

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ПОЛІСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет Лісового господарства та екології
Кафедра Загальної екології

Кваліфікаційна робота
на правах рукопису

МОСІЄНКО НАТАЛІЯ МИКОЛАЇВНА

КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА
**ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА РІВНЯ БІОКУМУЛЯЦІЇ ВАЖКИХ
МЕТАЛІВ В ТКАНИНАХ ТА ОРГАНАХ ПРОМИСЛОВИХ РИБ
ЖИТОМИРСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА**

101 «Екологія»

Подається на здобуття освітнього ступеня «Магістр»

Науково-професійна робота містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

Н.М. Мосієнко

(підпис, ініціали та прізвище здобувача вищої освіти)

Науковий керівник

Іщук Оксана Василівна

(прізвище, ім'я, по батькові)

К.С.-Г.Н., доцент

(науковий ступінь, вчене звання)

Житомир – 2020

АНОТАЦІЯ

Мосієнко Н.М. Екологічна оцінка рівня біокумуляції важких металів в тканинах та органах промислових риб Житомирського водосховища. – Кваліфікаційна робота на правах рукопису.

Кваліфікаційна робота на здобуття освітнього ступеня магістра за спеціальністю 101 – екологія. – Поліський національний університет, Житомир, 2020.

Зміст анотації: Дипломна робота містить 31 сторінку, 6 таблиць, 3 рисунки. Список використаних літературних джерел налічує 46 позицій.

Об'єктом дослідження є закономірності накопичення важких металів тканинами та органами промислових видів риб.

Метою є дослідження й оцінка накопичення важких металів тканинами і органами промислових видів риб з різних екологічних груп Житомирського водосховища.

В Розділі 1 наведено аналітичний огляд літератури за темою кваліфікаційної роботи; в Розділі 2 – програма, методика та характеристика предмета дослідження, в Розділі 3 – представлені результати експериментальних досліджень.

Ключові слова: ЖИТОМИРСЬКЕ ВОДОСХОВИЩЕ, ВАЖКІ МЕТАЛИ, БІОКУМУЛЯЦІЯ, КОЕФІЦІЄНТ БІОЛОГІЧНОГО НАКОПИЧЕННЯ, БІОІНДИКАЦІЯ.

ANNOTATION

Mosienko NM Ecological assessment of the level of bioaccumulation of heavy metals in the tissues and organs of commercial fish of the Zhytomyr Reservoir. - Manuscript qualification work.

Qualification work for a master's degree in specialty 101 - ecology. - Polissya National University, Zhytomyr, 2020.

Annotation content: Thesis contains 31 pages, 6 tables, 3 figures. The list of used literature sources has 46 position.

The object of the study is the patterns of accumulation of heavy metals by tissues and organs of industrial fish species.

The aim is to study and evaluate the accumulation of heavy metals by tissues and organs of industrial fish species from different ecological groups of the Zhytomyr Reservoir.

Section 1 provides an analytical review of the literature on the topic of qualifying work; in Section 2 - the program, methods and characteristics of the subject of study, in Section 3 - presents the results of experimental research.

Key words: ZHYTOMYR RESERVOIR, HEAVY METALS, BIOACCUMULATION, BIOLOGICAL ACCUMULATION COEFFICIENT, BIOINDICATION.

ЗМІСТ

ВСТУП	7
РОЗДІЛ 1. БІОЛОГІЧНІ РОЛЬ І ТОКСИЧНІСТЬ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ДЛЯ ГІДРОБІОНТІВ	10
РОЗДІЛ 2. ПРОГРАМА, МЕТОДИКА ТА ХАРАКТЕРИСТИКА ПРЕДМЕТА ДОСЛІДЖЕНЬ	13
2.1. Програма проведення дослідження	13
2.2. Методика проведення дослідження	13
2.3. Характеристика предмета дослідження	14
РОЗДІЛ 3. ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ВМІСТУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В ТКАНИНАХ ТА ОРГАНАХ ПРОМИСЛОВИХ РИБ ЖИТОМИРСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА	17
3.1. Вміст важких металів в тканинах і органах промислових видів риб Житомирського водосховища	17
3.2. Вплив займаної екологічної ніші на накопичення важких металів в тканинах і органах риб	21
3.3. Вплив забруднення води Житомирського водосховища на накопичення металів в іхтіофауні	22
3.4. Особливості надходження і накопичення важких металів у м'язах риб Житомирського водосховища при комплексному впливові печінки зябер	i 25
ВИСНОВКИ	28
ПРАКТИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ	29
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ІНФОРМАЦІЙНИХ І ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ	30

ВСТУП

Актуальність дослідження. У зв'язку з проблемою забруднення навколишнього природного середовища продуктами техногенезу об'єктом уваги екологічного моніторингу стали важкі метали (ВМ), які потрапляють у водойми зі стоками і змивами з територій промислових підприємств, сільгоспугідь, міст і великих населених пунктів. Важкі метали відносяться до консервативних забруднюючих речовин, що не розкладаються в природних водоймах, а лише змінюють форми свого існування, перерозподіляючись між біотичними і абіотичними ланцюгами.

Риби, займають в біоценозі водних екосистем верхній трофічний рівень, тому мають здатність акумулювати ВМ, ступінь накопичення яких залежить від гідрохімічних показників навколишнього середовища і належності виду до тієї або іншої екологічної групи: бентофаг, планктофаг, еврифаг, хижак.

Житомирське водосховище, розташоване в районі, має високий рівень антропогенного навантаження, що впливає на якість водних і біологічних ресурсів. Риби є компонентом харчового раціону населення, тому інформація про вміст важких металів в них має важливе практичне значення, оскільки надлишок вмісту металів в рибній продукції буде відображатися на здоров'ї людини як споживача продукції. Ці фактори визначають актуальність дослідження, результати якого можуть бути використані у розвитку біоекологічного підходу до моніторингу водних об'єктів при забрудненні сполуками важких металів.

Мета роботи. Дослідження і оцінка накопичення важких металів тканинами і органами промислових видів риб з різних екологічних груп Житомирського водосховища.

Завдання дослідження:

1. Дослідження вмісту і розподілення важких металів (заліза, цинку, міді, хрому, свинцю) в тканинах і органах промислових видів риб Житомирського водосховища (ляща, плітки, судака).

2. Оцінити акумулятивні властивості важких металів і вплив абіотичних факторів середовища на їх накопичення в рибах Житомирського водосховища.

3. Визначити пріоритетні шляхи надходження важких металів в м'язи риб з різних екологічних груп, при комплексному впливові печінки і зябер.

Об'єкт дослідження – закономірності накопичення важких металів тканинами та органами промислових видів риб.

Предмет дослідження – гідробіонти (лящ, плітка, судак), важкі метали.

Методи дослідження. В процесі виконання роботи були використані загальнонаукові та спеціальні методи дослідження: польовий (відбір зразків риби, води); лабораторний (визначення вмісту важких металів у зразках води, риби та бентосу), статистичний (обробка експериментальних даних).

Наукова новизна одержаних результатів:

Вперше для Житомирського водосховища за єдиною схемою визначені вікові періоди максимального накопичення важких металів у промислових видів риб родин Коропових (*Cyprinidae*) та Окуневих (*Percidae*), які займають різні екологічні ніші. У біоекологічному аспекті проведено комплексне дослідження і порівняльна оцінка вмісту і розподілу важких металів між тканинами і органами промислових видів риб. Розширено уявлення про пріоритетні шляхи надходження і накопичення металів в м'язах в залежності від видової належності гідробіонтів.

