluch river in modern conditions of anthropogenic load]. *Rybohospodars'ka Nauka Ukrainy* 31, 56–70 (in Ukrainian).
- Biedunkova, O.O., Petruk, A.M., 2014. Fluktuyucha asymetriya plitky v richkakh Rivnenshchyny [Fluctuating asymmetry of gossip in rivers of Rivne region]. *Pytannya Bioindykatsiyi ta Ekolohiyi* 19, 139–149 (in Ukrainian).
- Bobylov, Y.P., Khrystov, O.O., 2013. Otsinka vplyvu stichnykh vod VAT «Dniprovazhmash» na pryberezhni uhrupovannya molodi ryb [Assessing the impact of wastewater JSC "Dneprotvazhmash" on coastal communities young fish]. *Bioriznomanityta ta Rol' Tvaryn v Ekosystemakh: Materialy VII Mizhnarodnoyi Naukovoyi Konferentsiyi. Dnipropetrovs'k.* 81–84 (in Ukrainian).
- Bosch, P. (ed.), 2003. Environmental indicators. Typology and use reporting. European Environment Agency, Copenhagen.
- Brannen, L., Bielak, A. (ed.), 2004. Threats to water availability in Canada. National Water Research Institute, Environment Canada.
- Brygadyrenko, V.V., Slynko, V.O., 2015. Morphological variability of *Bembidion articulatum* (Coleoptera, Carabidae) populations: Linear dimensions depend on sex, while morphological indices depend on ecosystems. *International Journal of Applied Environmental Sciences* 10(1), 163–187.
- Buschini, A., Martino, A., Gustavino, B., Monfrinotti, M., Poli, P., Rossi, C., Santoro, M., Dörr, A.J.M., Rizzoni, M., 2004. Comet assay and micronucleus test in circulating erythrocytes of *Cyprinus carpio* specimens exposed *in situ* to lake waters treated with disinfectants for potabilization. *Mutat. Res.* 557, 119–129.
- Cavas, T., 2011. *In vivo* genotoxicity evaluation of atrazine and atrazine-based herbicide on fish *Carassius auratus* using the micronucleus test and the comet assay. *Food Chem. Toxicol.* 49, 1431–1435.
- Chakrabarti, C.G., Ghosh, K., 2013. Dynamical entropy via entropy of non-random matrices: Application to stability and complexity in modelling ecosystems. *Math. Biosci.* 245, 278–281.
- Costanza, R., Fisher, B., Mulder, K., Liu, S., Christopher, T., 2007. Biodiversity and ecosystem services: A multi-scale empirical study of the relationship between species richness and net primary production. *Ecol. Econ.* 61, 478–491.
- Davoren, M., Fogarty, A.M., 2004. A test battery for the ecotoxicological evaluations of the agri-chemical Environ. *Ecotox. Environ. Safte.* 59, 116–122.
- Demchenko, V.O., 2011. Teoretychni ta praktychni aspekty problemy vykorystannya ryb yak indyktoriv stanu hidroekosystem (na prykladi Azov'skoho morya) [Theoretical and practical aspects of the use of fish as indicators of hydroecosystem (for example the Azov sea)]. *Naukovi Zapysky Ternopil'skoho Natsionalnoho Pedagogichnoho Universytetu Serii Biologiya* 2, 26–31 (in Ukrainian).
- Deng, X., Xu, Y., Han, L., Yu, Z., Yang, M., 2015. Assessment of river health based on an improved entropy-based fuzzy matter-element model in the Taihu Plain China. *Ecol. Indic.* 57, 85–95.
- Dgebuadze, J.J., 2001. Jekologicheskie zakonomernosti izmenchivosti rosta ryb [Environmental variability in fish growth patterns]. *Nauka, Moscow* (in Russian).
- Dórea, J.G., 2008. Persistent, bioaccumulative and toxic substances in fish: Human health considerations. *Sci. Total Environ.* 400, 93–114.
- Falconer, D.S., Mackay, F.C., 1996. Introduction to quantitative genetics. 4th ed. Essex, England.
- Fedorov, E.F., 2011. Jekologicheskaja ocenka antropogennoho vlijanija na ihtiofaunu reki Ishim juga Tjumenskoj oblasti [Environmental assesment anthropogenic impact on the ichthyofauna of the Ishim River in south of Tyumen region]. *Omskij Gosudarstvennyj Pedagogicheskij Universitet, Omsk* (in Russian).
