

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ**

Факультет тваринництва та водних біоресурсів

УДК 639.21.09:597.551.2

ПОГОДЖЕНО
Декан факультету
Тваринництва та водних
біоресурсів

ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ
Завідувача кафедри
Біології тварин

_____ Руслан КОНОНЕНКО

_____ Микола САХАЦЬКИЙ

« _____ » _____ 2024 р.

« _____ » _____ 2024 р.

МАГІСТЕРСЬКА РОБОТА

**на тему: «МОРФОЛОГІЧНІ ПОКАЗНИКИ КОРОПА
(*CYPRINUS CARPIO* L.) ЗА ДІЇ АЛЬБЕНДАЗОЛУ»**

Спеціальність: 207 – Водні біоресурси та аквакультура

Освітня програма: «Водні біоресурси та аквакультура»

Орієнтація освітньої програми: Освітньо-професійна

Гарант освітньої програми

доктор б. наук, доцент

(науковий ступінь та вчене звання)

(підпис)

Наталія РУДИК-ЛЕУСЬКА

(ПІБ)

Керівник магістерської кваліфікаційної роботи

доктор б. наук, професор

(науковий ступінь та вчене звання)

(підпис)

Інна КУРБАТОВА

(ПІБ)

Виконав

(підпис)

Михайло ФЕДОРЧУК

(ПІБ студента)

КИЇВ – 2024

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ
Факультет тваринництва та водних біоресурсів**

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри біології тварин
доктор біологічних наук, професор

_____ Микола САХАЦЬКИЙ
«22» листопада 2023 р.

**ЗАВДАННЯ
НА ВИКОНАННЯ МАГІСТЕРСЬКОЇ КВАЛІФІКАЦІЙНОЇ РОБОТИ
СТУДЕНТА
Федорчука Михайла Володимировича**

Спеціальність: 204 – Водні біоресурси та аквакультура

Освітня програма: «Водні біоресурси та аквакультура»

Орієнтація освітньої програми: Освітньо-професійна

Тема магістерської кваліфікаційної роботи: – «Морфологічні показники коропа (*Cyprinus carpio* L.) за дії альбендазолу»

Затверджена наказом ректора НУБІП України № 1975 «С» від 31.10.2023 р.

Термін подання завершеної роботи на кафедру «29» листопада 2024 р.

Вихідні дані до магістерської кваліфікаційної роботи: попередні дослідження стоків тваринницьких підприємств, проби води, матеріали дослідження.

Перелік питань, що підлягають дослідженню:

1. провести аналіз стану води, що знаходиться в зоні діяльності свиногокомплекса;
2. вивчити методи дослідження хімічного складу води, методики дослідження біохімічних показників у холоднокровних тварин, зокрема риб;
3. здійснити оцінку екологічного стану водойм за гідрохімічним складом води та загальною кількістю стоків тваринницьких підприємств;
4. дослідити хімічний склад і вміст антимікробних препаратів, антигельмінтиків, гормонів та низькомолекулярних сполук у рідкому гної і гнойових стоках свинарського підприємства;
5. охарактеризувати морфологічні ознаки коропа та лина із ставів, забруднених стічними водами тваринницьких підприємств.

Дата видачі завдання 22 листопада 2023 р.

**Керівник магістерської
кваліфікаційної роботи** _____

Інна КУРБАТОВА

Завдання прийняв до виконання _____

Михайло ФЕДОРЧУК

РЕФЕРАТ

На підставі оцінки екологічного стану водойм, забруднених відходами тваринницьких підприємств, за даними вимірювання показників морфології риби встановлено виражену зміну розщеплення коропа, особливо пластичного. Незважаючи на виявлені сезонні особливості, Короп зі ставків, забруднених стоками свинарських підприємств, відрізнявся від аналогів з умовно чистих водойм по 31 з 18 пластичних ознак.

Було виявлено, що короп із забруднених ставків має меншу промислову довжину тіла, зоологічну довжину, довжину тулуба, максимальну висоту, товщину, охоплення тіла, довжину основи спинного плавника і лопатей хвостового плавника в порівнянні з контролем. Рибу із забрудненого ставка поділяють по відносній довжині хвостового стебла, висоті анального плавника, відстані від потиличної частини, довжині голови, висоті між середньою і потиличної частинами очей, ширині чола, довжині носа, і діаметр ока.

У риб, вирощених у водоймах, що піддаються тривалому антропогенному тиску, з 8 вивчених ознак розщеплення зміни виявляються тільки в більшому масштабі бічної лінії, що вказує на закріплення цієї ознаки на генетичному рівні.

Стік з тваринницьких підприємств викликає зміну морфологічних характеристик риби, впливає на її ріст і розвиток, а також на чисельність окремих популяцій іхтіозу в природних водоймах.

В якості додаткового тесту для контролю забруднення природних водойм відходами тваринницьких підприємств слід рекомендувати чітку зміну морфологічних показників риби.

Цілі та завдання дослідження. Метою даного дослідження є з'ясування ролі біомаркерів гідробіонтів в оцінці екологічного стану водойм на основі вивчення морфологічних особливостей риб, обумовлених дією біомаркерів

стічних вод.

Цілі, поставлені в роботі, були досягнуті шляхом вирішення наступних завдань:

1. Оцінити екологічний стан водойми за хімічним складом води та загальним обсягом стічних вод тваринницьких підприємств;
2. Дослідити хімічний склад та вміст протимікробних засобів, антигельмінтних засобів, гормонів та низькомолекулярних сполук у рідких добривах та стічних водах підприємств свинарства. Дослідити хімічний склад та вміст протимікробних засобів, антигельмінтних засобів, гормонів та низькомолекулярних сполук у рідких добривах та стічних водах підприємств свинарства. підприємство;
3. Охарактеризовано морфологічні особливості коропа та Лина з водойм, забруднених стічними водами тваринницьких підприємств.

Метою дослідження є вивчення морфологічних характеристик стічних вод, рибних фаз і риби з тваринницьких підприємств.

Предметом дослідження є еколого-токсикологічна оцінка водних об'єктів відповідно до морфологічних особливостей риб на вплив альбендазолу зі стічних вод тваринницьких підприємств.

Методи дослідження. Для досягнення цілей і вирішення завдань, поставлених в ході дослідження, необхідно провести екологічні (оцінка екологічного стану водойми), іхтіологічні (вивчення морфологічних особливостей) і статистичні (вивчення екологічного стану водойми) дослідження.

Структура і обсяг роботи. Магістерська робота складається з резюме, вступу, 3 основних розділів, висновків, технічних рекомендацій та списку використаних джерел.

Основний зміст роботи представлено на 61 сторінці комп'ютерного тексту. Вона містить 8 таблиць і 12 діаграм, а список ВИКОРИСТАНИХ ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ містить 141 назву на латиниці.

ВСТУП

Потрапляння стічних вод тваринницьких підприємств в природні водойми може привести до зміни популяцій водних організмів і риб, порушення природного балансу харчового ланцюга і водних екосистем, а також вплинути на показники пластичного обміну в тканинах риб.

Додавання в акваріумну воду стічних вод свинарських підприємств в кількості 0,3 і 0,6 мл/дм³ ефекту не дало, але збільшення дози забруднюючих речовин до 1,25 і 2,5 мл/дм³ знизило рухову активність риб, кількість дихальних рухів, концентрацію гемоглобіну в крові. Було підвищено вміст загального білка та сечовини, лактатдегідрогенази, лужної фосфатази, активність тази, аланіну та амінотрансферази аспарагінової кислоти у плазмі крові.

На підставі оцінки екологічного стану водойм, забруднених відходами тваринницьких підприємств, було встановлено значну зміну структури коропа та Лина, особливо пластику, відповідно до морфологічних показників риби. Незважаючи на виявлені сезонні особливості, Короп зі ставків, забруднених стоками свинарських підприємств, відрізнявся від аналогів з умовно чистих водойм по 31 з 18 пластичних ознак.

Було виявлено, що короп із забруднених ставків має меншу промислову довжину тіла, зоологічну довжину, довжину тулуба, максимальну висоту, товщину, охоплення тіла, довжину основи спинного плавника і лопатей хвостового плавника в порівнянні з контролем. Рибу із забрудненого ставка поділяють по відносній довжині хвостового стебла, висоті анального плавника, відстані від потиличної частини, довжині голови, висоті між середньою і потиличної частинами очей, ширині чола, довжині носа, і діаметр ока.

У риб, вирощених у водоймах, що піддаються тривалому антропогенному тиску, з 8 вивчених ознак розщеплення зміни виявляються тільки в більшому масштабі бічної лінії, що вказує на закріплення цієї ознаки

на генетичному рівні.

Негативний вплив стоків з тваринницьких підприємств на водні екосистеми, особливо на рибну фауну в ставках, було також підтверджено змінами в лінійці з 31 вивченого пластичного ознаки. У риб із ставків, забруднених стічними водами тваринницьких підприємств, спостерігалися зміни довжини тулуба, висоти тіла, максимальної товщини тіла, відстані між передньою спинною і передньою анальною частинами, довжини основи заднього проходу, а також грудного і черевного плавників. Лінії із забруднених водойм характеризувалися відносно невеликими спинними і анальними плавниками, головою і верхньою щелепою, низьким рівнем прогуглів, відстанню між передніми і нижньолобими частинами тіла, довжиною носа і діаметром очей, внутрішньоутробним відстанню і шириною чола. Стік з тваринницьких підприємств викликає зміну морфологічних характеристик риби, впливає на її ріст і розвиток, а також на чисельність окремих популяцій іхтіозу в природних водоймах.

В якості додаткового тесту для контролю забруднення природних водойм відходами тваринницьких підприємств слід рекомендувати чітку зміну морфологічних показників риби.

РОЗДІЛ 1

ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

1.1 Загальна характеристика антигельмінтика – альбендазолу.

1. Антигельмінтні засоби фенбендазол і альбендазол є антропогенними сторонніми речовинами, що містяться в стічних водах біологічних очисних споруд тваринницьких підприємств і рідких відходах.[121] їх вміст у стічних водах тваринницьких підприємств коливається від 14,1 до 566,5 мкг/л, у водоймах після біологічного очищення - від 6,9 до 239,4 мкг/л.л у водоймах, що скидаються в природні водойми, і від 8,3 до 24,3 мкг/л у воді водосховищ [120, 121]. За нормальних умов це легкий білий порошок, погано розчинний у воді (20 мг на 1 л при 0,56°C), температура плавлення 209°C, константа дисоціації (Ka) 25°C -10,26[17].

