

8. Brijis, J., Sundell, E., Hjelmstedt, P., Berg, C., Senčić, I., Sandblom, E., Gräns, A. Humane slaughter of African sharptooth catfish (*Clarias gariepinus*): Effects of various stunning methods on brain function. *Aquaculture* 2021. № 531. P. 735887

9. OIE, 2019. Welfare aspects of stunning and killing of farmed fish for human consumption. OIE Aquatic Anim. Health Code 1–4 Chapter 7.3.

10. European Food Safety Authority (EFSA). Opinion of the Scientific Panel on Animal Health and Welfare (AHAW) on a request from the Commission related to welfare aspects of the main systems of stunning and killing the main commercial species of animals. *EFSA Journal*. 2004. №. 7. P. 45.

УДК 574.64

DOI <https://doi.org/10.32851/2226-0099.2022.126.38>

ВПЛИВ КСЕНОБІОТИКІВ АНТРОПОГЕННОГО ПОХОДЖЕННЯ НА ОРГАНІЗМ ПРІСНОВОДНИХ РИБ

Курбатова І.М. – д.б.н.,

професор кафедри біології тварин,

Національний університет біоресурсів і природокористування України

Захаренко М.О. – д.б.н., член-кореспондент Національної академії

аграрних наук України,

професор кафедри ветеринарної гігієни імені професора А.К. Скороходька,

Національний університет біоресурсів і природокористування України

Чепіль Л.В. – к.с.-г.н.,

доцент кафедри біології тварин,

Національний університет біоресурсів і природокористування України

Тупицька О.М. – к.б.н.,

доцент кафедри біохімії і фізіології тварин імені академіка М.Ф. Гулого,

Національний університет біоресурсів і природокористування України

Видрик А.В. – к.с.-г.н.,

асистент кафедри біології тварин,

Національний університет біоресурсів і природокористування України

Розглянуто особливості онтогенетичного розвитку прісноводних риб під дією ксенобіотиків. Доведено, що ксенобіотики різної хімічної природи та механізму дії, потрапляючи в природні водойми зі стічними водами тваринницьких підприємств, негативно впливають на розвиток яєць, личинок, що виводяться, їх збереження, ріст і розвиток, порушують фізіологічні процеси та пластичний обмін в тканинах, що призводить до істотних змін морфометричних ознак у різних видів риб.

Досліджено морфологічні особливості риб під впливом ксенобіотиків. Значення морфологічних особливостей та молекулярних біомаркерів риб, які змінюються при забрудненні води ксенобіотиками антропогенного походження, для оцінки екологічного стану природних водойм, у тому числі потрапляння стічних вод тваринницьких підприємств. Водні токсиканти впливають на структуру популяцій риб, окремих організмів, зовнішні ознаки, внутрішні органи, морфологічні показники крові, пластичний обмін, структуру та функції окремих клітин, генетичний апарат ядер. Антропогенне навантаження на природні водойми викликає патологічні зміни в структурі їх тканин. Зміни гістолого-морфометричних показників у риб рекомендовано використовувати в системі біоіндикації для комплексної оцінки антропогенного забруднення природних водойм.

Проаналізовано вплив ксенобіотиків на морфологічний склад крові та пластичний обмін у риб. Оскільки морфологічний склад крові риб одним із перших зазнає суттєвих змін у відповідь на забруднення води різними ксенобіотиками, його рекомендується використовувати як основний критерій оцінки екологічного стану водойм, насамперед для рибного господарства. В якості тестів для контролю екологічного стану водойм рекомендується використовувати концентрацію гемоглобіну, кількість еритроцитів і лейкоцитів у крові, а також окремі фракції лейкоцитів.

Під антропогенним тиском на природні водойми найбільш негативно впливає іхтіофауна, яка знаходиться на верхині харчового ланцюга, про що свідчить зменшення чисельності не лише окремих видів, а й більшості популяцій.

Ключові слова: водойми, водні екосистеми, ксенобіотики, морфологічні ознаки, біотестування.