Практичне значення одержаних результатів. Результати дослідження доповнюють дані про вплив біотичних і абіотичних факторів на вміст ВМ в рибах Житомирського водосховища і розширюють уявлення про роль окремих органів на накопичення важких металів у м'язах риб. Результати роботи використані під час моніторингу стану водних біологічних ресурсів Житомирського водосховища на контрольно-спостережних пунктах. Отримані результати можуть бути використані для оцінки екологічного стану водних екосистем, служити основою для проведення біоіндикаційних досліджень та іхтіологічного моніторингу водойм, в лекційних курсах факультету лісового господарства та екології.

Апробація результатів дослідження. Основні положення і результати дослідження у 2019-2020 рр. апробовані на наукових семінарах і представлені на конференціях, зокрема:

- Всеукраїнській науково-практичній конференції «Сучасні екологічні проблеми урбанізованих територій»;
- Студентській конференції «Магістерські читання – 2020»;
- Міжнародній науково-практичній конференції «Органічне виробництво і продовольча безпека».

Основні положення, що виносяться на захист:

1. Вміст і розподіл ВМ за тканинами і органами промислових видів риб Житомирського водосховища.

2. На акумуляцію і динаміку накопичення ВМ в рибі впливають стать, вік і екологічна ніша.

3. Рівень накопичення важких металів у тканинах і органах промислових видів риб Житомирського водосховища залежить від гідрохімічних показників води.

4. Пріоритетний шлях надходження важких металів в м'язи риб визначається екологічною нішею і умовами навколишнього середовища, які визначають форми існування і біодоступність металів.

РОЗДІЛ 1

БІОЛОГІЧНІ РОЛЬ І ТОКСИЧНІСТЬ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ДЛЯ ГІДРОБІОНТІВ

Водні екосистеми – це природне водне середовище, в якому живі та неживі його елементи взаємодіють як єдине функціональне ціле і пов'язані між собою обміном речовин та енергією. Хімічний склад поверхневих вод формується під впливом сукупності природних і антропогенних факторів. Стічні води містять нафтопродукти, іони важких металів, безліч різноманітних сполук [2, 5, 6, 14, 15, 24, 25, 46].

Особливо небезпечними для водних екосистем серед інших поллютантів є важкі метали. Вони відносяться до класу консервативних забруднюючих речовин, які не розкладаються в природних водах, а лише змінюють форму свого існування, зберігаються в них тривалий час навіть після ліквідації джерела забруднення [1, 2, 4, 7, 9, 11, 17, 18, 20-25, 29-31, 33, 35, 37, 39, 43-44].

Форми існування металу в природних водоймах визначаються впливом значної кількості факторів і процесів, які визначають надходження, вміст та просторово-часовий розподіл металів по компонентах екосистем. Ці процеси умовно можна розділити на фізичні, хімічні і біологічні. Фізичні процеси (розбавлення, випаровування, осідання) призводять до зміни концентрації і перерозподілу металів у водних екосистемах, не зменшуючи їх абсолютної кількості [9, 21, 24, 30, 31, 35, 39, 42, 43]. Під час протікання хімічних процесів (комплексотворення, гідроліз, сорбція, коагуляція) і біологічних процесів (поглинання живими організмами) змінюється не лише концентрація металів, а й їх абсолютна кількість у водних екосистемах. Тому ці процеси є визначальними у загальному процесі формування якості природних вод, токсичності і біодоступності металів для гідробіонтів [42].

Важкі метали у водних екосистемах можуть виявляти різну токсичність. Токсичний вплив важких металів на рибу, їх розподіл між різними тканинами і органами залежить від валентності металу, його форми знаходження у водному

середовищі [1, 3, 7, 11, 17, 19, 21, 23, 25, 30, 33, 38, 44]. Практично всі солі важких металів пригнічують клітинний і гуморальний імунітет (фагоцитарну активність лейкоцитів, бактерицидну активність сироватки крові та інтенсивність антитілоутворення). Високий рівень забруднення важкими металами водного середовища призводить до розвитку аномалій у будові внутрішніх органів – морфологічних відхилень і каліцтв, які викликані порушенням гомеостазу, розвитку і спадковими змінами в генофонді популяції [1, 6, 7, 16, 23, 34].

Головною характеристикою міграції будь-яких забруднюючих речовин по харчових ланцюгах є наявність або відсутність біонакопичення від нижніх до верхніх рівнів [1, 2, 9, 10, 20, 24, 29]. Біонакопичення – це процес, в результаті якого хімічна сполука, проходячи по ланцюгу живлення, накопичується в організмах більш високого трофічного рівня [1, 6, 18, 23].

Розрізняють дві умови біонакопичення металів по ланцюгах живлення. По-перше, ефективність засвоєння у шлунково-кишковому тракті має бути досить високою. По-друге, при поглинанні, метал має залишатися тісно зв'язаним у тканинах гідробіонтів так, щоб швидкість активного або пасивного виділення його була незначною. Якщо ці умови будуть дотримуватися, консументи можуть накопичити у тканинах і органах метали в концентрації, яка перевищує їх вміст в їжі [1, 7, 11, 20].

Різниця у спектрах живлення риб значно впливає на біодоступність металів. Наприклад, бентофаг, планктофаг і хижак, мешкаючи в одних і тих же водоймах акумулюють важкі метали по різному. Ці відмінності практично неможливо вибудувати в єдину систему [6, 18, 20, 24, 29].

Ряд авторів обумовлюють суттєві відмінності щодо вмісту важких металів у представників різних систематичних груп впливом типів живлення, екологічною нішею риби, поведінкою самого металу в природних водоймах. Відмічено, що риби – бентофаги більшою мірою накопичують алюміній, залізо, планктофаги – хром, цинк, мідь, стронцій [18, 20, 29]. Відносно високий вміст заліза і алюмінію у бентофагів обумовлений утворенням важкорозчинних сполук, які збагачують донні відклади і бентосні організми. Детрит,

які правило, концентрує в собі найбільшу кількість важких металів серед інших компонентів водної екосистеми [2, 4, 9, 22, 24, 31, 37]. Планктонними організмами (мешканцями пелагічної частини водної товщі) переважно акумулюються метали, для яких розчинна форма існування в природних водах є домінуючою. Наприклад, головним чином міститься у вигляді розчинних хромат- і біохромат іонів [4, 9, 22, 37].

Окрім впливу типів живлення, екологічної ніші гідробіонтів, чималу роль у міграції металів по компонентах екосистем відіграє взаємодія організмів різних трофічних рівнів, структура ланцюга живлення в межах одного угруповання. Споживання планктонних і бентосних організмів впливає на передачу металів (таких як Zn, Cu, Pb) через більш низькі трофічні рівні до риби. Ускладнення горизонтальної і вертикальної структури харчової мережі може знижувати вміст металів в рибі. Підвищений вміст металів в організмі риб свідчить про значну їх концентрацію у водному середовищі, акумуляції останніх в трофічних ланцюгах, функціональному порушенні у всіх ланках екосистеми [1, 4, 7, 11, 22, 24, 34, 39].