Альбендазол був створений як альтернатива закордонним протипаразитарним засобам для боротьби з гельмінтозами у худоби [212]. При застосуванні per Os альбендазол спричиняє дегенеративні зміни в мембранах паразитарних клітин, інгібує полімеризацію тубуліну, зникнення мікротрубочок у цитоплазмі та загибель патогенних мікроорганізмів у тварин, препарат частково метаболізується у печінці, утворюючи сульфоксид альбендазолу та сульфон альбендазол [213].

Встановлено гостру та хронічну токсичність альбендазолу [17]. Рівень LC50 у ссавців при прийомі всередину становить 1105 мг/кг маси тіла. Крім того, альбендазол пригнічує активність холінестерази та чинить нейротоксичну дію на тварин [17, 217].

Оскільки альбендазол є штучно синтезованим препаратом, він погано розкладається в навколишньому середовищі і може накопичуватися в ґрунті, воді та рослинах [120, 152]. Гостра та хронічна токсичність альбендазолу для риб, водних безхребетних та членистоногих, водних рослин та водоростей не

встановлена. Досліджено вплив альбендазолу на організм лабораторних тварин та худоби [212, 217].

Відомо, що сполуки, що належать до групи бензілімідазолів, мають ембріотоксичність і тератогенність. Ембріотоксичні ефекти альбендазолу проявляються у передімплантаційній смертності з високою смертністю від зигот, ембріонів та загальної ембріональної смертності у самок щурів [212, 217]. На ембріотоксичний ефект альбендазолу також вказує висока загибель ембріона у жінок, яким вводили препарат у дозі, що в 3 рази перевищує терапевтичну.

Ентеральне введення альбендазолу в дозах 5 мг/кг, 10, 20 і 50 мг / кг маси тіла практично не впливало на вміст гемоглобіну, кількість еритроцитів, лейкоцитів і лейкоцитарної формули в крові поросят (216). Однак відносна кількість паличкоподібних нейтрофілів у тварин основної групи була нижчою порівняно з контролем, що, згідно з [216], є результатом введення препаратів хімічної природи. Вищевказані дози альбендазолу, порівняно з контролем, протягом 14 днів після введення препарату показали зниження лужної та кислої фосфатази, АТФази, Gl-6-тази, а також рівня глюкози та глюкостероїдів у крові поросят.

Дослідження факторів неспецифічного імунітету у тварин після застосування альбендазолу, а саме лізоциму, ЦВК, ектопічного аглютиніну, серомукоїдів, не викликали суттєвих змін цих показників [214]. Альбендазол, що вводиться поросят парентерально, також не впливав на загальний вміст білка та імуноглобулінів у плазмі крові та не змінював співвідношення імуноглобулінів класів G та M (214).

Клінічні ознаки інтоксикації організму з'явилися, коли дозу альбендазолу збільшили до 100 мг/кг маси тіла тварини і вводили всередину кожні 55 годин. Клініка отруєння тварин виявлялася порушенням діяльності шлунково-кишкового тракту, блювотою, розрідженням калових мас, зміною їх кольору і запаху [213].

У тварин, загиблих від високих доз альбендазолу, виявлено внутрішньосудинне дехематозне множинне згортання крові з утворенням фіброзних і червоних кров'яних згустків, множинні локальні застійні явища, ішемія судин шлунка, кишечника, підшлункової залози, печінки, нирок і селезінки [212, 218]. В результаті альбендазол в низьких дозах (до 50 мг/кг маси тіла) викликає отруєння тварин, що впливає на гематологічні показники, вуглеводний і білковий обмін, імунний стан організму тварини, а у високих дозах (100 мг/кг маси тіла) - характеризується розладами травлення при прийомі всередину, а також при глибокій патології внутрішніх органів після загибелі поросят. 212].

Коли альбендазол, який має значний кумулятивний ефект, накопичується у воді, можна передбачити, що він матиме негативний вплив на водні організми, особливо на фазу розвитку риби.

Проведені дослідження показали, що застосування альбендазолу при паразитарних захворюваннях риб в якості одного з найбільш ефективних антигельмінтних препаратів призводить до проникнення практично в усі внутрішні органи, м'язи і мозок при прийомі всередину в складі комбікормів [1] [248]. Кумулятивний ефект препарату залежав від дози вживання корошових риб, тривалості впливу та віку. Отже, одноразове застосування препарату у дозі 10 мг/кг маси тіла риби при спонтанній ботріоцефальній інфільтрації не дало очікуваної високої ефективності. З іншого боку, застосування альбендазолу у риб протягом двох днів поспіль показало високу розтяжність та ендогенну ефективність. Було показано, що альбендазол негативно впливає на ембріональний розвиток риб, збереження личинок коропа, морфологічні показники крові, викликає порушення пластичного обміну в тканинах, а також змінює фракційний склад білків плазми дворічного коропа.[149, 151, 155, 159].

Грунтуючись на отриманих даних, автори відзначають, що альбендазол швидко засвоюється рибою, потрапляючи в усі органи і тканини, викликаючи зміни морфологічних параметрів в організмі.

Доведено, що альбендазол та інші антигельмінтні препарати для корошових риб мають мутагенну активність [248]. Так, для дії альбендазолу було встановлено, що в порівнянні з контролем кількість плеохроїчних еритроцитів з мікроядрами у риб в 4,1 рази більше при дії левомізолу, в 5,6 рази при дії фенбендазолу і в 2,0 рази при дії тіабендазолу, але тіабендазол фактично той же. [248] не виявлено впливу на індекс

Протипаразитарний ефект антигельмінтних препаратів багато в чому залежить не тільки від дозування діючої речовини, але і від комплексу інших компонентів, які надають цим препаратам нові властивості [17, 259]. Змінюючи розмір частини антигельмінтного засобу, використання комплексоутворюючих лігандів, таких як β -циклодекстрин, гідроксиетилкрохмал, особливо арабіногалактану, значно підвищує розчинність у воді, в середньому, від 3,0 до 58 разів. Це впливає на ефективність застосування цих препаратів у глистогінних тварин [259].

Таким чином, на основі аналізу літературних джерел можна зробити висновок, що однією з біомолекул, що забруднюють поверхневі і підземні води, є антигельмінтні препарати, дія яких в гідробіоні практично не вивчено. 1

1.2 Морфологічні ознаки у риб за впливу ксенобіотиків. При збільшенні антропогенного навантаження на водні екосистеми, особливо на тваринницькі об'єкти, спостерігаються значні зміни фізіологічних і біохімічних процесів в організмі риб.

Водні токсини впливають на популяцію риб, окремі організми, зовнішні ознаки, внутрішні органи, морфологічні показники крові, пластичний обмін, структуру і функції окремих клітин, а також на будову генетичного апарату ядра.[7, 15, 21, 74, 104]. Проведені дослідження виявили зміни морфологічних параметрів різних відділів головного мозку двостороннього коропа під дією високих концентрацій нафти у воді [74]. У головному мозку риб дослідної групи були виявлені невеликі крововиливи, порушення структури нейронів, що характеризуються зменшенням ядра і розвитком нуклеоцитоза,

набуханням цитоплазми і її вакуолізацією. При збільшенні періоду впливу нафтових отрут спостерігалися порушення згортання крові в судинах нервової тканини риб, пов'язані зі значною кількістю кровотеч. У отруйних риб також були виявлені периваскулярний і перицелюлярний набряк, невеликі вогнища некрозу.

Погіршення екологічного стану водойм при попаданні у воду сирової нафти негативно позначилося на паренхіматозних органах риби, особливо на печінці та м'язах [238]. На підставі отриманих результатів автори приходять до висновку, що риба порушує гістологічний бар'єр, призводить до накопичення ендотоксинів в крові і тканинах, а також до порушення пластичного обміну.

Крім впливу на зовнішні ознаки риби, штучне навантаження на природну водойму викликає патологічні зміни в паренхімі печінки риби, про що свідчать піноз, дистрофія і некроз ядра гепатоцитів. Змінюються й інші морфологічні особливості печінки риб, тобто збільшується діаметр печінкових клітин, розмір ядер і кількість клітин з подвійним ядром. Отримані дані про зміни параметрів вимірювання морфології тканин отриманої риби рекомендується використовувати в системах біоіндикації для комплексної оцінки антропогенного забруднення природних водойм.

Особливо в закритих водоймах (ставки і озера, водосховища), в зв'язку зі зростаючою з кожним роком антропогенної навантаженням, необхідно постійно контролювати вміст забруднених компонентів у воді. Надійними індикаторами екологічного стану цих водойм рекомендується використовувати ряд анатомічних і морфологічних показників, як показник забруднення водних екосистем у вигляді риб, які не можуть долати великі відстані, але залишаються протягом тривалого часу в якості компонента водних екосистем. Забруднення води нафтопродуктами, хлорорганічними пестицидами та важкими металами викликане круглим бичком *Neogobius melanostomus* L., який був спійманий у водах Азовського моря, забруднених вищезгаданими гетерогенними організмами. Ці результати зумовили ряд

морфологічних параметрів, біохімічних процесів та молекулярних біомаркерів у тканинах мозку [74].

У риб при впливі отрут змінюються значення показників функції печінки і статевих залоз, порушується функція печінки, знижується репродуктивна функція, підвищується вміст цитохрому P450 і B5, підвищується активність глутатіон-S-трансферази в мікросомальній фракції гепатоцитів печінки.

Таким чином, на підставі наведених вище даних можна зробити висновок, що морфологічні особливості риб і важливість молекулярних біомаркерів, які змінюються при забрудненні води біомаркерами антропогенного походження, важливі для оцінки екологічного стану природних водойм, в тому числі при попаданні стоків з тваринницьких підприємств.

Відомо, що небілкові азотисті сполуки, що додаються у воду, суттєво впливають на фізіологічні та біохімічні процеси в організмі риб [113]. При тривалому впливі небілкового азоту на дворічних коропа і білого амура було встановлено, що вміст NH_3 в плазмі збільшився в 2,3 і 2,4 рази, нітритів – в 7,6 і 7,9 рази відповідно, концентрація гемоглобіну в плазмі збільшилася на 29 і 41%, метгемоглобін - в 6,4 і 6,7 рази [136]. Аміак і іони амонію впливають на внутрішні органи, включаючи органи кровотворення, оскільки вважається, що вони можуть легко проникати в кров риб з води через зяброві канали і потрапляти в загальний кровотік [231,285]. Це призводить до активації механізму його дезактивації за рахунок підвищення активності глутамінсинтази, що призводить до утворення нетоксичної сполуки глутаміну [73].