Kurbatova I.M., Zakharenko M.O., Chepil L.V., Tupytska O.M., Vydryk A.V. The influence of anthropogenic xenobiotics on freshwater fish organisms

Peculiarities of ontogenetic development of freshwater fish under the action of xenobiotics are considered. It is proved that xenobiotics of different chemical nature and mechanism of action, getting into natural reservoirs with sewage of livestock enterprises negatively affect the development of eggs, hatching larvae, their safety, growth and development, disrupt physiological processes and plastic metabolism in tissues, leading to significant changes in morphometric features in different species of fish.

Morphophysiological features in fish under the influence of xenobiotics have been studied. The study shows the importance of morphological features and molecular biomarkers of fish, which change when water is contaminated with xenobiotics of anthropogenic origin, for assessing the ecological status of natural reservoirs, including the ingress of sewage from livestock enterprises. Water toxicants affect the structure of fish populations, individual organisms, external signs, internal organs, morphological parameters of blood, plastic metabolism, structure and function of individual cells, the genetic apparatus of nuclei. Anthropogenic load on natural reservoirs causes pathological changes in the structure of their tissues. Changes in histology-morphometric parameters in fish are recommended for use in the bioindication system for a comprehensive assessment of anthropogenic pollution of natural reservoirs.

The influence of xenobiotics on the morphological composition of blood and plastic metabolism in fish was analyzed. Since the morphological composition of fish blood is one of the first to undergo significant changes in response to water pollution by various xenobiotics, it is recommended to use it as the main criterion for assessing the ecological status of reservoirs, primarily for fisheries. As tests to monitor the ecological status of water bodies, it is recommended to use the concentration of hemoglobin, the number of erythrocytes and leukocytes in the blood, as well as individual fractions of leukocytes.

Under anthropogenic pressure on natural reservoirs, ichthyofauna is most negatively affected, as it is at the top of the food chain, as evidenced by the decrease in the number of not only individual species but also most populations.

Key words: reservoirs, water ecosystems, xenobiotics, morphophysiological signs, biotesting.

Постановка проблеми. Забруднення водних об'єктів стічними водами промислових підприємств, а в останні роки тваринницькими комплексами, які містять значну кількість ксенобіотиків органічного і мінерального походження, призводить до погіршення функціонування водних екосистем, у тому числі зміни іхтіоценозів. Останні є важливими біоіндикаторами екологічного моніторингу антропогенного впливу на водні екосистеми. Такими біоіндикаторами є різні види риб, вміст токсичних сполук у воді і тканинах гідробіонтів, активність цілого ряду ферментів у тканинах, морфологічний склад крові, морфометричні ознаки, показники пластичного обміну в тканинах [1, 2].

Аналізуючи літератури джерела можна зробити висновок, що ксенобіотики різної хімічної природи та механізму дії, потрапляючи у природні водойми із стічними водами тваринницьких підприємств, негативно впливають на розвиток ікри, викльов личинок, їхню збереженість, ріст і розвиток, порушують фізіологічні процеси і пластичний обмін у тканинах, що веде до значних змін морфометричних ознак у різних видів риб. Що ж стосується впливу рідких відходів тваринницьких

підприємств на водні екосистеми, то дані дослідження потребують поглиблення, особливо з точки зору використання з цією метою показників, за якими проводять оцінку екологічного стану водойм.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Найбільш чутливими до дії несприятливих факторів водного середовища, як показано дослідженнями [3, 4] у риб є ембріональний, личинковий і мальковий період розвитку, на відміну від ювенільного і зрілого віку. Встановлено, що максимальні зміни в розвитку, в тому числі і загибель ембріонів під дією токсикантів різної природи, відбувається в ембріональний період на етапі дроблення і гастрюляції, а потім живлення передличинок, особливо після їхнього переходу на змішане живлення [5, 6].

По силі впливу на ембріональний розвиток риб компоненти водного середовища, тобто екзогенні фактори поділяють на життєво необхідні (реалізуючі) та екстремальні [7]. Основними реалізуючими факторами водного середовища ембріонального розвитку риб є гідрохімічний склад води, температура, газовий режим, активна кислотність, наявність та вміст аміаку, сірководню та ряд інших [8].

