

DOI: 10.32999/ksu2524-0838/2020-29-5

УДК [597.2/5:577.17]:504.05

Причепя М. В., Коваленко Ю. О.

ЗМІНА МАРКЕРНИХ ПОКАЗНИКІВ (АКТИВНІСТЬ ЛУЖНОЇ ФОСФАТАЗИ ТА ВМІСТУ МАЛОНОВОГО ДІАЛЬДЕГІДУ) У КРАСНОПІРКИ ЗВИЧАЙНОЇ *SCARDINIUS ERYTHROPTALMUS* (L.), ЯК ІНДИКАТОР ЗАБРУДНЕННЯ ВОДОЙМ

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ,
e-mail: prichepa1987@ukr.net

У статті було розглянуто зміну окремих біохімічних показників краснопірки за дії антропогенного впливу. Об'єктом для досліджень слугувала краснопірка, що була відловлена у літній період із водойм із різним антропогенним навантаженням. Було встановлено вищий вміст малонового діальдегіду (на 31,4 %) у риб із забрудненої водойми (оз. Кирилівське) порівняно з рибами із умовного контролю (оз. Бабіне). Зростання вмісту малонового діальдегіду вказує на порушення швидкості процесів пластичного й енергетичного обміну в тканинах печінки. Зміна зазначеного показника підтверджує наявність несприятливих умов існування для краснопірки під час проведення досліджень. Підтвердженням хронічного стресу, якого зазнавали досліджувані особини краснопірки, є зміна активності лужної фосфатази. У тканин м'язів активність зазначеного ферменту була на 36,11% вища, ніж у контролі. Це вказує на активацію фосфорного обміну у цих тканинах краснопірки. На противагу цьому було встановлено нижчу активність лужної фосфатази у тканинах печінки та зябер, що є наслідком специфіки екологічних умов існування. Відмінності між досліджуваними угрупованнями риб за біохімічними маркерними показниками доводить, що вони перебувають у суттєво відмінних екологічних та токсикологічних умовах.

Дослідження фізіологічного стану краснопірки на вплив антропогенного забруднення потрібно розглядати через низку фізіологічних та біохімічних параметрів, які можуть у повній мірі надати інформацію про фізіологічний стан природних угруповань цього виду. Це необхідно для встановлення у подальшому змін, які можуть відбуватись у межах різних популяцій риб. Зміни фізіологічного стану краснопірки (на прикладі активності лужної фосфатази та вмісту малонового діальдегіду) як додаткові критерії оцінки можуть використовуватись для прогнозування екологічного стану водойм, що зазнають антропогенного забруднення.

Ключові слова: краснопірка, малоновий діальдегід, лужна фосфатаза, адаптивна реакція, антропогенний вплив.

M. V. Prychepa, Yu. O. Kovalenko

CHANGE IN MARKER INDICATORS (ACTIVITY OF ALKALINE PHOSPHATASE AND MALONDIALDEHYDE CONTENT) IN RUDD *SCARDINIUS ERYTHROPTALMUS* (L.), AS INDICATORS OF WATER POLLUTION

The article discusses the changes in individual biochemical indicators of the Rudd under the anthropogenic pressure. The Rudd, which was caught in the summer from water bodies with different anthropogenic loads, was the object for research. A high content of malondialdehyde

(by 31.4%) was found in fish from a polluted water body (Lake Kirillovske) compared with fish from a conditional control (Lake Babyne). An increase in the content of malonic dialdehyde indicates a violation of the rate of processes of plastic and energy metabolism in the liver tissues. The change in this indicator confirms the presence of unfavorable living conditions for Rudd during research. A confirmation of the chronic stress, experienced by the studied individuals of the Rudd, is a change in the activity of alkaline phosphatase. In muscle tissues, the activity of this enzyme was by 36.11% higher than in the control group. This indicates the activation of phosphorus metabolism in these tissues of the Rudd. In contrast, a lower activity of alkaline phosphatase was found in the tissues of the liver and gills, which is a consequence of the specific environmental conditions of existence. The differences between the studied groups of fish, in terms of biochemical markers, proves that they are under significantly different ecological and toxicological conditions.

The study of the physiological state of Rudd on the impact of anthropogenic pollution should be considered through a number of physiological and biochemical parameters that can fully provide the information on the physiological state of natural groups of this species. This is necessary to establish, in the future, changes that can occur within different fish populations. Changes in the physiological state of Rudd (for example, the activity of alkaline phosphatase and the content of malondialdehyde) as additional evaluation criteria can be used to predict the ecological state of water bodies experiencing anthropogenic pollution.