Тривале перебування коропа і амурів у воді з підвищеним вмістом небілкового азоту значно підвищувало рівень загального білка і впливало на фракційний склад білків плазми крові риб, що вважається одним з механізмів адаптації організму до дії токсинів [1, 135, 231]. Оскільки відомо, що в більшості випадків завантаження організму риби різними токсичними

речовинами підвищує рівень білків плазми і, в першу чергу, збільшує низькомолекулярну фракцію [9].

У дворічного коропа були зафіксовані значні зміни білкового спектру полімерної фракції білків плазми крові під впливом високих концентрацій неорганічного азоту у воді [135]. Це свідчить, перш за все, про вплив іонів амонію на електрофоретичну рухливість білкових молекул внаслідок зміни їх заряду. Також були зафіксовані значні зміни як об'єму, так і співвідношення окремих фракцій плазми риб у досліджуваній групі, пов'язані з альбуміном, β - та γ -глобуліном, зумовлені дією азоту в неорганічних формах [135]. На підставі отриманих результатів автори прийшли до висновку, що білки плазми беруть участь в адаптації коропа до дії високих концентрацій аміаку і нітритів у воді.

Вважається, що токсичний вплив раундапа на імунні компоненти органів риби пов'язано з його впливом на активні центри багатьох ферментів, що беруть участь у внутрішньоклітинних процесах біосинтезу.

Інші автори показали, що свинець є токсичним елементом води, який негативно впливає на зябра прісноводних риб, особливо коропа [233]. У зябрах риб під дією цієї токсичної речовини, концентрація якої у воді становила середню смертельну дозу, спостерігалось відділення дихальних шляхів та гіперплазія міжшарового епітелію, телеангіектазії, розширення судин первинної та вторинної пластинок, кровоточивість первинної пластинки, частковий некроз вторинної пластинки. спостерігати. Вважається, що ці зміни в будові зябрового апарату коропа спрямовані на запобігання проникненню цього гетерогенного організму в організм шляхом зменшення процесу дифузії отрут з води в кров [233].

В результаті для риби були встановлені багато морфологічні показники і, відповідно, дана оцінка екологічного стану водойми. Що стосується впливу рідких відходів тваринницьких підприємств на водні екосистеми, то ці дослідження необхідно поглибити, особливо з точки зору використання вищевказаних показників для цієї мети.

РОЗДІЛ 2

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1 Схеми дослідів та матеріали досліджень

Дослідження за темою магістерської дисертації проводилися не тільки в науковій лабораторії Національного університету біологічних ресурсів і природокористування України, а й на базі ставків, природних і штучних водойм, розташованих на території діяльності підприємств-виробників тваринницької продукції України "Немішаївський агротехнічний завод". Коледж", Бородянський район, ВАТ "Антонов-Агро", ВАТ "НУБіП"Забір'я".

В експерименті, який складався з 2 серій, умовно вимірювалася морфологія риби (коропа, Лина, окуня) з "чистих" і "забруднених" водойм (ставків), пластичних і мелістичних дослідження включало 3 серії експериментів. У першій серії був проведений моніторинг показників зростання і лінійних вимірювань коропа зі ставка ВАТ "чистий ставок" (*Cyprinus Carpio L.*). Протягом літа і осені проводився моніторинг показників росту і лінійних вимірювань для виявлення змін морфологічних ознак риби, пов'язаних з ростом.

У другій серії досліджень показниками зростання були умовно чисті (ВАТ "Забір'я") і забруднені (ВАТ "Антонов-Агро") водойми. Шляхом визначення лінійних розмірів окремих частин тіла коропа по 26 екземплярів в кожному, середня довжина тіла риби, взятої для дослідження, склала 173-269 мм. у коропа відносна висота і довжина тіла, довжина тулуба і носа, відстань до черевної порожнини, діаметр очей, довжина хвостового стебла, довжина лопаті хвостового плавця, відстань між спинним і грудним плавниками, висота спинного плавця і контролювалися анальний плавець, довжина грудного плавця, ширина і висота чола, а також пластичні характеристики нижньої і верхньої щелепи. У риб була вивчена сума 31 морфологічної функції вимірювання, яка дозволяла розрахувати значення γ , C_v , $m \text{ diff}$ і $P[210]$ і виразити їх у відсотках до довжини тіла.

1.2. Методи дослідження

2.2.1. Дослідження хімічного складу води. Контролювали вміст хлоридів, сульфатів, фосфатів, кальцію, магнію, ферментів, активну кислотність, нітрат амонію та нітритний азот у ставковій воді [4,174-177], а також перманганатну окисленість, лужність, жорсткість та рН води [99,104]. Крім того, було визначено загальний вміст домішок [85] і показники газового режиму води, тобто вміст розчиненого кисню.

2.2.3. Дослідження вмісту антигельмінтних препаратів у відходах. Вміст антигельмінтних речовин в рідких добривах і добривах для свинарських ферм визначали за методом [18] з використанням рідинного хроматографа з флуоресцентним детектором фірми Varian, модель ProStar (США) з аналітичною колонкою Microsorb сб1 з використанням програмного забезпечення Galaxy [62].

Підготовка аналітичних зразків включала відбір і гомогенізацію зразків відходів, екстрагування антигельмінтних препаратів з гомогенатів-альбендазолу, фенбендазолу і левамізолу ацетонітрилом і повторне розчинення їх залишків даметилсульфоксидом. Отримане таким чином покриття наносили на колону апарату (San Fire C18; 50x4,6x5 мікрон).

Для виявлення та кількісної оцінки антигельмінтних препаратів у відходах використовували стандартні розчини альбендазолу, фенбендазолу та левамізолу.

2.2.4. Дослідження ферментативної активності риби. Визначення морфологічних ознак риби. Макроскопічні дослідження покривів тіла, плавників, очей, зябер і внутрішніх органів риб проводили відповідно до рекомендацій [210], які візуально контролювали колір, розмір, консистенцію і характер кровотечі.

Морфологічний вимірювальний Індекс коропа, тобто Пластикова (якісна) мітка, визначається Правдіним і.Ф. і встановлюється відповідно до рекомендацій [210] шляхом вимірювання довжини тіла, голови, кінчика хвоста, максимальної і мінімальної висоти тіла, довжини вага риби і окремих органів. Мелістическіє (кількісні) ознаки риби визначалися шляхом підрахунку кількості лусочок в бічній лінії, кількості тичинок в зябрах, хребців, променів плавників і т. д.

Отримані дані були оброблені з використанням варіаційних статистичних методів і розраховані середнє арифметичне і середньоквадратичне відхилення, похибка середнього арифметичного і коефіцієнт варіації [128,163].

РОЗДІЛ 3

РЕЗУЛЬТАТИ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

На тваринницьких підприємствах, які практикують сучасні методи переробки відходів з використанням процесів біоферментації з використанням очисних споруд стічних вод, крім загальновідомих компонентів, також виникають проблеми із забрудненням ґрунту і води в природних водоймах, а також із залишками лікувальних і профілактичних засобів, гормонів, антиоксидантів і різних видів з добавок тваринного походження.

На основі вивчення хімічного складу рідких добрив і гною свинарських підприємств і загальної кількості свиней, що утримуються на цих об'єктах, були проведені попередні розрахунки загальної кількості відходів і вмісту в них основних забруднювачів навколишнього середовища. При цьому не враховується поголів'я свиней в індивідуальних господарствах, їх налічується близько 300 мільйонів голів, а загальна кількість відходів, в основному твердих добрив, досягає 493 мільйонів тонн на рік. Тверді добрива зберігаються і переробляються в основному в бурті відповідно до цих методів свинарства і використовуються в якості органічних добрив, тому вплив на водні екосистеми значно менше, ніж вплив рідких добрив або стічних вод, що утворюються на великих підприємствах з виробництва свинини, і становлять велику загрозу для природних водойм.

Були використані результати дослідження хімічного складу рідких добрив і удобрювальних стічних вод свинарських підприємств, а також статистичні дані про поголів'я свиней на промислових фермах і кількості добрив, одержуваних з однієї голови на добу, згідно з ВНТП АПК-02-05 "свинарські підприємства" для розрахунку загального обсягу викидів рідких добрив і стічних вод, пов'язаних з добривами. За оцінками, в результаті виробничої діяльності свинарських підприємств по всій Україні з рідкими добривами в навколишнє середовище потрапляє понад 1529,8 тонн стічних

вод, 113,67 тонн сухої речовини, 89,95 тонн органічних сполук, 23,73 тонни золи і 21,69 тонн азотовмісних сполук. кількість забруднюючих речовин у розрахунку на 14,78 голів свиней на рік, включаючи 1000 тонн амонійного азоту. Це чудове місце для початку.

Розрахунок загальної кількості відходів від свинокомплексів усіх підприємств було проведено за умови, що близько $\frac{2}{3}$ відходів цих об'єктів будуть видалятися зі свинарників у вигляді рідких добрив, а $\frac{1}{3}$ - у вигляді дренажу добрив, що вказує на те, що понад 3,35 млн тонн рідких відходів буде видалятися зі свинарників у вигляді рідких добрив. добрив і 1,68 мільйона тонн потрапить в навколишнє середовище. Тонни стоку добрив. З цими відходами в ґрунт і воду потрапляє значна кількість забруднюючих речовин, у тому числі до 272,4 тис.тонн у вигляді сухої речовини і 4,75 млн тонн стічних вод. Основними забруднюючими речовинами у відходах є органічні сполуки, загальна кількість яких становить понад 213,3 тис.тонн, зола – 59,1 тис. тонн, загальний азот – 630,4 тис. тонн, амонійний азот – 432,5 тис. тонн, забруднюючі речовини – 743,3 тис. тонн на рік.

Як видно з наведених вище розрахунків загальної кількості відходів, навколишнє середовище і водойми знаходяться під великим екологічним тиском як з боку свинарських підприємств, так і з боку інших тваринницьких об'єктів. Загальна кількість відходів, що утворюються на цих підприємствах, часто перевищує можливості переробки ґрунту і водних об'єктів на прилеглих територіях, що створює серйозні екологічні проблеми для навколишнього середовища, оскільки накопичується значна кількість відходів, особливо рідких добрив і стоків добрив зі стічними водами.