Іонний склад води, температура, вміст кисню, величина рН і освітленість води відносять до імперативних абіотичних факторів, а вміст у воді вуглекислого газу, сірководню, аміаку – до факультативних абіотичних факторів.

Дія вищевказаних факторів на риб значно посилюється за антропогенного навантаження, яке викликає значні зміни вмісту цих компонентів у воді внаслідок потрапляння у водойми ксенобіотиків різної хімічної природи [9]. Організм різних видів риб залежно від виду компонента адаптується до зміни його вмісту у певних межах, що визначається нормою реакції і забезпечує гомеостаз. Реакція риб на дію екзогенних (абіотичних) факторів у ранньому онтогенезі може проявлятися зміною ряду морфофізіологічних показників, а саме: виживаністю, швидкістю ембріонального і постембріонального розвитку, росту ембріонів, личинок і мальків, таких меристичних ознак, як кількість міомерів, хребців, лусок тощо, інтенсивністю дихання та метаболічних процесів, виникненням структурних і функціональних порушень розвитку у ембріонів, личинок і частково у мальків [10]. Дія ендогенних факторів на риб у ранньому онтогенезі, крім впливу на ряд морфофізіологічних показників, змінює швидкість росту і розвитку, лінійні показники риб у окремі періоди розвитку, пластичні і меристичні ознаки [4, 5, 7].

Вплив токсичних речовин на риб відбувається на всіх етапах їхнього розвитку від запліднення ікри до статевозрілих особин. Але найбільш вразливою ланкою в процесі онтогенетичного розвитку риб є ембріональний і ранній постембріональний період. Тому реакцію риб на хімічне забруднення води внаслідок антропогенного впливу, як правило визначають за дією токсичного фактору на ранніх стадіях онтогенезу [11]. Крім того, стадії розвитку риб, які зазнають найбільшого впливу токсикантів, використовують для обґрунтування ГДК забруднювачів води. Ці ж стадії розвитку риб беруть до уваги і при розробці способів біотестування природних водойм при забрудненні води ксенобіотиками різного походження [12].

Відомо, що реакція риб на різні види забруднювачів залежить від їхнього виду, концентрації у воді, механізму дії, депонуючої здатності, швидкості детоксикації та їх виведення з організму, а також інших факторів [13].

Вплив різних забруднювачів води на риб пов'язують із порушенням діяльності центральної нервової системи, що викликає дисфункцію різних органів і систем організму. Негативна дія органічних забруднювачів води на риб проявляється на популяційному, генетичному, морфофізіологічному і молекулярному рівнях. Це

підтверджено впливом різних пестицидів та детергентів на риб, що проявляється у збільшенні числа хромосомних аберацій у статевих клітинах, зміною числа хребців, виникненням аномалій осьового скелета у плітки [5]. Деякі з органічних забруднювачів води у незначних концентраціях позитивно впливають на розвиток ікри коропа, а при високих – викликають протилежний ефект [10]. Серед забруднювачів води ставів рибогосподарського призначення особливу увагу дослідників привертають азотовмісні сполуки – нітрати, нітроти та аміак [14]. У рибу на дію нітратів води, які проникають у кров і тканини через зябра, виникають значні зміни метаболічних процесів у організмі, пов'язані із метгемоглобінемією, гіпоксією і анемією [8].

Більшою мірою, ніж нітрати на рибу впливає амонійний азот, який здатний викликати токсикоз, активувати механізми його зв'язування та перетворення у менш токсичні сполуки [15].

Як зазначалось раніше, найбільш негативний вплив на рибу здійснюють різні види забруднювачів на ранніх етапах онтогенезу [10]. Дія токсикантів на рибу у цей період залежить від концентрації у воді, швидкості проникнення через оболонку ікри в перевітелінову рідину, а також від кумуляційної здатності ксенобіотиків. Як засвідчено одержаними даними, ймовірно, що білки оболонки ікри утворюють із молекулами забруднювачів води стійкі комплекси, які запобігають їхньому проникненню в клітину. Це може бути одним із захисних механізмів щодо негативного впливу токсикантів на ембріональний розвиток риби [4, 16].