- Fedorova, E.A., 2012. Ocenka toksichnosti strobilurinovykh fungicidov dlja gidrobiontov [Assessment of toxicity to aquatic organisms strobilurin fungicides]. *Juzhnyj Federal'nyj Universitet, Rostov-na-Donu* (in Russian).
- Gabibov, M.M., Abdullaeva, N.M., Ortabaeva, L.M., Ismailov, I.A., Asadulaeva, P.A., 2011. Vlijanie zagryaznenija vodnoj sredy ionami Pb^{2+} , Cd^{2+} i syroy neft'ju na nakoplenie geneticheski inducirovannykh povrezhdenij v jericitah ryb [Influence of water pollution ions Pb^{2+} , Cd^{2+} and crude oil on the accumulation of genetic damage induced in erythrocytes of fish]. *Izvestija Samarskogo Nauchnogo Centra Rossijskoj Akademii Nauk* 13, 1068–1070 (in Russian).
- Garmendia, M., Borja, Á., Franco, J., Revilla, M., 2013. Phytoplankton composition indicators for the assessment of eutrophication in marine waters: Present state and challenges within the European directives. *Mar. Pollut. Bull.* 66, 7–16.
- Gilvear, D.J., Spray, C.J., Casas-Mulet, R., 2013. River rehabilitation for the delivery of multiple ecosystem services at the river network scale. *J. Environ. Manage.* 126, 30–43.
- Gorovaja, A.I., Skvorcova, T.V., Pavlichenko, A.V., Lisickaja, S.M., 2011. Monitoringovyj kontrol' sostojanija vodnyh jekosistem na osnovie citogeneticheskikh metodov. *Zbirnik naukovih statej III Vseukrains'kogo z'izdu ekologiv.* 1, 314–317 (in Ukrainian).
- Greig, H.S., Niyogi, D.K., Hogsden, K.L., Jellyman, P.G., Harding, J.S., 2010. Heavy metals: Confounding factors in the response of New Zealand freshwater fish assemblages to natural and anthropogenic acidity. *Sci. Total Environ.* 408, 3240–3250.
- Gurbik, O.V., Rudik-Leuska, N.A., Yakovleva, T.V., 2014. Zakhody zi shtuchnoho vidtvorennya ikhtiofauny Kanivs'koho vodoskhovyshcha [Artificial fish propagation in kanev reservoir]. *Biological Bulletin of Bogdan Chmelnytskyi Melitopol State Pedagogical University* 4(3), 70–84 (in Ukrainian).
- Gutiérrez, J.M., Villar, S., Plavan, A.A., 2015. Micronucleus test in fishes as indicators of environmental quality in subestuaries of the Río de la Plata (Uruguay). *Mar. Pollut. Bull.* 91, 518–523.
- Halsband, C., Kurihara, H., 2013. Potential acidification impacts on zooplankton in CCS leakage scenarios. *Mar. Pollut. Bull.* 73, 495–503.

- Handzyura, V.P., 2002. Produktivnist' biosystem za toksychnoho zabrudnennyya seredovysshcha vazhkymy metallamy [Productivity biosystems pollution by toxic heavy metals]. Obriyi, Kyiv (in Ukrainian).
- He, M., Luo, X., Chen, M., Sun, Y., Chen, S., Mai, B., 2012. Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers and decabromodiphenyl ethane in fish from a river system in a highly industrialized area, South China. *Sci. Total Environ.* 419, 109–115.
- Il'inskiy, N.N., 1988. Ispol'zovanie mikrojadernogo testa v skrininge i monitoringe mutagenov [Using the micronucleus test in screening and monitoring of mutagens]. *Tsitol. Genet.* 22, 67–71 (in Russian).
- Jana, B.B., Das, R.N., 1982. Growth responses of *Clarias batrachus* in experimental tanks under different conditions of feeding and maturing. *Aquacult. Hung.* 3, 113–123.
- Jankova, N.V., 2006. Jekologo-morfologicheskie osobennosti diploidno-triploidnykh kompleksov serebrjanogo karasja (*Carassius auratus gibelio* (Bloch)) na primere ozer mezhdurech'ja Tobol-Tavda [Ecological and morphological characteristics of diploid-triploid complexes goldfish (*Carassius auratus gibelio* (Bloch)) as an example of lakes Tobol-Tavda]. *Tjumenskij Gosudarstvennyj Universitet, Tjumen'* (in Russian).