Попередні розрахунки показують, що близько 5,78 тонн сульфаніламідних препаратів на рік потрапляють в навколишнє середовище з відходами, рідкими добривами і стоками добрив зі свинарських підприємств, за умови, що вони завжди використовуються в якості компонента кормових добавок для профілактики шлунково-кишкових захворювань у тварин. Більшість відходів містить антибактеріальні речовини, такі як сульфаметазин,

загальна кількість яких може досягати від 3,15 до 4,87 тонн на рік. У виробництві рідких добрив і дренажу добрив використовуються сульфаніламід (від 0,47 до 0,84 тонн на рік), сульфагуанідин (від 0,02 до 0,28 тонн на рік), сульфамелазин (від 0,014 до 0,022 тонн на рік), сульфадіазин (від 0,018 до 0,033 тонн на рік) і сульфаметоксозол. виділяється (від 0,008 до 0,036 тонн на рік).

За оцінками, від 0,90 до 0,945 тонн антибіотиків на рік потрапляють в навколишнє середовище з рідким гноєм і гнойовими стоками зі свиноферм. Основними серед них є хлорететрациклін, доксициклін, хлорамфенікол і багато інших.

Важливим питанням для навколишнього середовища, в тому числі і для водних об'єктів, є засоби боротьби з паразитарними захворюваннями свиней – антигельмінтні препарати. Антигельмінтні препарати альбендазол і фенбендазол входять до складу рідких добрив і стоків з добривами свинарських підприємств, а загальна кількість відходів, з урахуванням дозування і режиму лікування тварин, може досягати від 0,36 до 1,51 тонни на рік. Потрапляючи у водойму, антигельмінтні препарати, поряд з іншими сторонніми тілами, можуть змінювати хімічний склад і газовий режим води, впливаючи на морфологічні показники, функціональний стан внутрішніх органів і пластичний обмін тканин риби.

Як і очікувалося, використання значної кількості стимуляторів продуктивності тварин у свинарстві сприяло їх накопиченню в стічних водах і стоках добрив. Розрахунки показують, що щорічно виробляється від 19 до 7,35 тонн синтетичного гормону нандролону (20,42 - нортестостерону), а значна кількість таких гормонів, як болденон, станозолон, тренболон, лактопамін, струбен, кортикостероїди, може перевищувати 0,26 тонни. При постійному використанні протягом 1 року вони можуть потрапити в навколишнє середовище з відходами свинарських підприємств. Останнім часом екологи особливо стурбовані великою кількістю естрогену, що

потрапляє в природні водойми і водоносні горизонти через забруднення відходами тваринницьких підприємств.

В результаті велика кількість відходів, що утворюються на свинарських підприємствах, а також наявність антибактеріальних засобів, антигельмінтних засобів, гормонів і сполук амонію створюють серйозні екологічні проблеми для навколишнього середовища і, в першу чергу, для водних екосистем.

Подальші дослідження з поглиблення еколого-токсикологічної оцінки ставок були спрямовані на вивчення не тільки хімічного складу води, а й вмісту лікувально-профілактичних препаратів у відходах цього підприємства, які постійно потрапляють у водойми, що використовуються з метою рибальства.

Дослідження показали, що значна кількість органічних і неорганічних забруднюючих речовин потрапляє у воду ставка разом з відходами свинарських підприємств, особливо з розлитим гноєм. Він утворився в результаті змішування екскрементів тварин різних вікових груп в процесі зберігання в приміщенні з водою, яка також використовувалася в технічному процесі. Основними забруднювачами води є відходи тваринництва - екскременти, рідкі добрива і мінерально-технічні стічні води, а також утворюються стічні води, що містять значну кількість сторонніх речовин. На їх кількість і хімічний склад впливає спосіб видалення відходів з підприємства. Найчастіше рідкі відходи утворюються при гідравлічному очищенні, що є основним методом видалення екскрементів з будівель, а потім переробляються шляхом осадження та аерації на очисних спорудах.

У стоках добрив зі свинарських підприємств, які з найбільшою ймовірністю забруднюють воду природних водойм, в порівнянні з рідкими добривами, кількість забруднюючих речовин було виявлено на 23,0% нижче, в цілому на 15,1%, амонійного азоту на 13,3% і органічних речовин на 5,5%. Також було виявлено, що вміст сухої речовини в стічних водах, що містять добрива, було на 4,5% нижче, золи – на 5,5%, але вологість була на 4,5% вище (Таблиця 3.1).

Ці відмінності хімічного складу рідких добрив свинарських підприємств від аналогічних показників стоку добрив обумовлені процесом осадження зважених частинок забруднених компонентів в результаті розшарування на рідку і так звану "тверду" фракції або відкладень рідких добрив у відстійнику, а також процеси ферментації.

Як і очікувалося, відходи свинарських підприємств містили певну кількість ліків, що використовуються для профілактики інфекційних та інвазивних захворювань, а також стимулятори продуктивності тварин.

Ряд сульфаніламідних препаратів, таких як сульфаніламід, зокремасульфаметадин, сульфаніламід, сульфамеразин, сульфаметоксазол та ін., були виявлені в гнійних дренажах свиноферм, і багато змій були виявлені зі значними інтервалами від 0,16 до 969,7 мкг/1 кг (табл. 3.2).

Загальна кількість сульфаніламідних препаратів, які є основним антибактеріальною речовиною в центральному гнійному дренажі, становить 1 мг на 1,15 кг сечі. Результати були на 33% вище, ніж середній вміст гною в середньому 0,78 мг на 1 кг. у той же час, якщо в різних видах свинарства спостерігається багато антибактеріальних захворювань, то з'являються ознаки серйозної шкоди. У той же час в гної і гнійних виділеннях не були виявлені такі речовини, як сульфатіазол, сульфадиметоксин і сульфаметоксипіридазин. На сморід, звичайно, не вплинув антибактеріальний ефект свиней.

Як правило, рідкісна суміш сульфаніламідних препаратів, що містяться у відходах виробництва сиру, осаджених в присутності різних фізико-хімічних впливів, вводиться в оману присутністю деякої кількості гною в очищеному вершковому кремі для дренажу (розділ. Таблиця 3.2). Таким чином, на відміну від сульфаметазину при гнійному дренажі, з нього видаляється рідкісний гній, в 1,5 рази, сульфаніламід – в 1,8 рази, сульфадіазин – в 3,2 рази, при цьому кількість сульфагуанідину в гнійному дренажі, в порівнянні з іншим гноєм, в 13,0 разів, сульфамелазину - в 1,6 рази, кількість сульфагуанідину в гнійному дренажі, в порівнянні з іншим гноєм, в 13,0 рази, сульфамелазину - в 1,6 рази, кількість сульфаметазину в гнійному дренажі в 4,4 рази вище.

Я знайшов багато сульфаніламідних препаратів для сульфаметазину, що містяться в гнійних стічних водах від 0,88 до 1,05 мг/кг, і виявив концентрацію сульфаметоксазолу (0,1–0,21 мг/кг). Через рідкісного виділення гною з гнійних дренажів свиноферм в верхню центральну частину ставка виливається значна кількість сульфаніламідних препаратів, які насилу потрапляють в природну воду.

Рідкісні гнійні гнійники такого типу, як сотні, лікуються значною кількістю антигельмінтних препаратів-альбендазолу і фенбендазолу, які використовуються для профілактики паразитарних захворювань свиней (таблиця 3.3). Так, на відміну від рідкісного гнійного альбендазолу, аналогічні показники гнійного відтоку були змінені в 4,1 рази, а фенбендазолу - в 4,6 рази.

3.2. Гідрохімічний склад води ставів забруднених стоками тваринницьких підприємств. Показники хімічного складу води і газового режиму водойми мають велике значення при оцінці екологічного стану водойм, поряд з характеристиками груп рослин, видовим складом і чисельністю водних організмів, їх реакцією на дію забруднюючих речовин, різними механізмами дії їх органів і систем.

Аналіз результатів дослідження хімічного складу води водойм, що використовуються в рибогосподарських цілях і розташованих у сфері діяльності тваринницьких підприємств, показав, що в них міститься значна кількість забруднюючих речовин і токсичних сполук, шкідливих для водних організмів, зокрема аміак, фосфати, сульфати, а також механічні домішки, що потрапляють у воду зі стічних вод тваринницьких підприємств (таблиця 3.4).

Показники хімічного складу води водойм, розташованих у сфері діяльності свинарських та птахівничих підприємств, також характеризувалися підвищенням рівня забруднюючих речовин порівняно з нормативними вимогами.

Слід зазначити, що у ставковій воді, забрудненій відходами свинарських та птахівничих підприємств, на відміну від цього показника, увага спрямована

на такі показники якості води, як перманганатне окислення, які визначаються кількістю кисню, необхідною для перетворення органічних сполук, і залежать від їх змісту.

Окислення води в ставках, забруднених рідкими стічними водами підприємств свинарства, в 3,2 і 3,5 рази перевищувало аналогічні показники для ставків, забруднених відходами підприємств тваринництва або птахівництва (таблиця 3.5). Однак, згідно з результатами дослідження, забруднення органічною речовиною води ставків, розташованих в зонах активної діяльності свинарських підприємств, було значно вище в порівнянні зі ставками, в які надходили відходи тваринницьких і птахівничих підприємств.

Вміст ферментів у воді ставків, забруднених відходами свинарських підприємств, на 46,9% вище, що в 6,0 разів перевищує аналогічні показники води зі ставків, розташованих у зонах активної діяльності птахівницьких і тваринницьких підприємств.

Встановлено, що вміст хлоридів у воді був найвищим у ставках, забруднених відходами підприємств тваринництва, на 128,3% більшим, ніж у ставках, куди надходять стічні води підприємств свинарства, та на 10% більшим порівняно з аналогічними показниками ставкової води, забрудненої пташиним послідом з птахофабрик для виробництва харчових яєць (див.таблицю 3.4-3.6).

Концентрація сульфатів у воді склала 212,2%, а в ставках, забруднених відходами тваринницьких підприємств, - 42,8%, в порівнянні з аналогічними показниками в ставках, розташованих в зонах активної діяльності свинарських або птахівницьких підприємств. %

Найменш забрудненою фосфатами була вода у ставку, куди потрапляли стічні води підприємств тваринництва та птахівництва. Аналогічні показники води, забрудненої відходами свинарських підприємств, варіювалися від 4,2 до 12,2 мг/г, що було значно вище, ніж у води зі ставків зі стічними водами підприємств тваринництва і птахівництва (див.таблицю 3.4-3.6).

Вміст нітритів у воді ставків, забруднених рідкими відходами тваринницьких підприємств, незначно, але рівень нітратів значно варіюється, а інтенсивність процесу мінералізації підвищується.