Отже, ксенобіотики різної хімічної природи і механізму дії, потрапляючи у природні водойми із стічними водами тваринницьких підприємств негативно впливають на розвиток ікри, викльов личинок, їхню збереженість, ріст і розвиток, порушують фізіологічні процеси і пластичний обмін в тканинах, що веде до значних змін морфометричних ознак у різних видів риби.

Із зростанням антропогенного тиску на водні екосистеми, зокрема тваринницьких об'єктів, спостерігають значні зміни фізіолого-біохімічних процесів у організмі риби. Токсиканти води впливають на структуру популяцій риби, окремих організмів, зовнішні ознаки, внутрішні органи, морфологічні показники крові, пластичний обмін, структуру і функції окремих клітин, а також на генетичний апарат ядер [5, 17]. Проведеними дослідженнями виявлені зміни морфологічних показників різних відділів головного мозку дворічок коропа за дії високої концентрації нафти у воді. У мозку риби дослідної групи встановлені дрібні крововиливи, порушення структури нейронів, які характеризувались зменшенням ядра і виникненням каріоцитолізу, набуханням цитоплазми та її вакуолізацією. З подовженням терміну впливу токсикантів нафти в судинах нервової тканини риби спостерігали гемокоагуляційні порушення, які пов'язані із значною кількістю крововиливів. У отруєних рибах також виявлено периваскулярний і перицелюлярний набряк, дрібні вогнища некрозу [17].

Погіршення екологічного стану водних об'єктів за потрапляння у воду сирої нафти негативно впливало і на паренхіматозні органи риби, зокрема печінку, а також м'язи [18]. На основі одержаних результатів автори прийшли до висновку про порушення у риби гістогематичного бар'єру, що приводить до накопичення ендотоксинів у крові і тканинах, порушенню пластичного обміну.

Антропогенне навантаження на природні водойми, крім впливу на зовнішні ознаки риби, викликає патологічні зміни паренхіми печінки в риби, про що свідчить пікноз ядер, дистрофія і некроз гепатоцитів. Змінюються й інші морфологічні ознаки печінки риби, а саме діаметр гепатоцитів, розміри ядер, зростає кількість

двоядерних клітин. Одержані дані щодо зміни гістоморфометричних параметрів у риб рекомендують використовувати в системі біоіндикації для комплексної оцінки антропогенного забруднення природних водойм [18].

Зростаюче з року в рік антропогенне навантаження, особливо на закриті водойми – стави та озера, а також водосховища вимагає постійного контролю за вмістом у воді забруднюючих компонентів. Надійним індикатором екологічного стану даних водойм є морфометричні ознаки риб, які не здатні мігрувати на значні відстані, а залишаються тривалий час як компоненти водних екосистем. У якості індикаторів забруднення водних екосистем рекомендовано використовувати ряд анатомічних і морфологічних показників. Забруднення води нафтопродуктами, хлорорганічними пестицидами, а також важкими металами викликало в бичка-кругляка *Neogobius melanostomus* L., виловленого в акваторії Азовського моря, забрудненої вищевказаними ксенобіотиками, викликало зміну ряду морфологічних показників, біохімічних процесів і молекулярних біомаркерів у тканинах [17].

У риб за впливу токсикантів змінюється величина гепатосоматичного і гонадосоматичного індексу, спостерігається порушення функції печінки, знижується репродуктивна функція, підвищується вміст цитохромів P₄₅₀ і B₅, а також активність глутатіон – S-трансферази в мікосомальній фракції гепатоцитів печінки.

Отже, на основі наведених даних можна зробити висновок про важливе значення морфологічних ознак і молекулярних біомаркерів риб, які змінюються при забрудненні води ксенобіотиками антропогенного походження, для оцінки екологічного стану природних водойм, у тому числі і при потраплянні стоків тваринницьких підприємств.

Ще більш суттєві зміни гематологічних показників у риб реєструють при забрудненні води ксенобіотиками різного походження. Відомо, що морфологічний склад крові зазнає різних змін значно раніше, ніж зовнішні ознаки риб [18, 19].