- Jayaprakash, M., Kumar, R.S., Giridharan, L., Sujitha, S.B., Sarkar, S.K., Jonathan, M.P., 2015. Bioaccumulation of metals in fish species from water and sediments in macrotidal Ennore creek, Chennai, SE coast of India: A metropolitan city effect. *Ecotox. Environ. Safe.* 120, 243–255.
- Jurceva, A.O., Lajus, D.L., Artamonova, V.S., Titov, S.F., Studenov, I.I., 2008. Izmenchivost' osteologicheskikh priznakov molodi atlanticheskogo lososja (*Salmo salar* L.) severo-zapada Rossii: Uroven' fluktuirujushhej asimmetrii i srednie znachenija priznakov [Variability osteological signs of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) north-west of Russia: The level of fluctuating asymmetry and average characteristic values]. *Vestnik Sankt-Peterburgskogo Universiteta* 3, 29–40 (in Russian).
- Karadžić, V., Subakov-Simić, G., Krizmanić, J., Natić, D., 2010. Phytoplankton and eutrophication development in the water supply reservoirs Garaši and Bukulja (Serbia). *Desalination* 255, 91–96.
- Kashulin, N.A., 1995. Sostojanie populacij ryb v nebol'shix vodoe-mah lesnoj zony Kol'skogo severa v uslovijah aerotehnologicheskogo zagriznenija [Status of fish populations in small ponds of the forest zone in the north of the Kola conditions aerotehnologicheskogo pollution]. *Problemy himicheskogo i biologicheskogo monitoringa jekologicheskogo sostojanija vodnykh ob'ektov Kol'skogo Severa. Apatity*, 120–143 (in Russian).
- Kazakova, D.D., 2009. Asimmetrija pamyh struktur obyknovennogo gol'jana nekotoryh vodotokov bassejnov rek Pechora i Vyhegda. *Bioresurs* 244–247 (in Russian).
- Kostyleva, L.A., Peskova, T.J., 2011. Ocenka gomeostaza razvitiya ryb nizhnego Dona po pokazatelju fluktuirujushhej asimmetrii. [Evaluation homeostasis of fish lower Don in terms of fluctuating asymmetry]. *Estestvennye Nauki* 36, 44–50 (in Russian).
- Kozlov, V., Zvereva, E., 2015. Confirmation bias in studies of fluctuating asymmetry. *Ecol. Indic.* 57, 293–297.
- Krjukov, V.I., Kochkarjov, P.V., 2013. Chastota mikrojaderv v kletkah krovi ryb presnykh vodojmov poluostrova Tajmyr [The frequency of micronuclei in blood cells of fish freshwater reservoirs of the Taimyr peninsula]. *Obrazovanie, Nauka i Proizvodstvo* 1, 35–37 (in Russian).
- Krysanov, E.Y., 1987. Aneuploidiya i khromosomnyy mozaitsizm u ryb [Aneuploidy and chromosomal mosaicism in fish]. *Institut Evolyucionnoy Morfologii i Ekologii im. A.N. Severova, Moscow* (in Russian).
- Kuderskiy, L.A., 1987. Ryby kak biologicheskie indykatory sostoyaniya vodnoy sredy [Fish as biological indicators of the state of the aquatic environment]. *Metody ikhtologicheskikh issledovaniy: Tez. dokl. I Vses. Simpoziuma po Metodam Ikhtiotoksikol.* Issled., 71–73 (in Russian).
- Kurbanova, I.K., 2002. Vlijanie nefljanogo zagriznenija vodnoj sredy na morfofunkcional'nye pokazateli kutuma i bychka-krugljaka [The impact of oil pollution of the aquatic environment on morphological and functional indicators kutum and bull-logs]. *Dagestanskij Gosudarstvennyj Universitet, Mahachkala* (in Russian).
- Kuzina, T.V., 2011. Izmeneniya struktury jadra jericitov perifericheskoy krovi promyslovyh ryb Volgo-Kaspijskogo kanala. *Vestnik Moskovskogo Gosudarstvennogo Oblastnogo Universiteta. Serija «Estestvennye Nauki»* 2, 50–57 (in Russian).
- Lajus, D.L., 1991. Analiz fluktuirujushhej asimmetrii kak metod populjacionnykh issledovaniy belomorskoj sel'di [An analysis of fluctuating asymmetry as a method of population-based studies of the White Sea herring]. *Trudy Zool. In-ta AN SSSR* 235, 121–128 (in Russian).