Key words: Rudd, malondialdehyde, alkaline phosphatase, adaptive response, anthropogenic impact.

Значні частини водойм, які розміщені в межах мегаполісів підлягають впливу антропогенних чинників. Провідну роль у цьому відіграють процеси урбанізації, що неминуче призводить до погіршення якості водного середовища. Сучасний стан малих водойм міста викликає серйозне занепокоєння, через значне антропогенне забруднення, зокрема неочищеними стічними водами з різних джерел надходження, забруднення органічними речовинами (що призводить до процесу евтрофікації), засмічення побутовим сміттям водойм та їх прибережної смуги, тощо [11]. Перераховані чинники здатні істотно змінювати гідроекологічні умови, що без сумніву відображається на біологічному розмаїтті видів у водоймах міста, які перебувають під дією антропогенного тиску [3]. Відмінності у фізіолого-біохімічних реакціях на стресові фактори між різними видами риб призводить до того, що у водоймах чисельно домінують найбільш опірні представники іхтіофауни. В основному це короткоциклові види: чебачок амурський *Pseudorasbora parva* (Temminck Scholegel, 1846), верховодка *Alburnus alburnus*, (Linnaeus 1758), карась китайський *Carassius auratus*, Linnaeus 1758, тощо. Вразливі види, як правило, перебувають у депресивному стані, що відображається на якісному та кількісному складі їх популяцій (головень *Squalius cephalus* (Linnaeus 1758), ялець звичайний *Leuciscus leuciscus* (Linnaeus 1758), судак *Sander lucioperca*, (Linnaeus, 1758)). У багатьох надмірно забруднених водоймах зазначені види відсутні [4]. Тому зараз, щоб запобігти втраті видового біорізноманіття в міських озерах, необхідно вирішити важливу проблему з пошуку та впровадження методів біоіндикації з використанням мінімальної кількості видів, проте які мають широкі межі розповсюдження і є доступними у використанні [18, 20].

Токсичні сполуки, які містяться у воді озер та річок на географічно урбанізованих територіях, здатні надходити до організмів гідробіонтів різними шляхами та по різному розповсюджуватись і накопичуватись в їх тканинах. Через це необхідно впроваджувати (або здійснювати) правильний підбір видів водяних тварин, який міг би адекватно

характеризувати умови існування у конкретній водоймі. Для цього найкраще використовувати різні види риб, які суттєво відрізняються за спектром живлення та місцем перебування у водоймі. Однак, такий підхід може порушувати принципи біоетики, через що необхідно шукати універсальний тест-об'єкт, який міг би замінити собою решту видів риб та об'єктивно характеризувати екологічний стан водойми з якої він був вилучений.

Таким об'єктом ми обрали краснопірку звичайну, адже це пелагічний вид, який заселяє ділянки водойм із слабкою течією та надмірним розвитком макрофітів. Краснопірка – типовий еврифлаг, що здатен існувати у різних водоймах, навіть у надмірно забруднених. Цьому сприяють особливості фізіології цього виду, зокрема поведінкові реакції, неперемінливість або факультативність у виборі їжі, витримування перепадів кисневого та газового режиму, що робить цей вид потенційним видом-біомонітором, адже це дозволяє проводити моніторингові дослідження на різних ділянках водойми, зокрема на поверхневих, які інтенсивно забруднюються різними фракціями нафтопродуктів та поверхнево активними речовинами (ПАР) [13]. Саме ці групи токсикантів є найбільш поширеними на урбанізованих територіях і в окремі сезони стають лімітуючими чинниками, які впливають на розвиток поверхневих організмів, зокрема фітопланктону, зоопланктону та молоді більшості видів риб. Це загалом визначає не лише кількість та внутрішньовидову структуру видів, а й впливає на продукційні процеси самих водойм. На основі цього можна доповнити вже існуючі дані стосовно біомоніторингу водойм, зокрема тих, які знаходяться в межах міст і мають суттєве рекреаційне та природоохоронне значення.

Метою роботи було дослідити зміни біохімічних показників краснопірки як реакцію виду на вплив антропогенного забруднення, що необхідно для подальшого біомаркування водного середовища.

МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ

Відбір біологічного матеріалу проводили протягом 2018 р. (липень) у водоймах м. Києва (озера Кирилівське, Бабіне). Відлов риби здійснювали гачковими знаряддями лову. Об'єктом досліджень була краснопірка *Scardinius erythrophthalmus* (L.). Зазначений вид є типовим представником іхтіофауни досліджуваних водойм [13]. Для біохімічних досліджень були обрані особини віком 2 роки. Шість краснопірок з оз. Бабіне мали в середньому довжину та масу $13,0 \pm 0,7$ см і $20,1 \pm 0,6$ г, а вісім особин з оз. Кирилівське – $12,5 \pm 1,2$ см та $16,5 \pm 3,2$ г. Концентрацію нафтопродуктів в озерах було взято із публікації [15]. Водневий показник (рН) визначали за допомогою рН-метра РН-009 (1), загальну мінералізацію води – ТДС-метра IDS-2. Статистичну обробку матеріалу проводили за допомогою програм Excel із пакету Microsoft Office та Statistica 5.5. Вміст розчиненого у воді кисню визначали методом Вінклера [7]. Значення рН середовища виявляли за допомогою рН-метра РН-009. Загальну мінералізацію визначали за допомогою ТДС-метра IDS-2. Вміст хлоридів і сульфатів було взято із даних наданих Санепідемстанцією. Рівень перокисного окиснення ліпідів у тканинах печінки визначали за стандартною методикою [14] заснованою на реагуванні малонового діальдегіду з тіобарбітуровою кислотою з утворенням кольорового триметинового комплексу. Вимірювання проводили на спектрофотометрі СФ-26 за довжини хвилі 532 нм. Активність Лужної фосфатази оцінювали спектрофотометрично з використанням комерційних наборів «Лужна фосфатаза» (Філісіт Діагностика) (Україна). Отримані цифрові дані були статистично оброблені за загальноприйнятими методами варіаційної

статистики [6]. Дані були виражені як $M \pm m$. Ймовірність відмінностей між значеннями оцінювали за допомогою критерію Стьюдента за рівнем ймовірності $p < 0,05$.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Характеристика районів дослідження

Оз. Кирилівське – знаходиться в південно-західній частині масиву Оболонь. Його довжина становить 760 м, найбільша ширина – 380 м, площа водного дзеркала – 19 га, об’єм – 2,28 млн. м³, середня глибина – 12 м, а найбільша – 15 м. Наявна підвищена мінералізація води, значна концентрація хлоридів та сульфатів свідчать про значний антропогенний вплив на водойму. Крім того, згідно результатів досліджень [2, 10] було виявлено забруднення водойми важкими металами, зокрема плумбумом, купрумом, цинком та манганом. Джерелами забруднення озера є поверхневий стік, у тому числі й від розташованих поряд автострад та промислових об’єктів, а також р. Сирець, що приймає стічні води низки промислових підприємств. Забруднення також надходять із ґрунтовими та зливовими водами із житлових масивів Мінський, Оболонь, Сирець, Куренівка. За результатами досліджень Гончарової М.Т. та ін. було показано, що у оз. Кирилівське у донних відкладах спостерігається вищий, ніж у оз. Бабине вміст токсичних сполук, зокрема важких металів (Cu – 29,4 мг/кг, Cd – 1,4 мг/кг, Zn – 52,4 мг/кг, Pb – 89,5 мг/кг) та нафтопродуктів (63,3 мг/кг) у донних відкладах [1].

Оз. Бабине – природна заплавна водойма, стариця видовженої форми, що знаходиться на території Труханового острова. Через побудову греблі Київської ГЕС, озеро має гідрологічний зв’язок із річкою лише в період великих паводків. Водойма має площу 9,5 га, довжину – 1,7 км, ширину 35–80 м; середню глибину – 2 м, максимальну – 5 м [13]. Через ізольованість і острівне розміщення озеро не зазнає суттєвого антропогенного впливу, за виключенням рибальства та рекреації. У зв’язку з цим, його було обрано як контрольну водойму.

У таблиці наведено дані щодо загальної мінералізації досліджуваних водойм Києва. Варто наголосити, що у оз. Кирилівське цей показник істотно вищий, ніж в умовному контролі. Також були помічені істотні відмінності за вмістом сульфатів і хлоридів, концентрація яких істотно вища, ніж у оз. Бабиному. За вмістом нафтопродуктів встановлено, що у оз. Бабине їх концентрація найнижча. Отримані показники підтверджують ситуацію щодо погіршення гідроекологічного стану досліджуваних водойм.