В якості тестів з контролю екологічного стану водойм рекомендують використовувати концентрацію гемоглобіну, кількість еритроцитів і лейкоцитів у крові, а також окремі фракції лейкоцитів. Показано, що у риб із забруднених водойм спостерігали згущення крові внаслідок надходження значної кількості незрілих форм клітин крові з кровотворних органів [29]. Вважають, що ксенобіотики проникаючи в організм риб діють не тільки безпосередньо на клітини крові, прискорюючи їхній розпад, а потрапляючи до клітин кровотворних органів, впливають на їхню структуру та функції, що і призводить до зміни морфологічного складу крові [7, 8, 19].

Зміни морфологічного складу крові риб відбуваються також і під впливом гербіцидів, які найчастіше забруднюють внутрішні водойми, особливо в зоні діяльності сільськогосподарських підприємств [4]. Встановлено, що гербіциди різного хімічного складу, додані у воду акваріума у кількості 2 ГДК, а саме амонійна сіль 2,4-дихлорфеноксіцтова кислота, зенкор та раундап, збільшували на 7 добу експерименту кількість еритроцитів і концентрацію гемоглобіну в крові дворічок коропа, знижували кількість лейкоцитів і кольоровий показник крові [20]. Крім того у риб за гербіцидного навантаження реєстрували зниження ШОЕ, підвищення в'язкості крові за відносно сталих значень швидкості згортання крові. Автори зробили висновок про безпосередній вплив гербіцидів на клітини крові після проникнення їх через зябра в організм, що супроводжується зміною її морфологічного складу та фізичних показників [4].

Більш суттєві зміни щодо негативного впливу гербіцидів на гематологічні показники зареєстровано у риб молодшого віку, які ще не виробили в повній мірі

адаптаційні механізми детоксикації цих сполук у організмі. Гербіциди раундап і зенкор, внесені у воду акваріума перед посадкою риб та витримування їх у цих умовах протягом 21 доби, змінювали морфологічний склад крові, її фізичні показники та концентрацію гемоглобіну у цьоголіток коропа. Про це свідчать значні зміни кількості еритроцитів і лейкоцитів, концентрації гемоглобіну, кольорового показника, ШОЕ та густини крові впродовж експерименту [20].

Ксенобіотики знижували у крові однорічок коропа кількість еритроцитів і лейкоцитів, концентрацію гемоглобіну, викликали нейтропенію, еозинопенію та лімфоцитоз. Крім того у риб дослідних груп зареєстровано зниження вмісту загального білка, підвищення рівня альбумінів і зменшення кількості β - та γ -глобулінів у плазмі крові. Автори зробили висновок про вплив даного ксенобіотика на морфологічний склад крові та показників імунного захисту організму риб.

Гематологічні показники риб можуть характеризувати не тільки стан фізіологічних процесів у організмі, а й використовуватись у біомоніторингу екологічного стану природних водойм. Це підтверджено зміною показників лейкоцитарної формули крові сіга звичайного *Coregonus lavaretus* L., виловленого із водойми забрудненої стічними водами металургійного підприємства, які містили значну кількість сірки, важких металів, поліциклічних ароматичних вуглеводнів та інших органічних забруднювачів [21].

Дослідження проведені на райдужній форелі (*Oncorhynchus mykiss* L.) із штучної водойми, створеної за рахунок видобутку піску, показали суттєві зміни структури еритроцитів і нейтрофілів на фоні сталих значень лейкоцитів і тромбоцитів. Вважають, що вказані зміни морфологічного складу крові риб відбулися за рахунок негативного впливу іонів металів, які утворились у ґрунті під час видобутку піску під дією кисню повітря.

Показано негативний вплив різних ксенобіотиків на поведінку, дихальну функцію і виживаність цьоголіток риб. Крім того, на шкірі та плавцях риб спостерігали крововиливи, утворення значної кількості слизу, зниження маси тіла та виживаності риб, що, як вважають дослідники, було наслідком токсичного впливу нафтопродуктів. У риб дослідних груп зареєстровано значне зниження концентрації гемоглобіну в крові, перерозподіл кількості різних форм лейкоцитів – збільшення або зменшення числа нейтрофілів у різних варіантах досліді, а також зменшення в 2–3 рази кількості мієлоцитів, метамієлоцитів і паличкоядерних нейтрофілів порівняно з контролем [6].