Було виявлено, що у ставковій воді, забрудненій відходами птахівничих підприємств, відходів великої рогатої худоби та свинарських підприємств на 30,9% менше, ніж у випала ставковій воді (таблиця 3.6).

Загальна кислотність води, яка є показником впливу органічних кислот на відходи тваринницьких підприємств, є аналогічним показником частки забрудненої відходами птахівничих підприємств, а також ставкової води, забрудненої стічними водами підприємств з РОЗВЕДЕННЯ ВЕЛИКОЇ РОГАТОЇ ХУДОБИ або свиней, і істотно не відрізнялася один від одного. Цей важливий показник водного хімічного складу води виявився значно нижче оптимального значення води в ставку з відносно чистої зони. Було показано, що загальна жорсткість води у ставках, забруднених рідкими стоками тваринницьких підприємств, відрізняється від аналогічних показників води з відносно чистих районів, хоча відходи підприємств з розведення великої рогатої худоби, свиней або птиці приймаються протягом тривалого часу. Дослідження також не виявили суттєвих змін у багатьох показниках сенсорної стимуляції, які характеризують якість і безпеку ставкової води, а також її придатність для використання в рибній ловлі.

Таким чином, такі показники води, як прозорість, каламутність, колір і запах ставків при попаданні в них найпростіших, в тому числі рідких органічних і неорганічних забруднень з мікроорганізмами – бактеріями, грибками, рідкими відходами тваринницьких підприємств, не відрізнялися один від одного, а їх значення відповідали встановленим нормативам.

Таким чином, на підставі проведених досліджень можна зробити висновок, що постійне потрапляння рідких відходів тваринницьких підприємств у воду ставка змінює хімічний склад води і практично не впливає на їх основні фізичні параметри. Зміст окремих органічних і неорганічних забруднюючих речовин у воді ставка залежить від кількості і хімічного складу

відходів, їх виду і способу потрапляння в акваторію. Як встановлено в результаті дослідження хімічного складу води ставка, який використовується в рибогосподарських цілях і знаходиться в зоні активної діяльності тваринницьких об'єктів, максимальна кількість забруднюючих речовин припадає на штаб свинарських підприємств. Таким чином, у воді цього ставка враховуються не тільки показники хімічного складу води, а й залишки лікувальних і профілактичних препаратів, стимулятори продуктивності тварин, відходи тваринництва і мікробіологічний ембріогенез, збереження риби і дафній, морфологічні ознаки риб, морфологічні параметри крові і гістологічні параметри. Він також мав на меті подальше вивчення впливу основних забруднюючих речовин, включаючи пластичний обмін в організмі дробіона. Як свідчать отримані дані, в воду ставка, який використовується в рибальських цілях і знаходиться в зоні діяльності свиноферм, постійно потрапляє значна кількість забруднюючих речовин у вигляді неорганічних сполук, солей, нітратів і амонійного азоту (таблиця 3.7).

Безперешкодний постійний потік стічних вод тваринницьких приміщень в резервуар змінює хімічний склад води, Це збільшує вплив даної екосистеми на навколишнє середовище. Незважаючи на те, що в таких водоймах навесні і влітку активно здійснюються процеси мінералізації органічної речовини, досліджувані показники хімічного складу ставкової води мали значні коливання в їх змісті в порівнянні з умовно чистими водоймами (таблиця 3.7).

Однак вода із забрудненого ставка не відрізнялася по прозорості, запаху, кольору, каламутності і кількості осаду від показників природних водойм. Хімічний склад води зі ставків, забруднених відходами свинарських підприємств, характеризувався як стабільний, проте значення окремих показників не повною мірою відповідали встановленим вимогам для водойм, що використовуються в рибогосподарських цілях. Таким чином, вміст хлоридів у воді забрудненого ставка перевищує оптимальне значення в 7,8 рази, а аміаку - в 4,8 рази, що свідчить про постійне надходження у водойму стічних вод зі свинарських підприємств (таблиця 3.7).

У воді із забрудненого ставка вміст сульфатів вище на 45,3%, ферментів – в 7,7 рази, кальцію – в 11,0 разів, магнію – в 38,7%, рівень фосфатів нижче в 88,3 рази, лужність – на 11,77%, загальна жорсткість – на 39,8% і рН - на 0,47 одиниці, умови, в яких відбувається забруднення, такі. стічні води з тваринницького підприємства не падали в порівнянні з аналогічними показниками води з чистих водойм с..

Таким чином, на підставі проведених досліджень хімічного складу води ставків, розташованих в зонах діяльності свинарських підприємств, можна зробити висновок про те, що існує значне екологічне навантаження на об'єкти тваринництва рибних тварин, підтверджена подальшими дослідженнями впливу дренажу зі свинарських підприємств на навколишнє середовище. ембріональний розвиток риби.

Основні показники хімічного складу води, а саме визначення вмісту аміаку, хлоридів, заліза і фосфатів, можуть бути рекомендовані в якості важливого критерію для оцінки екологічного стану водойм в разі забруднення відходами тваринницьких підприємств.

3.3. Характеристика пластичних ознак коропа із ставів забруднених стоками тваринницьких підприємств. Морфологічні ознаки риб використовуються як індикатори реакції організму на погіршення екологічного стану водного середовища, їх зміни пов'язані з негативним впливом сторонніх тіл, в тому числі антропогенного походження.

Як було доведено раніше, рідкі відходи свинарських підприємств, що включають продукти розпаду органічних компонентів кормів, фізіологічно активні речовини, проміжні і кінцеві метаболіти, залишки стимуляторів продуктивності тварин, антиоксидантів, профілактичних і лікувальних засобів, потрапляють в природні водойми, особливо в ставки, розташовані в активних зонах тваринницьких комплексів. Найчастіше це спостерігається при таненні снігу, дощі, аварійному скиданні і незадовільній роботі очисних споруд.

Незважаючи на те, що рідкі відходи тваринницьких підприємств містять значну кількість органічних сполук, в основному азотовмісних речовин, які сприяють розвитку рослин і зоопланктону, присутність в їх складі різних біомолекул, навіть в невеликих кількостях, змінює морфологічні характеристики риби, як встановлено дослідженнями. Це є результатом впливу різних компонентів стічних вод на поведінку, фізіологічні процеси і метаболізм водних організмів, що призводить до зміни індивідуальних зовнішніх ознак риб.

Було виявлено, що при тривалому впливі забруднювачів води на рибу спостерігаються зміни не тільки фізіологічних і біохімічних показників, а й морфологічних вимірювальних характеристик, які рекомендується використовувати для оцінки екологічного стану водойм.

Порівняння морфологічних особливостей ставка з активними ділянками карповодних підприємств і свинарських господарств з умовно чистими водоймами показало, що вони в основному знаходяться в межах діапазону значень, характерних для даного виду коропових риб, але багато показників істотно відрізняються. Це пояснюється ще й тим, що мелістическіє властивості риби набагато менше залежать від стану водного середовища, ніж від пластикових.

Аналіз лінійних вимірювань коропа із середньою довжиною тіла 173-269 мм, виловленого влітку і восени з відносно чистого водоймища ВАТ "Забір'я", показав наявність сезонних особливостей морфологічних ознак (таблиця 3.8).

Відзначимо, що середнє значення індивідуальних показників у 26 особин коропа, досліджених як в літній, так і в осінній періоди, не перевищувало одного варіаційного ряду індивідуальних варіацій ознаки. Виявилось, що короп, виловлений восени з відносно чистих водойм, відрізняється від літньої риби, виловленої з того ж водойми, по 31 з вивчених характеристик. Таким чином, Короп, Спійманий у ставках восени, показав збільшення індексу охоплення (Ccor) на 1,5%, максимальної висоти тіла (H) на 1,3%, довжини носа (lr) на 1,2% та черевної відстані (VA) на 2,1% у хвостовому

плавці (lc1 та lc2) -0,7%, задньодорсальна відстань (Pd) -1,3% та вентральна відстань грудної клітки (pv) порівняно з промисловою довжиною тіла. -0,8% порівняно з аналогічними показниками риби, виловленої влітку (див.таблицю 3.12-3.13).

Ці відмінності в морфологічних вимірювальних характеристиках коропа, виловленого з умовно чистих водойм в літньо-осінній період, на нашу думку, пов'язані з процесами росту і розвитку риби.

Промислова довжина тіла, тобто довжина тіла (L) і тулуба (lcor), мінімальна висота (h) і максимальна товщина тіла (iH), переднедорсальное (aD), парна відстань (aP), відстань між червонною порожниною (aV) і анальним отвором (aa), а також довжина підстави спинного плавника (ID), спинний плавник (hD), довжина підстави анального плавника (LA), висота анального плавника (ha), довжина грудного плавника (LP) довжина верхнього (MX) і нижнього (mn) плавників не змінюються довжина червонного плавника (LV), довжина голови (LC), відстань (po), ширина (Io) і висота чола (ho), висота голови, що проходить поблизу центру ока (hc1) і потиличної кістки (HC), а також довжина верхнього (MX) і нижче (mn) не змінилися щодо відстані (po), ширини (Io) і висоти чола (ho).

Коефіцієнт варіації (Cv) вивчених пластичних характеристик коропа з контрольного ставка, які змінилися восени, становив від 4,1 до 8,9, а для ознак, які не зазнали істотних змін, цей показник не перевищував 2,9 (див.таблицю 3.9). Значення показника Mdiff, що визначається як різниця в розмірах осінніх і літніх ознак коропа за зміненим показником, варіювалися від 2,57 до 5,67, в іншому незначно відрізнялися (0,08–1,98).

Короп з осінніх контрольних ставків (відносно чистих) був добре розвинений і характеризувався наступними відносними показниками: довжина тіла (L) становила більше 2/3 від промислової довжини, мінімальна висота (h) становила 15%, товщина тіла (iH) -13,5%, довжина голови (Ic) -26%. Висота анального плавця (hA) коропа була більшою за довжину його основи (iA), а висота спинного плавця (hD) була в 3 рази більшою за основу. Грудний

частина голови(НС) - задня частина голови(нс) -1,8%, величина ширини (іо) становить 3,5%, довжини носа (LR) -1,4% від діаметра очей.