Таблиця

Деякі гідроекологічні показники досліджуваних водойм м. Києва

Показник	Оз. Кирилівське	Оз. Бабине
Мінералізація води, мг/дм ³	635	270
Хлориди, мг/дм ³	130	17,2
Сульфати, мг/дм ³	93	15,51
Нафтопродукти, мг/дм ³	0,117	0,024
Вміст розчиненого кисню, мгО/дм ³	9,6	9,5
рН	7,9	8,0

У таблиці звертає на себе увагу високий вміст нафтопродуктів у донних відкладах у оз. Кирилівське 63,3 мг/кг, проти 11,6 мг/кг оз. Бабине. Це ще раз підтверджує несприятливість екологічних умов для донної фауни озера.

Першим маркером антропогенного забруднення оз. Кирилівське було обрано зміну вмісту малонового діальдегіду (МДА) в тканинах печінки краснопірки, адже відомо, що він є одним із найбільш небезпечних продуктів ліпопероксидації і часто використовується як біомаркер якості середовища існування гідро біонтів [9]. Це зумовлено низкою чинників: деструктивним впливом продуктів пероксидного окиснення ліпідів (ПОЛ) на організм риб, вміст яких збільшується при підвищенні дії різних шкідливих чинників, зокрема важких металів, органічних токсикантів [8]. Накопичення МДА у тканинах свідчить про інтенсивність ПОЛ та наявність оксидативного стресу в риб. Він характеризується сукупністю процесів пошкодження клітин у результаті її окиснення активними формами кисню та поліненасиченими жирними кислотами у ліпідах мембран клітин. На рівень ПОЛ впливають такі чинники як температура, хімічний склад води, насиченість її киснем, тощо. Процеси ПОЛ є однією із перших та найбільш мобільних складових адаптаційної перебудови організму за дії екстремальних чинників [9].

За результатами проведених досліджень було встановлено, що у тканинах печінки краснопірки із забрудненого озера Кирилівське вміст МДА був більшим на 31,4% порівняно з рибами з оз. Бабине (рис. 1).

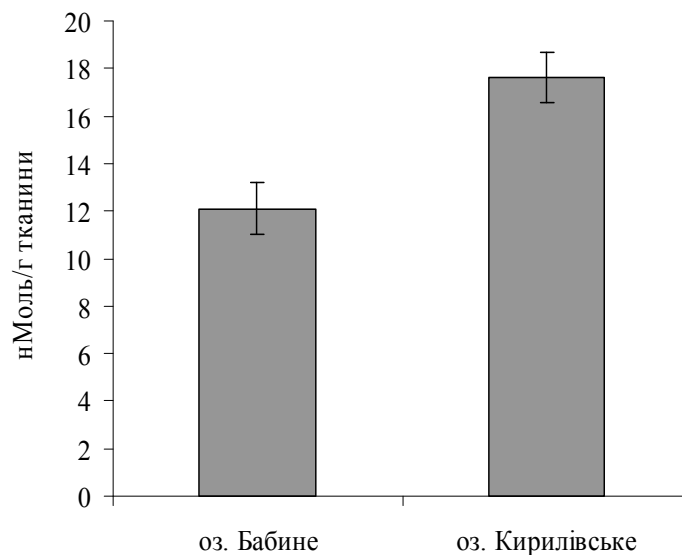


Рис. 1. Вміст малонового діальдегіду в печінці краснопірки з оз. Бабине (n = 6) та оз. Кирилівське (n = 8) $M \pm m$

За результатами інших досліджень, у карася сріблястого з озер системи Опечень, (зокрема Кирилівське) вміст зазначеної сполуки також був вищим, ніж у контролі [4]. Така активація обміну речовин потребує додаткових енерговитрат, що викликає зниження рівня енергомістких сполук у печінці. Це також було встановлено і у дослідженнях проведених на окуневих видах, які теж перебували під дією антропогенного забруднення, наслідком чого стало зниження вмісту енергомістких сполук, які інтенсивно використовувались для протидії довготривалим негативним чинникам водного середовища та як наслідок відбулось зниження коефіцієнтів вгодованості, що також може спричинити зміни лінійно-масових показників у риб [12].

Отримані результати можуть вказувати на те, що токсичні речовини, які надходять до оз. Кирилівське, створюють напружені умови для існування краснопірки. Це, у подальшому, може вплинути на систему її антиоксидантного захисту.