Крім того, у риб дослідних груп за тривалої дії різної концентрації нафти порівняно з контролем встановлено значне підвищення колоїдної стабільності білків сироватки крові, що свідчить про порушення білоксинтезуючої функції печінки у відповідь на негативний вплив органічних компонентів вищевказаного забруднювача [22]. Відмічено також зміну процесів ПОЛ у риб дослідних груп, на що вказує значне підвищення вмісту компонентів спонтанного і аскорбатзалежного процесів, а також рівня МДА в м'язах.

Забруднювачі води різної хімічної природи, проникаючи в організм риб і накопичуючись у тканинах, здатні змінювати, а в більшості випадків негативно впливати на фізіологічні процеси, викликати за тривалої дії суттєві відмінності морфологічних ознак, гематологічних показників, компонентів пластичного обміну в тканинах, що може характеризувати екологічний стан природних водойм. За антропогенного навантаження на природні водойми їхтіофауна зазнає найбільшого негативного впливу, оскільки знаходиться на вершині харчового ланцюга,

про що свідчить зниження чисельності не тільки окремих видів, але й більшості популяцій [23, 24].

Вивчаючи особливості морфологічного складу крові риб прийшли до висновку, що такі показники як кількість та патології еритроцитів, а також частота їх абератних форм можуть бути надійними критеріями оцінки екологічного стану водних екосистем [25]. Показано, що домінуючими патологіями еритроцитів у риб із забрудненої водойми є їхня деформація, ацентричне ядро, вакуолізація цитоплазми, зморщення, виникнення веретеноподібної форми клітин [16].

Вплив забруднення води на морфологічний склад крові показано і іншими багаточисельними дослідженнями [16, 20]. Відмічають, що найбільш поширеними патологіями крові у риб при забрудненні води є деструктивні зміни еритроцитів, зокрема пойкилоцитоз, вакуолізація цитоплазми, порушення структури мембран, потовщення ядра. Основними ж змінами структури ядер еритроцитів риб при дії іонів свинцю є каріопікноз, хроматиноліз, каріолізис, каріорексис, деформація ядра, поява протуберанців – порушення структури хроматину, що викликає втрату функцій клітиною [26].

На морфологічний склад крові риб впливає і бактеріальне забруднення води, зокрема збудниками хвороб. У риб за аеромонозу встановлено зниження відносного числа еозинофілів, базофілів, підвищення кількості юних і паличкоядерних нейтрофілів, значне зменшення сегментоядерних нейтрофілів на фоні лімфоцитопенії і моноцитопенії [27, 28]. Зсув лейкоформули крові коропів вліво під впливом бактеріальної інфекції свідчать про порушення функціонального стану кровотворних органів.

Забруднення води озер важкими металами, а саме: Кадмієм, Плюмбумом, Нікелем і Купрумом, які знаходяться в регіоні з інтенсивно розвиненим сільським господарством, також впливало на морфологічний склад крові і показники метаболізму в тканинах коропа. Так, у риб із досліджуваних озер встановлені відмінності за такими показниками як концентрація гемоглобіну, кількість деяких клітин крові, а також вміст глюкози, білків, тригліцеридів, загальних ліпідів, активність аланін- і аспартатамінотрансферази та лужної фосфатази крові [28].

Отже, на підставі аналізу наведених літературних джерел можна зробити висновок про важливу роль морфологічного складу крові риб в оцінці екологічного стану водойм.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Мехед О. Б. Накопление гербицидов группы 2,4-Д в организме карпа разного возраста. *Гидробиологический журнал*. 2006. № 3. С. 61–65.
2. Юровицкий Ю. Г., Сидоров В. С. Эколого-биохимический мониторинг и эколого-биохимическое тестирование в районах экологического неблагополучия. *Изд. РАН. Серия: Биология*. 1993. № 1. С. 74–82.
3. Харченко Т.А., Протасов А.А., Ляшенко А.В. Биоразнообразие и качество среды антропогенно измененных гидроэкосистем Украины. Киев : ИГБ НАН Украины, 2005. 314 с.
4. Жиденко А. О., Кривопиша В. В. Морфофизиологические адаптации разновозрастных групп *Cyprinus carpio* L под действием гербицидов. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного ун-ту ім. В. Гнатюка*. Серія: Біологія. Спец. випуск. *Гідроекологія*. 2010. № 2(43). С. 185–188.
5. Таликина М. Г. и др. Анализ изменчивости морфологических показателей, раннего гематогенеза и мутагенного эффекта у молоди плотвы после воздействия токсикантов на свободные эмбрионы. *Вопросы ихтиологии*. 2000. № 6. С. 816–825.