Іншими пластичними ознаками коропа з водойми, розташованого в зоні діяльності свинарських підприємств, є: мінімальний ріст тіла (h), антиспектральна (aP), антивентральна (aV), антианальна (Aa), пектровентральна (RV) і вентральна (VA) відстань, анальна (Ia) відстань, грудну (Ip) і черевну (IV) довжину основи плавників, а також бічна відстань (po), висоту чола (ho), довжину верхньої (VA). mx) і нижньої (mn) щелеп, показники риби з контролю, тобто в порівнянні з умовно чистими ставки не відрізнялися.

Коефіцієнт варіації (Cv) досліджуваних пластичних властивостей коропа із ставків, забруднених стічними водами свиноферм, змінювався, тобто зменшувався (9 ознак) або збільшувався (9 ознак) в діапазоні від 1,44 до 11,65, в той час як для ознак, які не змінювалися, він варіювався від 1,01 до 7,85. Індекс mdiff пластичних властивостей коропа зі ставків, забруднених стічними водами свиноферм. ознаки зміненого коропа із забруднених водойм змінювалися аналогічно коефіцієнту варіації в значних межах, коливаючись від 2,31 до 5,91%, порівняно з умовно чистими водоймами (див.таблицю 3.11).

Отримані результати свідчать про значну зміну пластичних властивостей коропа під впливом забруднюючих речовин, що надходять у водойму разом зі стоками свинарських підприємств.

Ці забруднюючі речовини впливають не тільки на товарні якості коропа, про що свідчать зміни деяких морфологічних ознак: зменшення розмірів висоти максимального охоплення і товщини тіла і одночасно збільшення розміру голови, але також, як показали подальші дослідження показано, що вони впливають на обмінні процеси в органах і тканинах риби. В якості важливого критерію оцінки екологічного стану водойм, розташованих в зоні діяльності тваринницьких об'єктів, слід рекомендувати багато встановлені відмінності в морфологічних характеристиках риби із забруднених водойм в порівнянні з умовно чистими.

ВИСНОВКИ

Дослідження присвячено вирішенню проблеми забруднення водних об'єктів біомолекулами антропогенного походження, виявленими в рідких відходах тваринницьких підприємств, особливо антигельмінтними препаратами. На основі вивчення водно-хімічних параметрів ставкової води, забрудненої стічними водами тваринницьких підприємств, хімічного складу рідких відходів, впливу антигельмінтних препаратів на морфологічні вимірювальні характеристики були теоретично продемонстровані принципи екологічної оцінки водойм, розташованих у зоні діяльності тваринницьких підприємств, та ефективні методи. Були розроблені методи відновлення екологічного балансу водних об'єктів.

1. У рідких відходах свинарських підприємств виявлено новий вид біоматеріалу антропогенного походження, а саме сульфаніламідні препарати (сульфаметазин, сульфаніламід, сульфамелазин, сульфаметоксазол) та антигельмінтні препарати (альбендазол, фенбендазол), вміст яких коливається від 1 до 0,16 на кілограм відходів. Він знаходиться в межах 6873,4 мікрограма.

2. Вода ставка в зоні діяльності свинарського підприємства забруднена органічними і неорганічними сторонніми речовинами, а саме хлоридами, фосфатами, амонієм і нітратами азоту, ферментами, кальцієм і магнієм, що характеризуються підвищеною окислюваністю у зв'язку з показниками хімічного складу води підприємства. умовно Чисті ставки і водосховища, забруднені стічними водами підприємств тваринництва і птахівництва. З'ясувалося, що двоє чоловіків були заарештовані у зв'язку з вбивством чоловіка раннім недільним ранком.

3. Стічні води свинарських підприємств, на відміну від рідких добрив, відрізняються підвищеною вологістю, підвищується зольність, але рівень органічних компонентів і забруднюючих речовин, загального азоту та азоту амонійного низький, новий вид біоматеріалу антропогенного походження, а

саме антигельмінтні препарати (альбендазол, фенбендазол), знаходиться в діапазоні 1-0.16-6873, 4 мікрограма на відходи. Детальніше про свинарство

3. У риби зі ставків, забруднених стічними водами свинарських підприємств, були виявлені зміни по 31 з 18 вивчених ознак пластика. Коропи із забруднених водойм мають меншу відносну довжину тулуба, максимальну висоту тіла, товщину і охоплення, довжину підстави і висоту спинного плавника, а також відносну відстань і довжину лопаті спинного плавника. Довжина хвостового стебла, висота анального плавника, довжина голови, відстань після спинного плавника, ширина чола, довжина носа і діаметр очей більше, ніж у риб з умовно чистих водойм.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Adams S. M. A comparison of health assessment approaches for evaluating the effect of contaminant – related stress on fish population / S. M. Adams, M. G. Ryon // *J. Aquatic Ecosystem Health*. – 1994. – № 3. – P. 15–25.
2. Amin K. A. Deltamethrin-induced oxidative stress and biochemical changes in tissues and blood of catfish (*Clarias gariepinus*): antioxidant defense end role of alpha-tocopherol / K. A. Amin, K. S. Hashem // *BMC Vet. Research* – 2012. – Vol. 8. – № 1. – P. 45.
3. Baldisserotto B. Effect on dietary calcium and cadmium on cadmium accumulation, calcium and cadmium uptake from the water, and their interaction in juvenile rainbow trout / B. Baldisserotto, M.I. Chowdhur, C.M. Wood // *Aquatic Toxicology*. – 2005. – Vol. 72. – № 1. – P. 99–177.
4. Barghigian C. R. T. Assessment of water pollution and suitability to fish life in six Italian rivers / C. R. T. Barghigian, R. Scerbo, C. Cini, R. Nottoli L. [et al.] // *Environmental Monit. and Assess.* – 2001. – Vol. 66. – № 1. – P. 187–205.
5. Barlett F. Sensitivity of brown trout elevens (*Salmo trutta* L.) to nitrite at different chloride concentration / F. Barlett, D. Nenmann // *Bull. Environmental Contamination Toxicology* – 1998. – Vol. 60. – № 2. – P. 540–546.
6. Basova M. M. White Blood Cell Count of the scorpion fish *Scorpaena porcus* as a biomarker of anthropogenic pollution in the Black Sea coastal waters. / M. M. Basova // *J. Ichthyology*. – 2017. – Vol. 5. – № 3. – P. 467–472.
7. Bath R. N. Transport of nitrite across fish gills / R. N. Bath, F. B. Eddy // *J. Experimental Zoology*. – 1980. – Vol. 214. – № 1. – P. 119–121.
8. Begum G. Carbohydrate metabolism in hepatic tissue of freshwater eat fish *Clarias batrachus* L. during dimethoate exposure / G. Begum, S. Vijayazaghavan // *Food and Chemistry Toxicology*. – 1995. – Vol. 33. –

№ 5. – P. 423–426.

9. Begum G. Effect of acute exposure of the organophosphate insecticide Roger on some biochemical aspects of *Clarias batrachus* L. / G. Begum, S. Vijayazhavan // Environmental Research – 1999. – Vol. 80. – № 1. – P. 80–83.
10. Begum G. Organ-specific ATP-ase and phosphorylase enzyme activities in a food fish exposed to a carbamate insecticide and recovery response / G. Begum // J. Fishery Physiology and Biochemistry – 2011. – Vol. 37. – № 1. – P. 61–69.
11. Bioassay method for aquatic organisms // Standard Method for the Examination of Water and Wastewater. Washington: Amer. Public Health Assoc. – 1985. – P. 45–52.
12. Bitton G. Introduction and review of microbial and biochemical toxicity screening procedure / G. Bitton, B. J. Dutku // Standard Method for the Examination of Water and Wastewater. Washington: Amer. Public Health Assoc. – 1985. – P. 31–40.
13. Blackwell P. A., Ultrasonic Extraction of Veterinary Antibiotics from Soils and Pig Slurry with SPE Clean-up and LC-UV and Fluorescence Detection / P. A. Blackwell, H. C. Lutzhoft, H. P. Ma [et al.] // Talanta – 2004. – Vol. 64 (4). – P. 1058–1064.
14. Blaise C. Microbiotests in aquatic ecotoxicology: Characteristics, utility, and prospects / C. Blaise // Environmental Toxicology. – 1991. – Vol. 6. – № 2. – P. 145–155.
15. Bode G. Effect of non-lethal concentration of hexavalent chromium on intestinal enzymology of *Salmogairdmer* and *Dicentrarchus labrax* (Pisces). / G. Bode, P. N'Diaye, N. Roche, G. Peres // J. of Physiology. – 1988. – Vol. 83. – № 1. – P. 57–63.
16. Boxall A. B. A. Uptake of veterinary medicines from soil into plants / A. B. A. Boxall, P. Johnson, E. J. Smith [et al.] // J. Agriculture and Food Chemistry – 2006. – Vol. 54. – № 6, – P. 2288–2297.

17. Braunbeck T. Induction of biotransformation in the liver of eel (*Anguilla anguilla* L.) by sublethal exposure to dinitro-o-cresol: an ultrastructural and biochemical study / T. Braunbeck, A. Völke // J. Ecotoxicology Environmental Safety – 1991. – Vol. 21. – № 2. – P. 109–127.
18. Carmo L. V. Toxicity and effects of a glyphosate-based herbicide on the Neotropical fish *Prochilodus lineatus* / V. L. Carmo, C. B. Martinez // Comparative Biochemistry and Physiology. – 2008. – Vol. 147. – issue 2. – P. 222–231.
19. Cattaneo R. Toxicological responses of *Cyprinus carpio* exposed to a commercial formulation containing glyphosate / R. Cattaneo, B. Clasen, V. L. Loro [et al.] // Bull. Environmental Contam. Toxicology – 2011. – Vol. 87. – № 6. – P. 597–602.
20. Cavalcante D. G. Genotoxic effect of Roundap on the fish *Prochilodus lineatus* / D. G. Cavalcante, C. B. Martinez, S. H. Sofia // Mutation Research: Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis. – 2008. – Vol. 655. – issues 1–2. – P. 41–46.
21. Chen Yia-zhang. Toxicity of pesticide Puta super for genetic structure of fish / Yia-zhang Chen, Lin Yang, Hu Geng-dong / J. Agro-Environmental Science. – 2006. – V. 25. – № 2. – P. 295–300.
22. Chenxi W., Spongberg A. L. Determination of the persistence of pharmaceuticals in biosolids using liquid – chromatography tandem mass spectrometry // J. Chemosphere, 2008. – Vol. 73. – issue 4. – P. 511–518.
23. Christian T., Schneide R. I., Farber H. A., Skutlarek D., Meyer M. T., Goldbach H. E. Determination of antibiotic residues in manure, soil and surface waters // Acta Hydrochemistry and Hydrobiology. – 2003. – Vol. 3. – № 1. – P. 36–44.
24. Clasen B. Effect of the commercial formulation containing fipronil on the non-target organism *Cyprinus carpio*: implications for rise-fish cultivation / B. Clasen, V. L. Loro, R. Cattaneo [et al.] // J. Ecotoxicology and Environmental Safety. – 2012. – Vol. 77. – № 3. – P. 45–51.