Наступним маркерним показником було розглянуто активність лужної фосфатази, оскільки зміни активності цього ферменту також широко використовують під час біомоніторингу екологічного стану водних екосистем [16, 19], що неабияк актуально у сенсі погіршення якості водного середовища та зменшення видового розмаїття у водоймах Києва.

Відомо, що ЛФ залучена у різні обмінні процеси та забезпечує надходження фосфору для нормального метаболізму клітин. Завдяки цьому, зміну активності цього ферменту часто використовують як індикатор, який відображає ступінь інтоксикації організму токсичними речовинами [21] та може вказувати на структурно-функціональні порушення у клітинах печінки [19].

Встановлено, що у краснопірки з оз. Кирилівське активність ЛФ у тканинах печінки та зябер була нижче на 50% та 27% відповідно (рис. 2), відносно риб з оз. Бабине. Це може пояснюватись енергозатратними процесами, які спрямовані на детоксикацію забруднюючих речовин цим органом та на зміни фізіологічного стану зябер та печінки краснопірки, що дозволяє цьому виду риб існувати у напружених екологічних умовах.

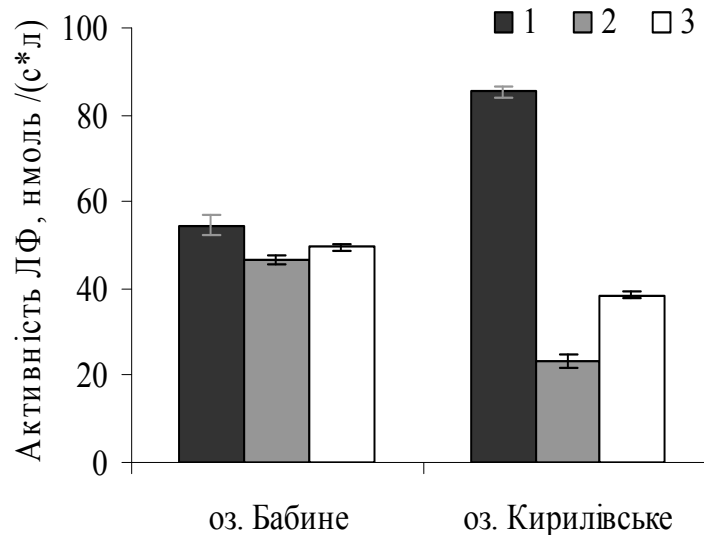


Рис. 2. Активність лужної фосфатази у м'язах (1), печінці (2) та зябрах (3) краснопірки з оз. Бабине (n = 6) та Кирилівське (n = 8), $M \pm m$

Крім того, зниження активності ЛФ може бути пов'язаним із накопиченням у тканинах риб токсичних речовин, зокрема важких металів, вміст яких вищий за референтні значення. Схожі процеси були характерними і для карася із цієї водойми [4]. Це вказує на видову схожість біохімічних реакцій, спрямованих на адекватний супротив несприятливим екологічним умовам існування у водоймах, що перебувають під впливом надмірного або помірного антропогенного забруднення.

У м'язовій тканині краснопірки активність ЛФ була на 36,11% вища, ніж у контролі, що вказує на посилення функціональної активності ферменту задля активації фосфорного обміну в тканинах м'язів цього виду риб за дії антропогенного забруднення.

Слід зазначити, що при дослідженні впливу високими концентраціями сполук амонію на карася сріблястого впродовж 3-х місяців та 3-х років, було з'ясовано схожу закономірність у активності ЛФ, а саме у тканинах м'язів, печінки та зябер [5].

Отже, було встановлено, що оз. Кирилівське перебуває під значним негативним впливом антропогенного забруднення, на що вказує підвищений вміст МДА у печінці краснопірки.

Сила антропогенного забруднення та специфіка найпоширеніших токсичних речовин у водоймі сприяло зміні активності ЛФ, яка відображає ступінь інтоксикації організму токсичними речовинами (зокрема, тканини печінки). Зміна активності ферменту фосфорного обміну вказує на зміни в обмінних процесах дослідних риб, що необхідно для нормального метаболізму клітин під впливом антропогенного забруднення.

Як правило, краснопірка – це вид, що у водоймах зосереджений у поверхневих шарах води. Це відповідно характеризує її фізіологічні та біохімічні процеси як активної пелагічної риби, що може відображатись на її фізіологічному стані.