Вплив важких металів на організм різноманітний, відмічається їх двояка біологічна роль: метали як елементи, необхідні для життя, і метали як токсиканти. Це обумовлено біохімічними функціями, які виконують в організмі, фізико-хімічними властивостями, індивідуальними особливостями поведінки металів в природних водах, формами існування металів у водних екосистемах [1-5, 28].

Таким чином, для вироблення більш коректного науково-обґрунтованого екологічного моніторингу і оцінки стану водойм, регулювання господарської діяльності на водні об'єкти, вироблення науково-доцільних методів прогнозування хімічного складу природних вод, при дослідженні вмісту важких металів у водних екосистемах необхідно враховувати сукупність впливу абіотичних і біотичних факторів.

РОЗДІЛ 2

ПРОГРАМА, МЕТОДИКА ТА ХАРАКТЕРИСТИКА ПРЕДМЕТУ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1. Програма проведення дослідження

Програма дослідження включала наступні питання:

1. Теоретично обґрунтувати за інформаційними джерелами біологічну роль і токсичність важких металів для гідробіонтів (на прикладі іхтіофауни).
2. Оцінити вміст і розподіл важких металів в тканинах та органах промислових видів риби Житомирського водосховища (ляща, плітки, судака).
3. Дослідити акумулятивні властивості важких металів та вплив абіотичних факторів навколишнього середовища на їх накопичення в рибах.
4. Встановити пріоритетні шляхи надходження важких металів в м'язи риби з різних екологічних груп, при комплексному впливі печінки і зябер.

2.2. Методика проведення дослідження

Відбір зразків і проб здійснювали в період 2019-2020 рр. Відбір проб води проводили згідно ГОСТ 17.1.3.13-86 та ДСТУ ISO 5667-6-2001 [8, 13], зразків бентосу і риби – ДСТУ 2972:2015 [12, 41]. Визначення віку риби проводили за зпилами першого дорсального (лящ, плітка) і вентрального (судак) плавників.

В пробах води, зразках бентосу і риби визначався пріоритетний ряд важких металів (Fe, Zn, Cu, Cr, Pb) [26, 27, 28, 45].

Проби води по 500 мл фіксували 2,5 мл азотної кислоти (марки х.ч.) і випаровували до об'єму 5–10 мл. Проби органів та тканин риби масою близько 10 г висушували в сушильній шафі за температури 108°C до постійної маси. Потім їх спалювали за методом мокрого озолування в азотній кислоті (марки х.ч.) протягом 12–18 год до повного знебарвлення суміші, в яку додавали додатково 5–6 краплин 30% пероксиду водню (марки х.ч.) [26, 27, 28]. Кількісне визначення концентрації важких металів у воді та органах і тканинах промислових риби здійснювали прямим усмоктуванням розчину у пропан–бутан–повітряне полум'я за допомогою атомно-абсорбційного спектрофотометра

C-115-M1 [45]. Пробопідготовку біологічного матеріалу проводили згідно ГОСТ 26929-94. Об'єм проведених досліджень по фізико-хімічному аналізу склав по воді і бентосу близько 100 аналізів, органах риб – близько 500.

Для визначення величини накопичення важких металів рибами різного віку нами введено відносний коефіцієнт накопичення (ВКН), який дозволяє судити про ступінь акумуляції металу за 1 год: $VKN = C_i / C_{i-1}$, де C_i – вміст металу в тканині або органі риби віку i ; C_{i-1} – вміст металу в тканині або органі риби віку $i-1$.

Коефіцієнт біологічного поглинання (КБП) важких металів рибою відносно води і бентосу розраховували за формулою: $KBП = C_x / C_o$, де C_x і C_o – вміст металу в золі риби і воді (або золі бентосу) відповідно. Для кількісної оцінки матеріальної кумуляції використовують коефіцієнт накопичення (Кн), який являє собою відношення максимального вмісту металу в організмі риб (мг/кг) до його концентрації у воді (мг/л). В залежності від величини ступінь накопичення речовин за класифікацією К.К. Врочинського (1974) відносять до відповідної групи: слабка - $Kn \leq 50$; помірна - $51 \leq Kn \leq 200$; висока - $201 \leq Kn \leq 1000$; надзвичайно висока - $Kn > 1000$. Статистична обробка проводилася за допомогою стандартних пакетів Microsoft Excel і STATISTICA 6.1.

2.3. Характеристика предмета досліджень

Гідрографічна мережа Житомирської області розташована в межах басейну Дніпра. 54 % території області належить до басейну притоки Дніпра – Прип'яті, 38% території в басейні Тетерева, решта в басейні Ірпеня та Росі.

Річка Тетерів - основне джерело водного ресурсу Житомирського водосховища, також включає притоки – річки Гнилоп'ять, Гуйву та ін.

Житомирське водосховище розташоване в межах міста Житомира. На територіях, які безпосередньо прилягають до водосховища заборонено ведення будь-якої господарської діяльності (розорювання земель, випасання худоби, будівництво тощо).

За розмірами Житомирське водосховище відноситься до невеличких. Зокрема, площа водозбору становить близько 1780 км²; а площа водного

дзеркала – 390 га; загальний об'єм водосховища – 13,0 млн м³, корисний об'єм – 11,0 млн м³. Максимальна глибина водосховища – 11 м, середня – 3,2 м.

Необхідно відмітити, що останніми роками у водосховищі погіршилася якість води. Мулисті відклади (змиви з берегів, рослинні рештки) накопичуються у мілководній зоні.

Впродовж тривалої експлуатації зменшився не лише корисний об'єм водосховища, а й значно погіршилася якість води. Разом з накопиченням мулу у водосховищі неодноразово відмічалось підвищення вмісту заліза та інших важких металів, а також підвищення значень перманганатної окиснюваності. Така ситуація негативно відображається на життєдіяльності гідробіонтів, зокрема іхтіофауни.

Для дослідження ми виділили 3 види риб, які є найбільш поширеними у водах річки Тетерів (лящ, плітка та судак) і часто трапляються в уловах.

Лящ звичайний (*Abramis brama*) має наступне систематичне положення: тип – Хордові (*Chordata*), підтип - Черепні (*Craniata*), надклас – щелепнороті (*Gnathostomata*), клас – Кісткові риби (*Osteichthyes*), ряд – Коропоподібні (*Cypriniformes*), родина – Коропові (*Cyprinidae*), рід – Лящі (*Abramis*). Довжина ляща звичайного близько 30 см, іноді до 75 см, маса до 1 кг (іноді 5-6 кг). Статевозрілими лящі стають у віці 3-5 років при довжині тіла близька 25 см і масі 250 г. Тримаються зграями, особливо великими пізно восени, перед заляганням у зимувальні ями. Надає перевагу водоймам з повільною течією або стоячою водою, особливо багаточисленним є у водосховищах та озерах. Лящ є типовим бентофагом, проте окрім хірономід, бокоплавів, молюсків може живитися рослинами і планктоном. Лящ має надзвичайно високі адаптивні властивості.