6. Моисеенко Т. И., Лукин А. А. Патологии рыб в загрязненных водоемах и их диагностика. *Вопросы ихтиологии*. 1999. № 4. С. 535–547.
7. Курбатова І. М., Тупицька О. М. Вплив абіотичних факторів на організм прісноводних риб (літературний огляд). *Вісник Запорізького національного університету. Біологічні науки*. 2015. № 2. С. 99–108.
8. Тупицкая О. Н., Смоленский О. О., Курбатова И. Н. Биохимические показатели крови карпа (*Cyprinus carpio* L.) под воздействием алифатических аминов. *Вестник Тверского государственного университета*. 2015. № 4. С. 33–40.
9. Курбатова І. М., Тупицька О. М., Смоленський О. О. Вплив антропогенних чинників на якість води рибогосподарської водойми ЗАТ «Антонов» с. Круглик. *Питання біоіндикації та екології*. 2014. № 1. С. 107–115.
10. Худияш Ю. Н., Потрохов А. С., Зиньковский О. Г. Выживаемость икры карпа на ранних стадиях эмбриогенеза под воздействием N-оксида-2,6-диметилпиридина. *Гидробиологический журнал*. 2003. № 6. С. 83–89.
11. Курбатова І. М., Цедик В. В., Свириденко Н. П. Розвиток ікри та виживання ембріонів коропа за дії нандролону. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка*. Серія: Біологія. 2013. № 3(56). С. 53–56.
12. Венецианов Е. В., Кузьмич В. Н. О методах расчета нормативов предельно допустимой нагрузки химических веществ на водные объекты. *Мелиорация и водное хозяйство*. 2000. № 3. С. 36–38.
13. Жиденко А. А. и др. Влияние гербицидов различной химической структуры на углеводный обмен в организме карпа. *Гидробиологический журнал*. 2009. № 5. С. 70–81.
14. Tripathi G., Shasmal J. Reparation of chlorpyrifos-induced impairment by thyroxine and vitamin C in fish. *J. Ecotoxicology Environmental Safety*. 2010. Vol. 73. № 6. P. 1397–1401.
15. Романенко В. Д., Потрохов А. С., Зиньковский В. Г. Физиологические особенности адаптации карпа к повышенному содержанию аллохтонного азота в воде. *Гидробиологический журнал*. 2008. № 3. С. 48–55.
16. Жиденко А. А. Влияние гербицидов на гематологические показатели двухлеток карпа. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного ун-ту ім. Володимира Гнатюка*. Серія: Біологія. Спец. випуск. «Гідроєкологія». 2005. № 3(26). С. 157–158.
17. Давыдов О. Н., Темниханов Ю. Д., Куровская Л. Я. Патология крови рыб. Киев : Медінформ, 2005. 212 с.
18. Моисеенко Т. И. Экотоксикологический подход к оценке качества вод. *Водные ресурсы*. 2005. № 2. С. 184–195.
19. Жиденко А. А. Гематологические показатели двухлеток карпа в условиях гербицидной загрузки. *Вісник Дніпропетровського національного університету ім. Олеся Гончара*. Серія: Біологія. Екологія. 2008. Т. 1. Вип. 16. С. 38–44.
20. Королева И. М. Использование гематологических показателей сига в целях биомониторинга в водоемах Мурманской области. Современные методы исследования состояния поверхностных вод в условиях антропогенной загрузки зб. материалы док. междунар. научн.-практич. конф. Борок, 2017. С. 45–47.
21. Андреева А. М. Структурно-функциональная организация альбуминовой системы крови рыб. *Вопросы ихтиологии*. 1999. № 6. С. 825–830.
22. Cavalcante D. G., Martinez C. B., Sofia S. H. Genetoxic effect of Roundap on the fish *Prochilodus lineatus*. *Mutation Research: Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 2008. Vol. 655. P. 41–46.
23. Chen Y., Yang L., Geng-dong H. Toxicity of pesticide Puta super for genetic structure of fish. *J. Agro-Environmental Science*. 2006. V. 25. № 2. P. 295–300.
24. Дятлов С. Е. Роль и место биотестирования в комплексном мониторинге морской среды. *Экология моря*. 2000. № 51. С. 83–87.