25. Connor S., Aga D. S. Analysis of tetracycline antibiotics in soil: Advances in extraction, clean-up, and quantification // *TrAC Trend in Analytical Chemistry*. – 2007. – Vol. 26. – issue 6. – P. 456–465.
26. Cuo Nanoparticle Interaction With Human Epithelial Cell: Cellular Uptake, Location, Export and Genotoxicology / Z. Wang, N. Li, J. Zhao [et al.] // *Chemical Research in Toxicology*. – 2012. – Vol. 25. – P. 1525–1521.
27. Das B. K. Chronic toxic effects of quinalphos on some biochemical parameters in *Labeo rohita* (Ham.) / B. K. Das, S. C. Mukherjee // *Toxicology Letters* – 2000. – Vol. 114. – № 13. – P. 11–18.
28. Das B. K. Toxicity of cypermethrin in *Labeo rohita* fingerling: biochemical, enzymatic and hematological consequences / B. K. Das, S. C. Mukherjee // *Comparative Biochemistry and Physiology*. – 2003. – Vol. 134. – № 1. – P. 109–121.
29. Depledge M. H. The ecotoxicological significance of genotoxicity in marine invertebrates / M. H. Depledge // *J. Mutat. Research*. – 1998. – Vol. 399. – № 1. – P. 109–122.
30. Determination of four fluoroquinolone antibiotics in tap Water in Guangzhou and Macao / Yiruhan, Wang Q. J., Mo C. H., Li Y. W. [et al.] // *Environmental Pollution* – 2010. – Vol. 158. – Issue 7. – P. 2350–2358.
31. Determination of pharmaceuticals in bio solids using accelerated solvent extraction and liquid chromatography tandem mass spectrometry / Y. Ding, W. Zhang, C. Gu, I. Xagorarakis, H. Li. // *J. Chromatography A*. – 2011. – Vol. 1218. – issues 1,7. – P. 10–16.
32. Determination of persistent tetracycline residues in soil fertilized with electrospray ionization tandem mass spectrometry / Hamscher G., Sczesny S., Hoper H., Nau H. // *J. Analytical Chemistry*. – 2002. – Vol. 74. – № 6. – P. 1509–1518.
33. Diar-Cruz M. S. Environmental behavior and analysis of veterinary and human drugs in soil, sediments and sludge / M. S. Diar-Cruz, M. J. L. Alda, O. D. Barcel // *Trends. Analytical Chemistry* – 2003. – Vol. 22. – № 6. –

P. 340–351.

34. Different behavior of tetracycline's and sulfonamides in Sandy soils after repeated fertilization with liquid manure / G. Hamscher, H. T. Pawelzick, H. Hoper, H. Nau // *J. Environmental Toxicology Chemistry*. – 2005. – Vol. 24. – № 4. – P. 861–868.
35. Effect of six selected antibiotics on plant growth and soil microbial and enzymatic activities / F. Liu, G. G. Ying, R. Tao [et al.] // *J. Environmental Pollutant*. – 2009. – Vol. 157. – issue 5. – P. 1636–1642.
36. Effect of agricultural condition on the leaching behavior of veterinary antibiotics in soil / Blackwell P. A., Kay P., Aschauer R., Boxall A. B. A. // *J. Chemosphere*. – 2009. – Vol. 75. – № 1. – P. 13–19.
37. Effect of Antibiotics on immunophysiological status and Their Taste Attractiveness for Reinbow Traut Parasalmo (*Oncorhynchus*) mykiss (*Salmoniformes*, *Salmonidae*). / M. E. Maklakova, I. A. Kondratieva, E. S. Mikhailova at al. // *J. Ichtiology*. – 2011. – Vol. 51. – № 11. – P. 1133–1142.
38. Effect of endosulfan on the absorption ratio of α and β chains of hemoglobin and acetylcholinesterase activity in the fish, *Labeo rohita* / E Sancho, M. D. Ferrando, C. Fernander, E. Andreu // *Ecotoxicology Environmental. Safety*. – 1998. – Vol. 41. – № 2. – P. 168–75.
39. Enviromental risk assessment using multi-biochemical marker approach in *Carassius carassius* / H. Falfushynska, L. Gnatshyna, Kh. Priyduun [et al.] // *Ukrainian Biochemical Jornal*. – 2009. – Vol. 81. – № 4. – P. 315.
40. Environmental monitoring study of selected veterinary antibiotics in animal manure and soils in Austria / Martinez-Carballo E., Gonzalez-Barreiro C., Schart S., Gans O. // *J. Environmental Pollutant*. – 2007. – № 148. – P. 570–579.
41. Ezemonue L. I. Changes in carbohydrate metabolism, oxidative stress and loss of cortisol secretion in adrenocortical cell of *oreochromis niloticus* exposed in vitro to endosulfan // L. I. Ezemonue, T. O. Ikpesu //

- J. Toxicology Ind. Health. – 2012. – № 2. – P. 88–91.
42. Fidalgo M. L. Fish-farm effluents in the River Baceiro: Effects of water quality: [28-th Congress of the international Association of Theoretical and Applied Limnology, Milbourne. 2001. Pt. 3] / M. L. Fidalgo // Verh. / Int. Ver. theor and angew Limnology. – 2003. – Vol. 28. – № 3. – P. 1343–1349.
43. Garsia-Regero N. Dietary exposure of largemo-uth bass to OCPs changes expression of genes important for reproduction / N. Garsia-Regero, D. S. Barber, T. S. Gross [et al.] // J. Aquatic Toxicology. – 2006. – Vol. 78. – № 4. – P. 358–369.
44. Gasking H. R. Antibiotics as growth promotant: Mode of action / H. R. Gasking, C. T. Collier, D. B. Anderson // J. Animal Biotechnology. – 2002. – Vol. 13. – № 29. – P. 29–42.
45. Genotoxicity of the herbicide formulation Roundup (glyphosate) in broadsnouted caiman (*Caiman latirostris*) evidenced by the Comet assay and the Micronucleus test / G. L. Poletta, A. Larriera, E. Kleinsorge, M. D. Mudry // Mutation Research: Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis. – 2009. – Vol. 672. – issue 2. – P. 95–102.
46. Gornely S. Determination of serum protein by mean of biuret reaction // J. Biochemistry. – 1949. – Vol. 177. – № 2. – P. 751–755.
47. Halusova I. Effect of subchronic exposure to Spartacus (prochlozaz) on common carp *Cyprinus carpio* / I. Halusova, H. Modra, J. Blahova // Neuro Endocrinal letters. – 2010. – Vol. 31. – № 2. – P. 105–113.
48. Hamscher G. Determination of Tetracyclines in Soil and Water Samples from Agricultural Areas in Lower Saxony [A] / G. Hamscher, S. Abu-Qllare, S. Sczesny [et al.] // In: Van Ginkel L. A., Ruiter A. (Eds.), Proceedings of the Euro Residue IV Conference. Endhoven, the Netherlands, 2000. – P. 522–526.
49. Hazbije S. Effect of water quality in hematological and biochemical parameters in blood of common carp (*Cyprinus carpio*) in two lakes of

- Kosovo / Hazbije Sahiti, Kemajl Bislimi, Enis Dalo, Kemajl Murati // NESciences. – 2018. – Vol. 3 (3). – P. 323–332
50. Hochachka P. W. Biochemical Adaptation: Mechanism and Process in Physiological Evolution / P. W. Hochachka, G. N. Somero – New York: London. Oxford University Press US. – 2002. – 466 p.
51. Hohreiter D. W. Effects of the insecticides carbofuran and fenvalerate on adenilate parameters in bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*) / D. W. Hohreiter, R. E. Reinert, P. B. Bush // Archive Environmental Contamination Toxicology. – 1991. – Vol. 21. – № 3. – P. 325–331.
52. Hou J. Occurrence and distribution of sulfonamides, tetracyclines, quanolones, macrolides, and nitrofurans in livestock manure and amended soils Northern China / Jie Hou, Weining Wan, Daging Mao, Chong Wang [at al.] // Environmental Science Pollution Research. – 2015. – Vol. 22. – № 1:5. – P. 4545–4554.
53. Influence of roundup herbicide on the activities of peptidases in the intestines of various fish species / Kuz'mina V. V., Tarleva A. F., Sheptitskii V. A. // J. Ichtiology. – 2017. – Vol. 57. – № 5. – P. 761–767.
54. James C. Global status of commercialized biotech / C. James // – The International Service for the Acquisition of Agri-Biotech Applications (ISAAA). – 2011. – Режим доступа: <http://www.isaaa.org>.
55. Jin Xiao-min. Effect of two peretroides pesticides on cells of blood fish / Jin Xiao-min, Wu Vin, Sun Peng // J. Agrarian Univiversal Nevei. – 2006. – Vol. 29. – № 2. – P. 84–87.
56. Jing An. Antibiotic contamination in animal manure, soil, and sewage sludge in Shenyang, northeast China / A. Jing, Chen Hongwei, We Shuhe, Gu Jian // Environmental Earth Sciences. – 2015. – Vol. 74. – Issue 6. – P. 5077–5086.
57. Kaev A. M. Influence of Extreme Environmental Factors on the Dynamics of Abundance of the Pink Salmon *Oncorhynchus gorbuscha* / A. M. Kaev // J. Ichthyology. – 2018. – Vol. 58. – № 2. – P. 204–216.