Плітка звичайна (*Rutilus rutilus*): тип - Хордові (*Chordata*), підтип хребетні - (*Vertebrata*), надклас – щелепнороті (*Gnathostomata*), клас – Кісткові риби (*Osteichthyes*), ряд – Коропоподібні (*Cypriniformes*), родина – Коропові (*Cyprinidae*), рід Плітка (*Rutilus*). Плітка звичайна досягає довжини 35 см і маси до 1,3 кг. Тривалість життя до 20 років. Статевої зрілості досягає у віці 3-5 років. Вид формує жилі форми. Плітка мешкає в річках, озерах, ставках, водосховищах та каналах.

Надає перевагу ділянкам, які зарощені рослинністю. Риба зграйна. За

характером живлення плітка звичайна – еврифаг. Живляться різноманітними безхребетними та їхніми личинками, молюсками, нитчастими водоростями, мальком риб.

Судак звичайний (*Stizostedion lucioperca*): тип - Хордові (Chordata), підтип хребетні - (*Vertebrata*), надклас – щелепнороті (*Gnathostomata*), клас – Кісткові риби (*Osteichthyes*), ряд – Окунеподібні (*Perciformes*), родина – Окуневі (*Percidae*), рід – Судаки (*Stizostedion*). Це крупна риба, яка досягає довжини тіла близько 120 см і маси до 12 кг. Мешкає в річках і чистих озерах. Тривалість життя до 14 років. Статевозрілим судак звичайним стає на 4-5 році життя. Формує жилу і напівпрохідну форми. Більшу частину року проводить на дні водойми, часто між корчами, а на мілководдя і поверхню води виходить лише під час нересту. Судак – типовий хижак (живиться переважно рибою).

РОЗДІЛ 3
ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ВМІСТУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В
ТКАНИНАХ ТА ОРГАНАХ ПРОМИСЛОВИХ РИБАХ
ЖИТОМИРСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

**3.1. Вміст важких металів в тканинах і органах промислових видів
риб Житомирського водосховища**

Дослідження вмісту ВМ у тканинах і органах риб проводили в основних промислових видах Житомирського водосховища родини *Коропових* (лящ, плітка) і *Окуневих* (судак), середня багаторічна частка вилову яких становить близько 70% від загального промислового добутку.

Таблиця 3.1

**Вміст заліза, цинку в тканинах і органах промислових видах риб
Житомирського водосховища**

Тканини органи	Вміст металу, мг/кг		
	лящ	плітка	судак
	<i>Залізо, ГДК – 30,0 мг/кг</i>		
Зябра	*34,6±1,8 (1,2 ГДК)	15,9±0,9	18,4±0,9
М'язи	*81,3±4,3 (2,8ГДК)	3,4±0,18	22,4±1,5
Луска	21,5±1,3	12,6±0,9	13,5±0,9
Серце	*43,8±2,6 (1,6ГДК)	*43,4±2,6 (1,4ГДК)	20,54±1,06
Печінка	*241,9±12,3 (8,4ГДК)	*106,9±5,5 (3,6ГДК)	*44,56±2,27 (1,5ГДК)
Гонади	*48,6±2,8 (1,6ГДК)	*43,6±2,6 (1,5ГДК)	12,6±0,9
<i>Цинк, ГДК – 40,0 мг/кг</i>			
Зябра	37,6±2,1	3,54±0,21	14,55±0,77
М'язи	29,9±1,9	2,65±0,18	2,25±0,15
Луска	6,54±0,37	21,8±1,2	11,86±0,63
Серце	*50,5±2,9 (1,3ГДК)	4,74±0,28	13,56±0,68
Печінка	*92,5±4,8 (2,3ГДК)	6,53±0,37	20,4±1,4
Гонади	16,64±0,87	8,8±0,9	8,7±0,8

Примітка: ГДК – гранично допустимі концентрації важких металів;

* перевищення ГДК металу в тканинах і органах риби.

За результатами фізико-хімічного аналізу статистично значима різниця важких металів в пробах води, зразках бентосу і риби з різних районів дослідження не встановлені. Тому, в кваліфікаційній роботі представлені середні значення валового вмісту ВМ (важких металів) в пробах води, зразках бентосу і риби в Житомирському водосховищі на території Житомирської області. Валовий вміст важких металів визначали в м'язах, зябрах, серці, печінці, гонадах риб (табл. 3.1, 3.2). Валовий вміст важких металів в рибах значно відрізняється, у зв'язку з чим, можна виділити дві групи металів: залізо-цинк (перша група); мідь-хром-свинець (друга група). Для всіх видів риб (окрім судака) відмічалось перевищення ГДК по залізу в серці (до 1,5), печінці (до 8,1) та гонадах (до 1,6). Відмінною рисою ляща від інших видів риб є перевищення ГДК по залізу в м'язах і зябрах; по цинку – в серці та печінці (табл. 3.1).

Таблиця 3.2

Вміст міді, хрому й свинцю в тканинах та органах промислових видів риб

Тканини та органи	Вміст металу, мг/кг		
	лящ	плітка	судак
	<i>Мідь, ГДК – 10,0 мг/кг</i>		
Зябра	1,4±0,9	0,73±0,07	0,83±0,05
М'язи	0,54±0,07	1,44±0,11	1,24±0,1
Луска	0,44±0,06	1,43±0,09	1,62±0,09
Серце	0,73±0,07	0,94±0,09	0,84±0,08
Печінка	1,52±0,09	0,72±0,06	0,82±0,06
Гонади	0,23±0,04	0,081±0,005	0,63±0,06
<i>Хром, ГДК – 1,0 мг/кг</i>			
Зябра	0,43±0,04	0,44±0,06	0,042±0,004
М'язи	0,25±0,04	0,24±0,05	0,32±0,04
Луска	0,33±0,03	0,32±0,04	0,32±0,04
Серце	0,47±0,06	0,43±0,05	0,43±0,06
Печінка	0,052±0,006	0,031±0,004	0,11±0,03
Гонади	0,053±0,006	0,044±0,006	0,008±0,003
<i>Свинець, ГДК – 1,0 мг/кг</i>			
Зябра	0,64±0,07	0,053±0,006	0,042±0,004
М'язи	0,43±0,05	0,052±0,005	0,034±0,006
Луска	0,32±0,04	0,034±0,006	0,021±0,001
Серце	0,44±0,06	0,32±0,04	0,43±0,05
Печінка	*1,32±0,09 (1,3 ПДК)	0,11±0,02	0,72±0,05
Гонади	0,062±0,005	0,0043±0,0005	0,0053±0,0006

Високий вміст залізу і цинку для всіх видів риб може бути пов'язаний з тим, що ці метали є невід'ємною частиною біомолекул (міоглобін, гемоглобін, цитохроми), які необхідні для стійкого метаболізму, а також участю іонів заліза і цинку в процесах кровотворення і енергообміну в риб.

Вміст другої групи металів (мідь-хром-свинець) не перевищує ГДК (виключенням є свинець в печінці ляща), табл. 3.2. Максимальні значення хрому виявлено у м'язах і серці (до 0,43-0,47 мг/кг) для всіх видів риб. Значний вміст цього металу виявлений у зябрах і лусці (0,33 і 0,44 мг/кг), які беруть активну участь в обміні хрому між рибою і навколишнім середовищем. Для свинцю найбільша акумуляція відмічається в печінці (до 1.32 мг/кг) і серці (до 0,44 мг/кг).