ВИСНОВКИ

На основі проведених досліджень було показано, що за умов надмірного забруднення водойм мегаполісу (на прикладі оз. Кирилівське) у риб істотно змінюються показники вмісту малонового діальдегіду та активності лужної фосфатази.

Так, виявлено підвищений вміст малонового діальдегіду в тканинах печінки краснопірки на 31,4 % у риб із забрудненої водойми на відміну від особин з контрольної водойми.

Показано істотні зміни активності маркерного ферменту лужної фосфатази за надмірного антропогенного забруднення середовища існування, зокрема зростання активності вказаного ферменту на 36,11% та зниження на 50,0% та 27% у тканинах печінки і зябер, відповідно.

Отримані результати дають можливість контролювати фізіологічний стан риб на прикладі краснопірки як фоновому виду, що мешкає на урбанізованих територіях та прогнозувати негативні наслідки антропогенного впливу на умови існування цього виду, а також інших видів риб.

Дослідження впливу антропогенного забруднення на фізіологічний стан краснопірки потрібно розглядати через низку фізіологічних та біохімічних параметрів у представників природних угруповань цього виду. Це необхідно для встановлення змін, які можуть відбуватись у межах різних угруповань риб у подальшому. Показники фізіологічних змін у риб можуть використовуватись для прогнозування екологічного стану водойм, що зазнають хронічного впливу з боку токсичних речовин. Це дозволить відстежувати ступінь небезпечності антропогенного впливу та обґрунтовувати рекомендації щодо його зменшення.

ЛІТЕРАТУРА

1. Гончарова МТ, Кіпніс ЛС, Коновець ІМ, Крот ЮГ. Оцінка якості води та донних відкладів каскаду озер Опечень (м. Київ) на основі токсикологічних та гідрохімічних досліджень . VIII З'їзд гідроекологічного товариства України, присвячений 110-річчю заснування Дніпровської біологічної станції. Перспективи гідроекологічних досліджень в контексті проблем довкілля та соціальних викликів, 6-8 листопада 2019 р. : матер. Київ, 2019. 249–252.
2. Жежеря ВА, Линник ПМ, Зубенко ІБ. Уміст та форми знаходження металів у озерах системи Опечень (м. Київ). Наукові праці УкрНДГМІ. 2016; 269:70–86.
3. Израэль ЮА. Проблемы антропогенной экологии // Научные аспекты экологических проблем России. Москва. Наука, 2009. Т. 1. 221 с.

4. Коваленко ЮО. Зміна вмісту малонового діальдегіду та активності лужної фосфатази у тканинах карася сріблястого (*Carassius auratus* (Bloch, 1782)) за дії токсичного забруднення водойми. Тези доповідей. Конференція молодих дослідників-зоологів – 2019. (Київ, 13-14 листопада 2019), Зоологічний кур'єр №13, м. Київ, Інститут зоології НАН України, с. 13.
5. Коваленко ЮО. Фізіолого-біохімічні особливості адаптації карася сріблястого до забруднення водойм амонійним азотом. Гідроб журнал. 2019; 55 (1): 65–73.
6. Лакин Г. Ф. Биометрия. Москва. Наука. 1990. 296 с.
7. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. Ред. Романенко ВД. Київ: ЛОГОС. 2006. 408 с.
8. Олексюк НП, Янович ВГ. Вплив сезону на перекисне окиснення ліпідів у тканинах ставкових риб. Біологія тварин. 2003: 5 (1) – 2:180–183.
9. Особа ІА. Біологічна роль перекисного окиснення ліпідів у забезпеченні функціонування організму риб. Рибогосподарська наука України. 2013; 1: 88–96.
10. Панасюк ІВ, Томільцева АІ, Зуб ВВ. та ін. Якість води у міських водоймах та характер освоєння водоохоронних зон (на прикладі озер системи «Опечень», м. Київ). Екологічна безпека та природокористування. 2015; 4 (20):63–69.
11. Панасюк ІВ, Томільцева АІ, Скідан ВВ. та ін. Упорядкування водоохоронних зон міських водойм на основі екологічної оцінки якості вод. Ред. Панасюк ІВ. Київ. 2016. 94 с.
12. Причепка МВ. Вплив антропогенного забруднення водойм на морфо-фізіологічні та біохімічні показники окуня (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758) в різні сезони року. Рибогосподарська наука України. 2020; 2(48):52–66.
13. Романенко ОВ, Арсан ОМ, Кіпніс ЛС. та ін. Екологічні проблеми київських водойм і прилеглих територій. Київ: Наукова думка. 2015. 189 с.
14. Стальная ИД. Метод определения диеновой конъюгации ненасыщенных жирных кислот. Москва. Медицина. 1997. 68 с.
15. Худіаш ЮМ, Причепка МВ, Потрохов ОС. та ін. Вплив екологічних умов окремих озер м. Києва на стан іхтіофауни. Рибогосподарська наука України. 2020; 1(54):28-43.
16. Anderson T, Forlin L, Hardig J, Larson AC. A physiological disturbances in fish living in coastal water polluted with bleached Kraft pulp mill effluents. J. Fish Aquat Sci. 2002; 45: 1525–1536.
17. de La Torre FR, Ferrari L, Salibian A. Biomarkers of a native fish species (*Cnesterodon decemmaculatus*) application to the water toxicity assessment of a peri-urban polluted river of Argentina. Chemosphere. 2005;59(4): 577– 583. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2004.12.039
18. Guinan ME, Kapuscinski KL, Teece MA. Seasonal diet shifts and trophic position of an invasive cyprinid, the rudd *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758), in the upper Niagara River. Aquatic Invasions. 2015; 10 (2):217–225. DOI:http://dx.doi.org/10.3391/ai.2015.10.2.10
19. Molina R, Moreno I, Pichardo S, Jos A, Moyamo R, Monterde JG, Camean A. Acid and alkaline phosphatase activities and pathological changes induced in Tilapia fish (*Oreochromis* sp.) exposed subchronically to microcystins from toxic cyanobacterial blooms under laboratory conditions. Toxicon. 2005; 46(7):725–735.
20. Nurminen L, Horppila J, Lappalainen T. Malinen. Implications of rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) herbivory on submerged macrophytes in a shallow eutrophic lake. Hydrobiologia. 2003; 506-509:511–518.
21. Varadarajan R. Biochemical effects of different phenolic compounds on *Oreochromis mosambicus* (Peters). Doctor of philosophy in biochemistry: Cochin-682016. India, 2010. 250 p.