- Lajus, D.L., 1996. What is the White Sea herring (*Clupea pallasii marisalbi* Berg, 1923)? A new concept of the population structure. *Proceedings of the VIII Congress Societatis Europaea Ichtiologorum. Oviedo, Spain* 21, 221–230.
- Lajus, D.L., Graham, J.H., Kozhara, A.V., 2003. Developmental instability and the stochastic component of total phenotypic variance. *Developmental instability: Causes and consequences.* Oxford, 343–363.
- Lajus, D.L., Grjem, D.H., Katolikova, M.V., Jurceva, A.O., 2009. Fluktuirujushhaja asimmetrija i sluchajnaja fenotipicheskaja izmenchivost' v populjacionnykh issledovaniyah: Istoriya, dostizhenija, problemy, perspektivy [Fluctuating asymmetry and phenotypic variability in a random population-based studies: History, achievements, problems and prospects]. *Vestnik Sankt-Peterburgskogo Universiteta* 3, 98–110 (in Russian).
- Lajus, D.L., Knust, R., Brix, O., 2003. Fluctuating asymmetry and other parameters of morphological variation of elpout *Zoarces viviparus* from different parts of distributional range. *Sarsia* 88, 247–260.
- Ledebur, M., Schmid, W., 1973. The micronucleus test methodological aspects. *Mutat. Res.-Fund. Mol. M.* 19, 109–117.
- Lemos, A.T., Rosa, D.P., Vaz, J.A., Ferrão, V.M., 2009. Mutagenicity assessment in a river basin influenced by agricultural, urban and industrial sources. *Ecotox. Environ. Safe.* 72, 2058–2065.
- Lugas'kova, N.V., 2003. Species specificity of the cytogenetic stability of fish in a eutrophic water body. *Russ. J. Ecol.* 34(3), 210–214.
- Luk'yanenko, V.I., Cherkashin, S.A., 1987. Ikhtologicheskij monitoring – vazhneyshiy instrument otsenki kachestva vodnoy sredy [Ichthyological monitoring – an important tool for assessing water quality]. *Metody Ikhtologicheskikh Issledovaniy: Tez. Dokl. I Vses. Simpoziuma po Metodam Ikhtiotoksikol.* Issled., 91–93 (in Russian).
- Mabrouk, L., Guarred, T., Hamza, A., Messaoudi, I., Noureddine, A., 2014. Fluctuating asymmetry in grass goby *Zosterisessor ophiocephalus* Pallas, 1811 inhabiting polluted and unpolluted area in Tunisia. *Mar. Pollut. Bull.* 85, 248–251.
- Mihev, P.B., Petrenko, N.G., Ogorodov, S.P., Miheeva, O.I., 2014. Ob izmenchivosti chisla zhuchek sterljadi *Acipenser ruthenus* v areale i akvakul'ture [The variability of bug starlet *Acipenser ruthenus* in the area and Aquaculture]. *Rybovodstvo i Rybnoe Hozjajstvo* 10, 25–31 (in Russian).
- Mikrjakov, D.V., Mikrjakov, V.R., Stepanova, V.M., 2015. Vlijanie nekotorykh jekologicheskikh faktorov na sodержanie antigenreagirujushhih limfocitov v organizme karpa *Cyprinus carpio* [The influence of some environmental factors on the content of the antigen-reactive lymphocytes in the body of carp *Cyprinus carpio*]. *Problemy Patologii, Immunologii i Ohrany Zdorov'ja Ryb i Drugih Gidrobiontov* 588, 202–209 (in Russian).
- Moiseenko, T.I., 2000. Morphophysiological rearrangements in fish in response to pollution (in the Light of S.S. Shvarts' theory). *Russ. J. Ecol.* 6, 429–438.
- Moiseenko, T.I., 2008. The concept of ecosystem health in water quality assessment and rating of anthropogenic loads. *Russ. J. Ecol.* 6, 390–397.

- Moiseenko, T.I., Gashkina, N.A., 2011. Zonal'nye osobennosti zakislenija vod [Zone features water acidification]. *Vodnye Resursy* 38, 1–17 (in Russian).
- Nunes, E.A., Lemos, C.T., Gavronski, L., Moreira, T.N., Oliveira, N.C.D., Silva, J., 2011. Genotoxic assessment on river water using different biological systems. *Chemosphere* 84, 47–53.