Незалежно від видової належності риби в печінці накопичується залізо, в м'язах і серці – хром. В динаміці накопичення цинку, міді і свинцю є видові особливості, які представлені на рис. 3.1 і 3.2.

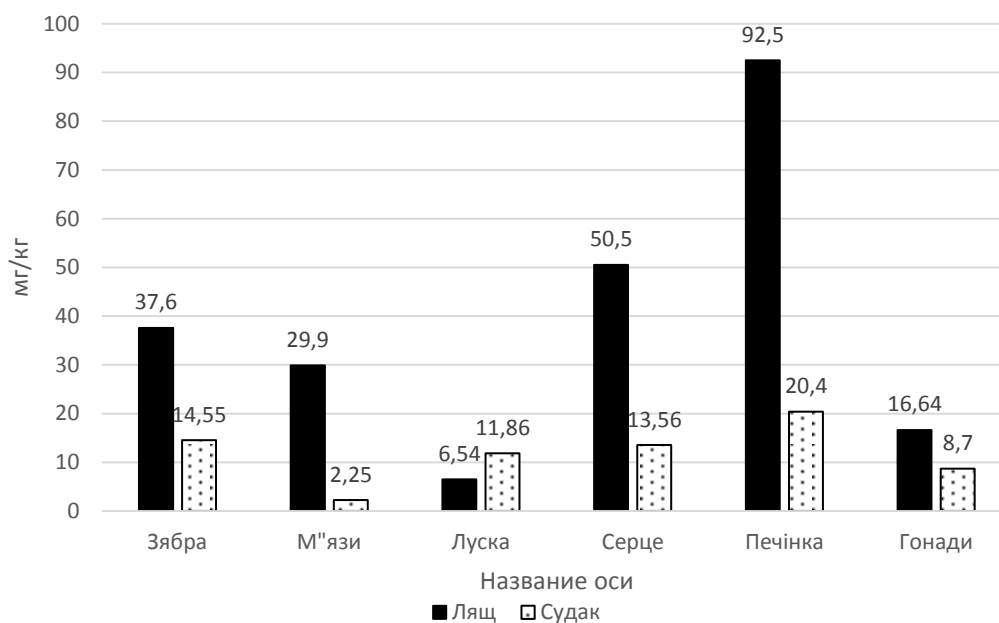


Рис. 3.1. Вміст цинку у лящі і судаку

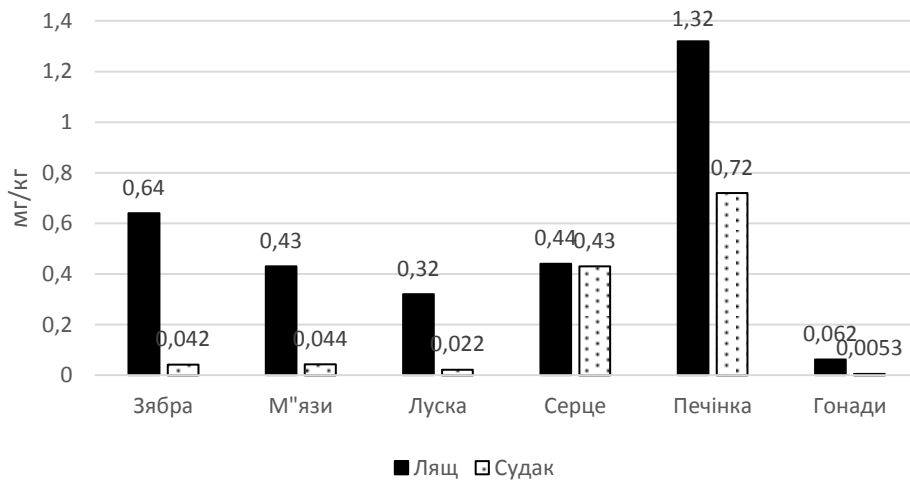
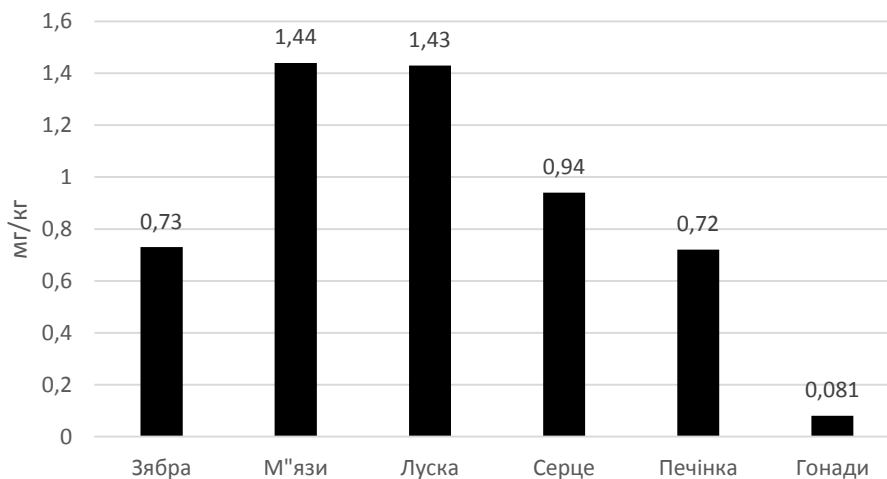


Рис. 3.2. Вміст свинцю в лящі і судаку

Динаміка накопичення цинку і свинцю в печінці ляща і судака може бути пов'язана з надходженням цих металів з кормовими об'єктами (рис. 3.1 і 3.2). Високий вміст міді в лусці плітки (1,43 мг/кг) відображає їх біодоступні форми в пелагіалі (рис. 3.3).

Незалежно від видової належності в тканинах і органах риб відмічається високий вміст заліза і цинку: перевищення ГДК по залізу (до 8,4) і цинку (до 2,3). Вміст міді, хрому і свинцю знаходиться в межах ГДК.



3.3. Вміст міді в плітці

Органом концентрації для заліза, незалежно від виду риби, є печінка; хрому – м'язи і серце. У динаміці накопичення цинку, міді і свинцю є видові особливості.

3.2. Вплив займаної екологічної ніші на накопичення важких металів в тканинах і органах риб

Риби займають верхню трофічну ланку водної екосистеми. В залежності від займаної екологічної ніші за особливостями накопичення і розподілу важких металів в тканинах і органах риб можна провести оцінку і прогнозування наслідків забруднення водних об'єктів важкими металами.

При визначенні особливостей акумуляції і розподілу важких металів в риб з різних екологічних груп були досліджені гідробіонти з різними трофічними і топічними вимогами: мешканці нижніх шарів пелагіалі: хижак – судак, бентофаг – лящ; мешканці товщі води: еврифаг – плітка.

Методом дисперсійного аналізу встановлено вплив трофічних і топічних факторів на вміст і накопичення важких металів в рибах (табл. 3.3). Для аналізу використовували особини у віці 6 років.

Таблиця 3.3

Залежність між вмістом важких металів в рибах Житомирського водосховища з різних екологічних груп, $p < 0,001$

Види риб	Критерій Фішера				
	Залізо	Цинк	Мідь	Хром	Свинець
Лящ/Плітка	F=440,2	F=104,6	F=29,9	F=34,7	F=148,5
Лящ/Судак	F=99,6	F=34,8	F=15,4	F=22,7	F=172,6
Плітка/Судак	F=108,4	F=88,7	F=18,7	F=29,4	F=487,2

Максимальна різниця у вмісті заліза, цинку, міді і хрому встановлені між бентофагами і еврифагами; свинцю – еврифагами і хижаками. Мінімальні відмінності в накопиченні металів першої групи характерно для планктофагів і еврифагів; міді – планктофагами і хижаками; хрому і свинцю – бентофагами і планктофагами.