22. Viarengo A, Lowe B, Bolognesi C, Fabbi E, Koehler A. The use of biomarkers in biomonitoring: A 2-tier approach assessing the level of pollutant-induced stress syndrome in sentinel organisms. *Comp. Biochem. Physiol.* 2007; 146 C: 281–300. DOI: 10.1016/j.cbpc.2007.04.011

REFERENCES

1. Honcharova MT, Kipnis LS, Konovets IM, Krot YuH. Otsinka yakosti vody ta donnykh vidkladiv kaskadu ozer Opechen (m. Kyiv) na osnovi toksykolohichnykh ta hidrokhimichnykh doslidzhen. VIII Zizd hidroekolohichnoho tovarystva Ukrainy, prysviachenyi 110-richchiu zasnuvannia Dniprovskoi biolohichnoi stantsii. Perspektivy hidroekolohichnykh doslidzhen v konteksti problem dovkillia ta sotsialnykh vyklykiv, 6-8 lystopada 2019 r. : mater. Kyiv, 2019. 249–252. [in Ukrainian]
2. Zhezheria VA, Lynnyk PM, Zubenko IB. Umist ta formy znakhodzhennia metaliv u ozerakh systemy Opechen (m. Kyiv). *Naukovi pratsi UkrNDHMI.* 2016; 269:70–86. [in Ukrainian]
3. Yzrael YuA. Problemy antropohennoi ekolohyy // *Nauchnye aspekty ekolohicheskyykh problem Rossyy.* Moskva. Nauka, 2009. T. 1. 221 p.[in Russian]
4. Kovalenko YuO. Zmina vmistu malonovoho dialdehidu ta aktyvnosti luznoi fosfatazy u tkanynakh karasia sribliastoho (*Sarassius auratus* (Bloch, 1782)) za dii toksychnoho zabrudnennia vodoimy. Tezy dopovidei. Konferentsiia molodykh doslidnykiv-zoolohiv – 2019. (Kyiv, 13-14 lystopada 2019), *Zoolohichniy kurier* №13, m. Kyiv, Instytut zoolohii NAN Ukrainy, s. 13.[in Ukrainian]
5. Kovalenko YuO. Fizioloho-biokhimichni osoblyvosti adaptatsii karasia sribliastoho do zabrudnennia vodoim amoniinym azotom. *Hidrob zhurnal.* 2019; 55 (1): 65–73.
6. Lakyn HF. *Byometryia.* Moskva. Nauka. 1990. 296 s.[in Ukrainian]
7. *Metody hidroekolohichnykh doslidzhen poverkhnevyykh vod.* Red. Romanenko VD. Kyiv: LOHOS. 2006. 408 s. [in Ukrainian]
8. Oleksiuk NP, Yanovych VH. Vplyv sezonu na perekysne okysnennia lipidiv u tkanynakh stavkovykh ryb. *Biolohiia tvaryn.* 2003; 5 (1) – 2:180–183.[in Ukrainian]
9. Osoba IA. Biolohichna rol perekysnoho okysnennia lipidiv u zabezpechenni funktsionuvannia orhanizmu ryb. *Rybohospodarska nauka Ukrainy.* 2013; 1: 88–96.[in Ukrainian]
10. Panasiuk IV, Tomiltseva AI, Zub VV. ta in. Yakist vody u miskykh vodoimakh ta kharakter osvoienntia vodookhoronnykh zon (na prykladi ozer systemy «Opechen», m. Kyiv). *Ekolohichna bezpeka ta pryrodokorystuvannia.* 2015; 4 (20): P. 63–69.[in Ukrainian]
11. Panasiuk IV, Tomiltseva AI, Skidan VV. ta in.. Uporiadkuvannia vodookhoronnykh zon miskykh vodoim na osnovi ekolohichnoi otsinky yakosti vod. Red. Panasiuk IV. Kyiv. 2016. 94 s.[in Ukrainian]