- Ogden, J.C., Baldwin, J.D., Bass, O.L., Browder, J.A., Cook, M.I., Frederick, P.C., Frezza, P.E., Galvez, R.A., Hodgson, A.B., Meyer, K.D., Oberhofer, L.D., Paul, A.F., Fletcher, P.J., Davis, S.M., Lorenz, J.J., 2014. Waterbirds as indicators of ecosystem health in the coastal marine habitats of Southern Florida: 2. Conceptual ecological models. *Ecol. Indic.* 44, 128–147.
- Ohe, T., White, P.A., De Marini, D.M., 2003. Mutagenic characteristics of river waters flowing through large metropolitan areas in North America. *Mutat. Res. Genet. Toxicol. Environ. Mutagen* 534, 101–112.
- Parsons, P.A., 1990. Fluctuating asymmetry: An epigenetic measure of stress. *Biol. Rev.* 65, 131–145.
- Penczak, T., Zalewski, M., Molinski, M., Szpoton, K., 1976. The ecology of roach, *Rutilus rutilus* (L.) in the barbell region of the polluted Pilica river. *Ekol. Pol.* 24, 473–489.
- Petrova, A.V., 2012. Opyt ispol'zovaniya pokazatelej fluktuirujushhej asimmetrii v ihtiomonitoringe malyh rek Sibiri [Experience in the use of indicators of fluctuating asymmetry in ichthyosis monitoring of small rivers of Siberia]. *Molodjozh' i Nauka: Sbornik Materialov VIII Vserossijskoj Nauchno-Tekhnicheskoy Konferencii*, 31–41 (in Russian).
- Podopryhora, V.N., 2010. Vplyv stres-faktoriv na rist ta vyzhyvanist' molodi ryb [The impact of stress factors on the growth and survival of young fish]. *Instytut Rybnogo Hospodarstva, Kyiv* (in Ukrainian).
- Pomorceva, N.A., Rodionova, N.K., Gudkov, D.I., 2011. Kletochnyj sostav perefericheskoy krovi karasja obyknovennogo v vodoemah Chernobyl'skoj zony otchuzhdenija [The cellular composition of peripheral blood of an ordinary carp ponds in the Chernobyl exclusion zone]. *Naukovi Zapysky Ternopil'skoho Natsionalnoho Pedagogichnoho Universytetu Seriya Biologhiia* 2(47), 45–48 (in Ukrainian).
- Pustovojt, S.P., 2010. Analiz vzaimosvjazi geterozigotnosti i velichiny fluktuirujushhej asimmetrii gorbushi (*Oncorhynchus gorbucha*) [Analysis of the relationship of heterozygosity and the value of fluctuating asymmetry of salmon (*Oncorhynchus gorbucha*)]. *Russian Journal of Genetics: Applied Research* 14, 530–536 (in Russian).
- Ranitaniemi, J., 1995. The growth of young pike in small Finnish lakes with different acidity-related water properties and fish species composition. *J. Fish Biol.* 47, 115–125.
- Ranitaniemi, J., Rask, M., Vuorinen, P.J., 1988. The growth of perch, *Perca fluviatilis* L., in small Finish lakes at different stages of acidification. *Ann. Zool. Fenn.* 3, 209–219.
- Rocchetta, I., Lomovasky, B.J., Yusseppone, M.S., Sabatini, S.E., Bieczynski, F., Rios de Molina, M.C., Luquet, C.M., 2014. Growth, abundance, morphometric and metabolic parameters of three populations of *Diplodon chilensis* subject to different levels of natural and anthropogenic organic matter input in a glacial lake of North Patagonia limnologia. *Ecology and Management of Inland Waters* 44, 72–80.
- Romanov, N.S., 1995. Fluktuirujushhaja asimmetrija lososej zavodskogo i estestvennogo vosproizvodstva [Fluctuating asymmetry salmon hatchery and natural reproduction]. *Biologija Morja* 21, 328–335 (in Russian).
- Rudik-Leuska, N.J., Kotovska, H.O., Slynko, E.E., Khrystenko, D.S., 2014. Raritetnyj komponent ikhtiofanuny landshaftnogo zakaznika obshhegosudarstvennogo znacheniya "Culinskij" [Rare component of the fish fauna of the Sulinsky national landscape reserve]. *Biological Bulletin of Bogdan Chmelnytsky Melitopol State Pedagogical University* 4(2), 19–33 (in Russian).
- Sfakianakis, D.G., Renieri, E., Kentouri, M., Tsatsakis, A.M., 2015. Effect of heavy metals on fish larvae deformities: A review. *Environ. Res.* 137, 246–255.