Максимальна акумуляція заліза, цинку і свинцю відмічається в лящі (табл. 3.4); міді і хрому – в судаку. Мінімальний вміст міді встановлений в лящі, заліза – в судаку; цинку, хрому, свинцю – плітці.

Валовий вміст важких металів в організмі риб з різних екологічних груп

Метал	Вміст металу, мг/кг сирової маси		
	Лящ (бенгофаг)	Плітка (еврифаг)	Судак (хижак)
Fe	78,6±3,7	37,6±1,9	21,70±1,09
Zn	38,9±1,8	7,97±0,42	11,8±0,7
Cu	0,66±0,05	0,87±0,06	0,95±0,07
Cr	0,24±0,04	0,18±0,02	0,26±0,04
Pb	0,49±0,021	0,074±0,008	0,19±0,02

Про порівняно високий вміст заліза, цинку і свинцю в організмі ляща можна судити про локалізацію цих металів в придонних шарах водах, донних відкладах і бентосних організмах. Поверхневі шари донних відкладів Житомирського водосховища представлені піщаними, глинистими осадами різного ступеня замуленості, що обумовлює значну сорбційну здатність ґрунтів. Тому лящі, які контактують з муловими відкладами (сапроподем) в процесі життєдіяльності, відрізняються високим вмістом важких металів, ніж інші види риб. У розподілі міді і хрому в організмі гідробіонтів не виявлено значної різниці, тому можна говорити про відносно рівномірний розподіл цих елементів по компонентах водосховища.

3.3. Вплив забруднення води Житомирського водосховища на накопичення металів в іхтіофауні

В рамках екологічного моніторингу оцінку стану гідробіонтів рекомендується проводити за комплексом популяційних характеристик і абіотичних умов (гідрохімічних показників навколишнього середовища), причому останні повинні розглядатися як агенти впливу на організм в якості причин екологічного неблагополуччя, а не його симптомів. Впродовж онтогенезу надходження металів в організми риб здійснюється безпосередньо з води через покрити і шлунково-кишковий тракт в результаті засвоєння їжі і заковтування води.

В даній роботі із абіотичних факторів, які впливають на токсичність, біодоступність металів для гідробіонтів, були розглянуті такі, як вміст важких металів у воді, рН середовища, жорсткість води.

За результатами фізико-хімічного аналізу води Житомирського водосховища визначили, що середній валовий вміст заліза становить 0,14 мг/л, свинцю – 0,1 мг/л, цинку – 0,07 мг/л, міді – 0,04 мг/л, хрому – 0,009 мг/л.

За коефіцієнтами біологічного поглинання важких металів в тканинах і органах риб відносно води були встановлені наступні закономірності. Незалежно від видової належності риб накопичення заліза з води відбувається в печінці, де відмічаються високі значення КБП (до $2013,5 \pm 101,0$); хрому – в м'язах (до $51,8 \pm 2,6$) і серці (до $49,5 \pm 2,6$). Значні накопичення хрому в лусці риб (КБП до $29,8 \pm 1,6$) визначається її структурою і хімічним складом. Основною структурною речовиною циклоїдної (родина Коропові) і ктеноїдної (родина Окуневі) луски є остеодентин, що має пористу будову, який має високу сорбційну здатність.

В накопиченні цинку, міді і свинцю тканинами і органами риб з води є видові особливості. Для ляща і судака акумуляція металів відмічається в печінці. Для плітки з води відбувається накопичення міді і цинку в лусці (КБП до $51,6 \pm 2,6$), свинцю – в серці (КБП до $1,9 \pm 0,2$).

За встановленими КБП видові закономірності накопичення важких металів з води можна уявити у вигляді наступних рядів:

лящ, судак – $Zn > Fe > Cr > Cu > Pb$; плітка – $Fe > Zn > Cr > Cu > Pb$.

Виключенням є м'язи плітки, де КБП цинку вищий.

Неоднозначні тенденції в накопиченні важких металів гідробіонтами пов'язані не лише з видовою належністю риб, а й впливом рН середовища, жорсткості води, формами існування металу. В поверхневих шарах води Житомирського водосховища рН середовища варіює в межах $5,1 \pm 7,6$, в придонних шарах – $5,6 \pm 7,2$. Жорсткість води становить 2:5 ммоль/л.

Зміна рН середовища значно впливає на КБП металів органами і тканинами риб. Високі значення КБП заліза в органах і тканинах плітки, цинку в лящі і судаку можуть обумовлюватися біодоступністю для гідробіонтів розчинних

форм гідроксокомплексів металів у вигляді $[Fe(OH)]^+$, $[Zn(OH)]^+$, $[ZnHCO_3]^+$. При зростанні значень рН середовища до 8,6 цинк у водному середовищі може знаходитися в рухомій і біодоступній формі Zn^{2+} . Не дивлячись на незначний вміст хрому у воді (домінуючим є аніон CrO_4^{2-}), селективність накопичення металу в серці і м'язах риб призводить до високих значень КБП.

За встановленими коефіцієнтами накопичення були визначені кумулятивні властивості важких металів (табл. 3.5).

Таблиця 3.5

**Коефіцієнт накопичення металів в організмах промислових видів риб
Житомирського водосховища**

Метал	Вид риби		
	Лящ	Плітка	Судак
Залізо	655 (В)	313 (В)	184 (П)
Цинк	1293 (НВ)	268 (В)	394 (В)
Мідь	23 (С)	29 (С)	33 (С)
Хром	28 (С)	26 (С)	29 (С)
Свинець	6 (С)	3 (С)	3 (С)

Примітка: Ступінь накопичення металів: С – слабка, П – помірна, В – висока, НВ – надвисока.

Для важких металів першої групи встановлена висока ступінь кумуляції рибою (є виключення по залізу в судаку і цинку в лящі). Незалежно від видової належності гідробіонтів ступінь кумуляції важких металів другої групи характеризується, як слабка.

Таким чином, за показниками коефіцієнтів накопичення і біологічного поглинання важких металів в тканинах і органах риб встановлені кумулятивні властивості і видові закономірності накопичення металів з води, де високі значення КБП можуть обумовлюватися нахожденням в біодоступній формі заліза і цинку (гідрокарбонатні форми, гідроксокомплекси), хрому (хромат аніони) для гідробіонтів у воді Житомирського водосховища.

3.4. Особливості надходження і накопичення важких металів у м'язах риб Житомирського водосховища при комплексному впливові печінки і зябер

Аналіз вмісту важких металів в рибах Житомирського водосховища свідчить про неоднозначність накопичення і розподіл металів в організмах гідробіонтів. У зв'язку з цим можна говорити про видові особливості акумуляції металів в органах і тканинах риб при сумісному впливові досліджуваних характеристик.