12. Prychepa MV. Vplyv antropohennoho zabrudnennia vodoim na morfo-fiziolohichni ta biokhimichni pokaznyky okunia (*Rerca fluviatilis* Linnaeus, 1758) v rizni sezony roku. *Rybohospodarska nauka Ukrainy.* 2020; 2 (48):. 52–66.[in Ukrainian]
13. Romanenko OV, Arsan OM., Kipnis LS. ta in. *Ekolohichni problemy kyivskykh vodoim i prylehlykh terytorii.* Kyiv: Naukova dumka. 2015. 189 p.[in Ukrainian]
14. Stalnaia YD. *Metod opredeleniia dyenovoi koniuhatsyy nepasyschennykh zhynnykh kyslot.* Moskva. Medytsyna. 1997. 68 p. [in Russian]
15. Khudiiash YuM, Prychepa MV, Potrokhov OS. ta in. Vplyv ekolohichnykh umov okremykh ozer m. Kyieva na stan ikhtiofauny. *Rybohospodarska nauka Ukrainy.* 2020; 1 (54): 28-43 [in Ukrainian]

16. Anderson T, Forlin L, Hardig J, Larson AC. A physiological disturbances in fish living in coastal water polluted with bleached Kraft pulp mill effluents. *J. Fish Aquat Sci.* 2002; 45: 1525–1536.
17. de La Torre FR, Ferrari L, Salibian A. Biomarkers of a native fish species (*Cnesterodon decemmaculatus*) application to the water toxicity assessment of a peri-urban polluted river of Argentina. *Chemosphere.* 2005;59(4):577– 583.
18. Guinan ME, Kapuscinski KL, Teece MA. Seasonal diet shifts and trophic position of an invasive cyprinid, the rudd *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758), in the upper Niagara River. *Aquatic Invasions.* 2015; 10 (2):217–225. DOI: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2015.10.2.10>
19. Molina R, Moreno I, Pichardo S, Jos A, Moyamo R, Monterde JG, Camean A. Acid and alkaline phosphatase activities and pathological changes induced in Tilapia fish (*Oreochromis* sp.) exposed subchronically to microcystins from toxic cyanobacterial blooms under laboratory conditions. *Toxicon.* 2005; 46(7):725–735.
20. Nurminen L, Horppila J, Lappalainen T, Malinen. Implications of rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) herbivory on submerged macrophytes in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia.* 2003; 506-509:511–518.
21. Varadarajan R. Biochemical effects of different phenolic compounds on *Oreochromis mosambicus* (Peters). Doctor of philosophy in biochemistry: Cochin-682016. India, 2010. 250 p.
22. Viarengo A, Lowe B, Bolognesi C, Fabbi E, Koehler A. The use of biomarkers in biomonitoring: A 2-tier approach assessing the level of pollutant-induced stress syndrome in sentinel organisms. *Comp. Biochem. Physiol.* 2007; 146: 281–300.

Стаття надійшла до редакції 25.08.2020.

The article was received 25 August 2020.