- Sherman, I.M., Pilipenko, J.V., 1999. Ihtiologicheskij russko-ukrainskij tolkovyj slovar' [Ichthyological russian-ukrainian dictionary]. *Al'ternatyvy, Kiyv* (in Ukrainian).
- Smagin, A.I., Lugas'kova, N.V., Men'shiih, T.B., 2005. Citogeneticheskoe issledovanie ryb iz vodoema-hranilishha othodov PO «MAJaK» [Cytogenetic study of fish from the reservoir storage of waste "Mayak"]. *Problemy Radiojologii i Pogranichnyh Discipline* 7, 97–118 (in Russian).
- Smith, J.T., 2006. Modelling the dispersion of radionuclides following short duration releases to rivers: Part 2. Uptake by fish. *Sci. Total Environ.* 368, 502–518.
- Sondak, V.V., 2009. Do pytannya reabilitatsiyi umov vidtvorennya aboryhennoyi ikhtiofauny ta formuvannya stiykosti vodnoho seredovyshcha u transformovaniy rickkoviy merezhi Zakhidnoho Polissya Ukrayiny [On the issue of rehabilitation of conditions of reproduction and formation of native fish fauna sustainability of the water environment in river networks transformed Western Polissya Ukraine]. *Rybohospodars'ka Nauka Ukrayiny* 3(9), 54–60 (in Ukrainian).
- Stillier, K., Vanselow, K., Moran, D., Bojens, G., Voigt, W., Meyer, S., Schulz, C., 2015. The effect of carbon dioxide on growth and metabolism in juvenile turbot *Scophthalmus maximus* L. *Aquaculture* 444, 143–150.
- Swaddle, J.P., 2003. Fluctuating asymmetry, animal behavior, and evolution. *Adv. Stud. Behav.* 32, 169–205.
- Torres, L., Nilsen, E., Grove, R., Patiño, R., 2014. Health status of Largescale Sucker (*Catostomus macrocheilus*) collected along an organic contaminant gradient in the lower Columbia River, Oregon and Washington, USA. *Sci. Total Environ.* 484, 353–364.
- Trebilco, R., Baum, J., Salomon, A., Dulvy, N., 2013. Ecosystem ecology: Size-based constraints on the pyramids of life. *Trends Ecol. Evol.* 28, 423–431.
- Uitteker, R., 1980. Soobshhestva i jekosistemy [Communities and ecosystems]. *Progress, Moscow* (in Russian).
- Van Valen, L., 1962. Study of fluctuating asymmetry. *Evolution* 16, 125–146.
- Vinogradov, K.P., Sakun, Y.V., Byelousova, K.M., Honcharov, H.L., Shabanov, D.A., 2012. Vychennya fluktuiruyushchey asimmetriyi rickkovoho okunya (*Perca fluviatilis* L., 1758) [The study of fluctuating asymmetry of river perch (*Perca fluviatilis* L., 1758)]. *Biologhiya ta Valeologhiya* 14, 9–17 (in Ukrainian).
- Voslarova, E., Pistekova, V., Svobodova, Z., Bedanova, I., 2008. Nitrite toxicity to *Danio rerio*: Effects of subchronic exposure on fish growth. *Acta Vet.* 77, 455–460.
- Wison, R.W., Bergman, H.L., Wood, C.M., 1994. Metabolic costs and physiological consequences of assimilation to aluminium in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). 1. Acclimation specificity, resting physiology, feeding, and growth. *Canad. J. Fish. Aquat. Sci.* 51, 527–535.
- Xu, F., Yang, Z., Chen, B., Zhao, Y., 2013. Development of a structurally dynamic model for ecosystem health prognosis of Baiyangdian Lake. *Ecol. Indic.* 29, 398–410.
- Zaharov, V.M., 1987. Asimmetrija zhyvotnyh (populjacionno-fenogeneticheskij podhod) [The asymmetry of animals (population-phenogenetically approach)]. *Nauka, Moscow* (in Russian).
- Zaharov, V.M., Chubinishvili, A.T., 2001. Monitoring zdorov'ja sredi na ohranjaemyh prirodnyh territorijah [Monitoring the health of the environment in protected areas]. *Centr Jekologicheskoy Politiki Rossii, Moscow* (in Russian).
- Zakharov, V.M., 1993. Appearance, fixation and stabilization of environmentally induced phenotypic changes as a microevolutionary event. *Genetica* 89, 227–234.

Надійшла до редколегії 24.01.2016