Таблиця 3.6

Залежність накопичення важких металів в м'язах риб від інших органів (зябра, печінка), $p < 0,05$

Метал	Рівняння регресії					
	Лящ	R^2	Плітка	R^2	Судак	R^2
Fe	$y=18,88+0,20C$ (зябра)	55,8	$y=-3,60+1,34C$ (зябра)+ $0,17C$ (печінка)	68,4	$y=0,46C$ (зябра)+ $0,19C$ (печінка)	56,4
Zn	$y=15,76+0,48C$ (зябра)	41,9	$y=0,80+0,28C$ (зябра)+ $0,34C$ (печінка)	56,7	$y=6,40+0,87C$ (зябра)+ $0,34C$ (печінка)	7,8
Cu	$y=0,20+1,86C$ (зябра)	60,1	$y=0,29+0,18C$ (зябра)+ $0,22C$ (печінка)	63,2	$y=0,22+0,32C$ (зябра)+ $0,19C$ (печінка)	67,1
Cr	$y=0,08+0,42C$ (зябра)+ $6,56C$ (печінка)	64,6	$y=0,16+0,92C$ (зябра)+ $2,90C$ (печінка)	71,2	$y=1,15C$ (зябра)	26,2
Pb	$y=1,26C$ (зябра)	86,1	$y=0,03+0,69C$ (зябра)	75,0	$y=-0,04+0,60C$ (зябра)+ $0,08C$ (печінка)	86,2

Примітка: R^2 – коефіцієнт детермінації; С – вміст важких металів, мг/кг.

За допомогою методу багатofакторного регресійного аналізу встановлена залежність накопичення важких металів у м'язах від інших органів риб: які контактують з навколишнім середовищем (зябра), травною системою (печінка). Рівняння регресії представлені в таблиці 3.6.

Порівняльний аналіз рівнянь регресії дозволив визначити відмінності у надходженні і вмісті металів у м'язах ляща, де встановлений вплив зябер на

надходження усіх металів (виключення відмічалися лише по хрому). Можна передбачити, що пріоритетне надходження важких металів у м'язи ляща відбувається з навколишнього середовища через дихальний апарат.

За значеннями КБП важких металів у ляща відносно системи «м'язи – бентос» відмічається домінуюче положення свинцю відносно міді і хрому, де ряд наступний: $Zn > Pb > Fe > Cr > Cu$; в системі «печінка – бентос» ряд металів: $Fe > Zn > Pb > Cu > Cr$.

Встановлені високі значення КБП свинцю свідчать про те, що його активне накопичення відбувається переважно через їжу. Подібні залежності пов'язані з тим, що бентос, який становить основу раціону ляща, інтенсивно акумулює метали з донних відкладів, разом з якими він являє собою обмінний фон в біогеохімічному циклі металів.

Поряд з високими значеннями КБП металів печінкою ляща відносно води і бентосу, її вплив на надходження важких металів у м'язи статистично не встановлений. Можна передбачити, що в печінці відбувається накопичення важких металів без наступного розподілу їх по органах.

Для судака і плітки виявлені спільні і відмінні закономірності впливу, як печінки, так і зябер на вміст важких металів в м'язах. Загальною закономірністю для даних риб є сумісний вплив зябер і печінки на накопичення заліза і міді в м'язах (табл. 3.6).

Це пояснюється деякими видовими особливостями.

Для судака на накопичення цинку у м'язах виявлений сумісний вплив печінки і зябер; свинцю – печінки, що за механізмами накопичення і розподілу об'єднує їх з еврифагами (плітка). Результати аналізу вказують на змішаний шлях надходження металів в організм хижака, який залежить не лише від типу живлення, а й від абіотичних умов, які визначають форми існування і біодоступність металів.

Для плітки видові особливості накопичення важких металів відображаються у впливові зябер на накопичення свинцю у м'язах.

В організмі плітки важкі метали перерозподіляються між тканинами і органами (за виключенням свинцю), що підтверджується сумісним впливом

печінки і зябер на накопичення важких металів у м'язах. Встановлений вплив зябер на надходження свинцю в м'язи плітки, може вказувати на те, що пріоритетним шляхом його надходження є дихальний апарат.

Залежність накопичення металів в м'язах від їх вмісту в печінці риб свідчить про те, що об'єкти живлення і функціонування травної системи (ферментативна активність в печінці) впливають на загальне зниження вмісту металів за рахунок їх перерозподілу між іншими тканинами і органами. Ці результати узгоджуються з літературними даними, в яких показано, що після припинення дії полютанту на організм риб суттєвих змін вмісту металів в м'язовій тканині не відбувається.

Таким чином, особливість накопичення важких металів в лящі полягає в тому, що у м'язах накопичуються метали, які надходять з навколишнього середовища через зябра; метали, які надходять з їжею, переважно акумулюються в печінці, або виводяться з організму.

Накопичення важких металів, які надходять в організм судака і плітки, як з навколишнього середовища, так і з їжею, відбувається за рахунок перерозподілу між тканинами і органами. Для судака встановлені загальні закономірності впливу зябер і печінки на накопичення цинку у м'язах з еврифагами (плітка).

ВИСНОВКИ

1. Досліджено вміст і розподіл важких металів (заліза, цинку, міді, хрому, свинцю) в тканинах і органах промислових видів риб Житомирського водосховища. Вміст заліза в лящі перевищує ГДК у всіх тканинах і органах (виключенням є луска), цинку – в серці і печінці, свинцю – в печінці. Перевищення ГДК по залізу у плітки відмічається в серці, печінці і гонадах; в судака – печінці. Вміст міді, хрому і свинцю знаходиться в межах норми.

Залізо незалежно від видової належності риби акумулюється в печінці, хром – в м'язах і серці, цинк і свинець, головним чином, в печінці ляща, судака, мідь в лусці плітки.

2. Незалежно від видової належності гідробіонтів встановлена висока ступінь кумуляції для важких металів першої групи, слабка – для металів другої групи.

Встановлено, що вплив факторів середовища на накопичення важких металів в рибі обумовлено гідрохімічними характеристиками води Житомирського водосховища. Значні КБП цинку і хрому свідчать про їх знаходження у воді в біодоступній формі для гідробіонтів. Загальні тенденції в накопиченні металів з води встановлені у ляща, судака, де відмічаються суттєві КБП цинку; для плітки високі КБП відмічаються по залізу (виключення становлять зябра, де КБП цинку є вищими).

3. Встановлені видові особливості накопичення і розподілу важких металів в організмах риб при комплексному впливові печінки і зябер. Специфіка вмісту важких металів в організмі ляща полягає в тому, що метали, надходячи через зябра, накопичуються в м'язах; метали, які надходять в печінку, акумулюються там, або ж виводяться з організму.

ПРАКТИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ

Результати дослідження можуть бути використані Екологічною інспекцією Поліського округу для оцінки екологічного стану водних екосистем, стати підґрунтям для проведення біоіндикаційних досліджень та іхтіологічного моніторингу.

Деякі аспекти кваліфікаційної роботи можуть висвітлюватись у курсах лекцій з екології, екологічної безпеки та біологічному рибництві у закладах вищої освіти.

СПИСОК ІНФОРМАЦІЙНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Беляева А.А., Кутлин Н.Г. Тяжелые металлы в органах и тканях рыб реки Белой. *Современные проблемы науки и образования*. 2017. № 6. С. 23-32.
2. Бедункова О.О. Міграція важких металів у водних екосистемах (на прикладі річки Замчисько): дис. ... канд. с.-г. наук: 03.00.16 / Рівне, 2006. 223 с.
3. Быкова А.В. Методы определения предельно допустимых концентраций токсических веществ в рыбохозяйственных водоемах: Обзорная информация /ЦНИИТЭИРХ. М., 1981. Вып. 1. С. 1-60.
4. Веницианов Е.В., Кочарян А.Г. Тяжелые металлы в природных водах. *Воды суши: проблемы и решения*. М., 1994. С. 2-15.
5. Винберг Г.Г. Общие основы изучения водных экосистем. Л.: Наука, 1979. 273 с
6. Воробьев В.И. Биогеохимия и рыбоводство. Саратов: МП Литера, 1993. 224 с.
7. Голованова И. Л. Влияние тяжелых металлов на физиолого-биохимический статус рыб и водных беспозвоночных. *Биология внутренних вод*. 2008. № 1. С. 99—108.
8. ГОСТ 17.1.3.13-86. Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к охране поверхностных вод от загрязнения. [Действующий от 01.07.1986]. М., Издательство стандартов, 1986. 30 с.
9. Грициняк І. І., Колесник І.І. Розподіл важких металів серед компонентів прісноводних екосистем. *Рибогосподарська наука України*. 2014. № 2. С. 31–45.
10. Гусев А.Г. Охрана рыбохозяйственных водоемов от загрязнения. М.: Пищ. пром., 1975. 367 с.
11. Давыдова С.Л., Тагасова В.И. Тяжелые металлы как супертоксиканты XXI века. М.: Изд-во РУДН, 2002. 140с.
12. ДСТУ 2972:2015. Риба та рибні продукти. Правила приймання, методи відбирання проб. [Чинний від 22.06.2015]. Київ, 2015. 24 с.

13. ДСТУ ISO 5667-6-2001. Якість води. Відбір проб. [Чинний від 2002]. Київ, 2002. 14 с. (Національний стандарт України).
14. Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України: Методика. КНД 211.1.4.010.94. К., 1994. 37 с.
15. Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України: Методика. КНД 211.1.4.010.94. К., 1994. 37 с.
16. Єсіна Л. М., Горобець Л.М. Аналіз показників безпечності, що встановлені в Україні та країнах ЄС для рибних продуктів. *Основные результаты комплексных исследований в Азово-Черноморском бассейне и Мировом океане*. 2011. № 49. С. 147—157.
17. Зигель Х., Зигель А. Некоторые особенности токсичности металлов. М.: Мир, 1993. 368 с.
18. Калайда М. Л., Хамитова М.Ф. Гидробиология. СПб.: Проспект Науки, 2013. 192 с.
19. Каплин В.Г. Основы экотоксикологии. М.: Колос, 2006. 232 с.
20. Курант В. З., Хоменчук В.О., Бияк В.Я. Шляхи проникнення та вміст важких металів в організмі риб (огляд). *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту*. 2011. № 2 (47). С. 263—269. Серія: "Біологія".
21. Куценко С.А. Основы токсикологии. М.: Фолиант, 2004. 570 с.
22. Лапицкая В.Ф. Мониторинг поверхностных вод. Сыктывкар: Сыктывкар. ун-т, 2002. С. 38-49.
23. Лукьяненко В.И. Токсикология рыб. М.: «Пищевая промышленность», 1967. 216 с.
24. Метали у водних екосистемах та їх вплив на гідробіонтів / Г.Л. Антоняк та ін. *Біологія тварин*. 2015. № 2, т. 17. С. 9–24.
25. Метелев В.Г., Канаев А.И., Дзасохова Н.Г. Водная токсикология. М.: Колос, 1971. 247 с.
26. Методики биологических исследований по водной токсикологии / Н. С. Строганова, Л. П. Брагинского, С. П. Федя. М.: Наука, 1971. 290 с.
27. Методические указания 4.1.1482-03 "Определение химических элементов в биологических средах и препаратах методами атомноэмисионной

спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой и массспектрометрии с индуктивно-связанной плазмой". М.: Минздрав России, 2003. 16 с

28. Методы исследования сосуществующих форм металлов в природных водах (обзор) / Р.П. Линник и др. *Методы и объекты химического анализа*. 2006. № 1, т. С. 4–26.

29. Міграційні шляхи розповсюдження іонів важких металів в органах і тканинах риб біомеліораторів в умовах малих водосховищ / Ю.В. Пилипенко та ін. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування*. 2007. Вип. 2 (38). С. 313–318.

30. Моисеенко Т.И. Водная экотоксикология. Теоретические и прикладные аспекты. Наука, 2009. 400 с.

31. Мур Дж. Рамамурти. Тяжелые металлы в природных водах. Контроль и оценка влияния. М.: Мир, 1987. 312 с.

32. Наказ Міністерства охорони здоров'я України "Державні санітарні норми та правила "Медичні вимоги до якості та безпечності харчових продуктів та продовольчої сировини" № 1140 від 29.12.2012 р. (Режим доступу: <http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/z0088-13>).

33. Некоторые вопросы токсичности ионов металлов. Ф.Т. Бингам и др. М.: Мир, 1993. 368 с.

34. Немова Н. Н., Высоцкая Р.И. Биохимическая индикация состояния рыб. М.: Наука, 2004. 215 с.

35. Никаноров А. М., Жулидов А.В., Покаржевский А.Д. Биомониторинг тяжелых металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометеиздат, 1985. 143 с.

36. Нормативно-правові акти щодо безпечності риби / Н. І. Кос'янчук та ін. *Ветеринарна біотехнологія*. 2014. № 25. С. 41—43.

37. Папина Т.С., Третьякова Е.И., Эйрих А.Н. Факторы, влияющие на распределение тяжелых металлов по абиотическим компонентам водных экосистем Средней и Нижней Оби. *Химия в интересах устойчивого развития*. 1999. № 7. С. 553-564.

38. Патин С.А., Морозов Н.П. Микроэлементы в морских организмах и экосистемах. М., 1981. 344 с.
39. Перевозников М.А., Богданова Е.А. Тяжелые металлы в пресноводных экосистемах. СПб.: ГосНИОРХ, 1999. 228 с.
40. Практическое руководство по химическому анализу элементов водных экосистем. 2018. Ростов-на-Дону: ООО «Мини Тайп». 436 с
41. Риба жива. Загальні технічні умови: ДСТУ 2284:2010 [чинний від 01.01.2012]. К.: Держспоживч стандарт України, 2012. С. 26. (Національний стандарт України).
42. Сосуществующие формы тяжелых металлов в поверхностных водах Украины и роль органических веществ в их миграции / П.Н. Линник и др. *Методы и объекты химического анализа*. 2007. № 2, т. 2. С. 130–146.
43. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах / М.І. Кузьменко та ін. К.: Наукова думка, 2010. 262 с.
44. Филенко О.Ф. Основы водной токсикологии. М.: Колос, 2007. 144 с.
45. Хавезов И., Цалев Д. Атомно-абсорбционный анализ. Л.: Химия, 1983. 144 с
46. Хімічний склад води річок Українського Полісся і екологічна оцінка їх якості / П.С. Лозовіцький, А.П. Лозовіцький. *Водне господарство України*. 2007. № 5. С. 45–54.