25. Коваль В. О. Зміни морфологічних та фізіолого-біохімічних показників коропа лускатого за дії іонів свинцю. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: зб. матеріалів міжнар. наук. конф. Дніпропетровськ, 2013. С. 95–96.

26. Гаркуша І. Є. Динаміка змін показників клітинного складу крові коропа звичайного за умов застосування експериментального пробіотика на основі *Bacillus subtilis* *Lactobacillus*. Вісник Житомирського національного агроекологічного ун-ту. 2015. № 3(52). С. 198–207.

27. Мазур Т. В., Гаркуша І. Є. Зміни білкових показників крові коропа за використання комплексу симбіотичних мікроорганізмів. Науковий вісник Львівського національного ун-ту вет. медицини і біотехнологій ім. С. З. Гжицького. 2016. № 3. С. 98–105.

28. Hazbije S. Effect of water quality in hematological and biochemical parameters in blood of common carp (*Cyprinus carpio*) in two lakes of Kosovo. *NEsciences*. 2018. Vol. 3(3). P. 323–332.

УДК 639.3

DOI <https://doi.org/10.32851/2226-0099.2022.126.39>

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА СТАНУ РИБОГОСПОДАРСЬКИХ СТАВІВ ПРИ ВИРОЩУВАННІ КОРОПОВИХ РИБ У ХЕРСОНСЬКІЙ ОБЛАСТІ

Лошкова Ю.М. – к.с.-э.н.,

асистент кафедри водних біоресурсів та аквакультури,

Херсонський державний аграрно-економічний університет

Останнім часом спостерігається загострення питання стосовно якості водного середовища при вирощуванні рибопосадкового матеріалу коропових риб у ставах впродовж вегетаційного сезону. Загроза забруднення води у рибницьких ставах під час високих температур води залишається високою. Тому сьогодні є актуальним питання екологічної оцінки якості води рибницьких ставів півдня України з метою їх використання для вирощування рибопосадкового матеріалу коропових видів риб з подальшим вселенням у природні водойми. У статті наведені результати спеціальних досліджень вивчення якості води у ставах господарства Херсонської області щодо їх придатності для вирощування коропових риб. Екологічна оцінка якості води рибницьких ставів проводилася завдяки дослідженням абіотичних і біотичних параметрів водного середовища. Було встановлено, що середньосезонна прозорість води у ставах складала 0,15–0,21 м. Рівень кисню у воді за сезон у середньому був 4,3–7,2 мг/дм³, тобто у межах нормативних вимог. Середні значення рН за сезон дорівнювало 7,4–8,0, що в цілому є в межах норми, однак максимальні показники в окремі періоди сезону перевищували допустимі. В окремі періоди сезону у ставах був напружений газовий режим і виникала негайна потреба в проведенні заходів по покращенню їх екологічного стану. Для цього застосовувалося ванпування ставів та подача свіжої води.

Середньосезонна біомаса фітопланктону у ставах складала 18,1–31,9 г/м³, зоопланктону – 0,6–2,1 г/м³, зообентосу – 0,9–5,1 г/м³, що свідчить про достатній рівень забезпечення природним кормом коропових риб. Виконані спеціальні дослідження у цілому свідчать про задовільний стан води у ставах господарства, що, у свою чергу, підтверджує той факт, що екологічна ситуація у ставах є сприятливою і не створює загрози для вирощування рибопосадкового матеріалу коропових риб.

Ключові слова: якість води, фізико-хімічний режим, гідробіологічний режим, рибницькі стави, коропові риби.