58. Kajimura M. Dogmas and controversies in the handling of nitrogenous wastes: the effect of bedding and fasting on the excretion of ammonia, urea, and other nitrogenous waste products in rainbow trout / M. Kajimura, S. I. Croke, C. N. Glover, C. M. Wood // *J. Experimental Biology*. – 2004. – Vol. 207. (Pt 12). – P. 1993–2002.
59. Karci A. Investigation of the tetracycline, sulfonamide, and fluoroquinolone antimicrobial compounds in animal manure and agricultural soil in Turkey / A. Karci, I. A. Balcioglu // *J. Science Total Environmental* – 2003. – № 31. – P. 36–44.
60. Karlson H. L. Copper Oxide Are Highly Toxic between Metal Oxide Nanoparticles and Carbon Nanotubes / H. L. Karlson, P. Cronholm, J. Gustavsson [et al.] // *J. Chem. Research Toxicology*. – 2008. – Vol. 21. – № 5. – P. 1726–1732.
61. Kim S. D. Occurrence and Removal of Pharmaceuticals and Endocrine Disruptors in South Korean Surface Drinking and Waste Water / S. D. Kim, J. Cho, I. S. Kim [et al.] // *Water Research*. – 2007. – Vol. 41. – № 5. – P. 1013–1021.
62. Köhler A. Functional and morphological changes of lysosomes as prognostic biomarkers of toxic liver injury in marine flatfish / A. Köhler, E. Wahl., K. Söffker // *Environmental Toxicology and Chemistry*. – 2002. – Vol. 21. – № 11. – P. 2434–2444.
63. Kumar A. Cypermethrin induced alterations in nitrogen metabolism in freshwater fish / A. Kumar, B. Sharma, R. S. Pandey // *J. Chemosphere*. – 2011. – Vol. 83. – № 4. – P. 492–501.
64. Kummerer K. Antibiotics in the aquatic environment – a review. // *J. Chemosphere*. – 2009. – part I. – № 75. – P. 417–434.
65. Kurbatova I. M. Effect of chlortetracycline, nandrolone, and albendazole on fractional composition of carp serum proteins / I. M. Kurbatova, M. O. Zakharenko, L. V. Chepil // *Ukrainian Journal of Ecology*. – 2018. – № 8 (1). – P. 57–63.

66. Kurbatova I. M. Activity of Enzymes of Blood Plasma of Carp (*Cyprinus carpio*) under Albendazole Impact / I. M. Kurbatova, M. Yu. Yevtushenko, M. O. Zakharenko, L. V. Chepil // *Hydrobiological Journal*. – 2018. – Vol. 54. – Issue 4. – P. 72–77.
67. Leampli U. K. Cleavage of structural proteins during the assembly of the bacteriophage // *Nature*. – 1970. – Vol. 227. – № 5259. – P. 680–685.
68. Lindsey M. L. Thurman Analysis of Trace Levels of Sulfonamide and Tetracycline Antimicrobial in Ground Water and Surface Water Using Solid-Phase Extraction and Liquid Chromatography – Mass-Spectrometry / M. L. Lindsey, M. T. Meyer, E. M. // *J. Analytical Chemistry*. – 2001. – № 73. – P. 4640–4646.
69. Matsubara C. A Semiautomated enzymatic method for determination of nonesterified fatty acid concentration in milk and plasma / C. Matsubara, Y. Nishikawa, Y. Yoshida // *J. Analytical Biochemistry*. – 1983. – Vol. 130. – P. 128–133.
70. Meclure R. New study shows Roundap pesticide kills fish.: U.S. heading toward O King more “Roundap-Ready” genetically engineered farm acreage / R. Meclure // *J. Water Pollutionion* – 2010. – № 2. – P. 43.
71. Mispagel C. Observation on the estrogenic activity and concentration of 17-betaestradiol in the discharges of 12 waste water treatment plants in southern Australia / C. Mispagel, G. Allinson, M. Allinson et al. // *Arch. Environmental Contamination Toxicology*. – 2009. V. 56. – № 4. – P. 631–637.
72. Mommsen Th. P. Gluconeogenesis in hepatocytes and kidney of Atlantic salmon / Th. P. Mommsen, P. I. Wolsh, Th. W. Moon // *J. Molecular Physiology*. – 1985. – Vol. 8. – № 1 – P. 89–100.
73. Muckter H. Drug residues in drinking water / H. Muckter // *Arch. Pharmacology*. – 2008. – Vol. 377. – № 25:9. – P. 393–393.
74. Netto de Oliveira E. R. Effect of biological variables and capture period on the proximate composition and fatty acid composition of the dorsal muscle

- tissue of *Hypophthalmul edeutatus* (sp. 1829) / E. R. Netto de Oliveira, A. A. Agostinho, M. Matsushita // Brazilian archives of biology and technology. – 2003. – Vol. 46. – № 1. – P. 240–246.
75. Nifors J. Toxicity of diazone, an organophosphorus pesticide, to the eastern rainbow fish *Melanotaeniadubaulayi* / J. Nifors, R. P. Lim Pap. 26th Congress, Sao-Paulo. 1995. // Intern. ver. theor. und angew. Limnol. – 1998. – Vol. 26. – № 5. – P. 2296–2301.
76. Niimi A. J. Review of biochemical method and other indicators to assess fish health in aquatic ecosystems containing toxic chemicals / A. J. Niimi // J. Great Lakes Research. – 1990. – Vol. 16. – P. 529–541.
77. Non-volatile organic compounds in treated waters. / C. D. Wattes, B. Craythorne, M. Fielding [et al.] // Environmental Health. – 1982. – Vol. 46. – P. 87–99.
78. Occurrence and Fate of antibiotics as Trace Contaminants in WasteWaters, Sawage Sludges and Surface Waters / W. Giger, A. C. Alder, E. M. Golet [et al.] // China Inter. Journal for Chemistry. – 2003. – Vol. 67. – № 9. – P. 485–491.
79. Occurrence of antibiotics in the aquatic environment / R. Hirsh, T. Ternes, K. Haberer, K. L. Kranz // J. Science Total Environmental. – 1999. – V. 225. – P. 109–118.
80. Occurrence of Antimicrobials in the Final Effluents of Wastewater Treatment Plants in Canada / Miao Xiu-Shend, F. Bishay, Mei Chen, C. D. Metcalfe // J. Environmental Science Technology. – 2004. – Vol. 38. – № 13. – P. 3533–3541.
81. Papurina T. B. Heavy metals in young fish from river Uday of National Nature Park "Pyryatynsky" (Poltava region, Ukraine) / T. B. Papurina, D. V. Lukashov // J. Nature Conservation. – 2015. – T. 21. – № 1. – C. 78–83.
82. Pena-Flopis S. Fish tolerance to organophosphate induced oxidative stress is dependent on the glutathione metabolism and enhanced by N-acetyl

- cysteine / S. Pena-Flopis, M. D. Fernando, J. B. Pena // J. Aquatic Toxicology. – 2003. – Vol. 65. – № 4. – P. 337–360.
83. Persoon G. Development and validation of Toxcit microbiotests with invertebrates in particular Crustaceas // Microscale testing in Aquatic Toxicology / G. Persoon, P.G. Wells, K. Lee. – RY CRC Press LLC, 1998. – P. 437 – 449.
84. Peters T. Jr. Protein (total protein) in serum, urine, and cerebrospinal fluid; albumin in serum. In: Faulkner W. R., Meites S., Eds. Selected methods of clinical chemistry. / T. Jr. Peters, G. T. Biamonte, B. T. Doumas // Washington DC. – 1982. – Vol. 9. – P. 317–325.
85. Pharmaceuticals in ground and surface waters / Sacher F., Gabriel S., Metzinger M., Wenz M // J. Chimia. – 2003. – V. 57. – P. 29–31.
86. Philip G. H. Action of cypermethrin on tissue transmutation during nitrogen metabolism in *Cyprinus carpio* / G. H. Philip, B. H. Rajasree // Ecotoxicology Environmental Safety. – 1996. – Vol. 34. – № 2. – P. 174–197.
87. Pico Y. Fluoroquinolones in soil-risks and challenger / Y. Pico, V. Andreu // J. Analytical Bioanal. Chemistry. – 2007. – Vol. 387. – № 4. – P. 1287–1299.
88. Prashanth M. S. Cypermethrin induced protein metabolism in the freshwater fish *Cirrhinus mrigala* (Hamilton) / M. S. Prashanth // J. Basic. Clinical Physiology Pharmacology. – 2007. – Vol. 18. – № 1. – P. 49–63.
89. Rabolle M. Sorption and mobility of metronidazole, olaquindex, oxytetracycline and tibosin in soil / M. Rabolle, N. H. Spliid // J. Chemosphere. – 2000. – Vol. 40. – № 7. – P. 715–722.
90. Radhaiak V. Toxicity of the pyrethroid insecticide fenvalerate to a fresh water fish, *Tilapia mossambica* (Peters): changes in glycogen metabolism of muscle / V. Radhaiak, K. J. Rao // J. Ecotoxicology Environmental Science. – 1995. – Vol. 8. – № 2. – P. 137–148.
91. Ramanesvari K. Influence of endosulfan monocrotophos exposure on the

- activity of NADPH cytochrome C reductase (NCCR) of *Labeo rohita* (Ham.) / K. Ramanesvari, L. M. Rao // J. Environmental Biology. – 2008. – Vol. 29. – № 2. – P. 183–185.
92. Rao J. V. Biochemical alterations in euryhaline fish, oreochromis mossambicus exposed to sublethal concentrations of an organophosphorus insecticide, monocrotophos / J. V. Rao // J. Environmental Biology. – 2006. – Vol. 65. – № 10. – P. 1814–1820.
93. Reddy A. T. Perturbations in carbohydrate metabolism during cypermethrin toxicity in fish, Tilapia mossambica / A. T. Reddy, K. Yellamma // Biochemistry International. – 1991. – Vol. 23. – № 4. – P. 633–638.
94. Removal of tetracycline's, sulfonamides, and quinolines by industrial-scale composting and anaerobic digestion processes / Hang Liu, Chengjun Pa, Xiaolu Yu, Ying Sun [et. al.] // Environ Sci Pollut Res Int. – 2018 Dec; Vol. 25. – № 36. – P. 35835–35844.
95. Renew J. E. Simultaneous determination of fluoroquinolone, sulfonamide and trimethoprim antibiotics in wastewater using tandem solid phase extraction and liquid chromatography – electrospray mass spectrometry / J. E. Renew, C. H. Huang // J. Chromatography A. – 2004. – Vol. 1042 (1–2). – № 9. – P. 113–121.
96. Residual Veterinary antibiotics in swine manure from concentrated animal feeding operations in Shandong Province, China / X. Pan., Z. M. Qiang, W. W. Ben, M. X. Chen // J. Chemosphere. – 2011. – Vol. 84. – № 5. – P. 695–700.
97. Residues and Health Risk Assessment of Sulfonamides in Sediment and Fish from Typical Marine Aquaculture Regions of Guangdong Province, China / He Xiuting, Wang Qi, Nei Xiangping [et al.] // Chinese J. Environmental Science. – 2014. – № 35 (7) – P. 2728–2735.
98. Riberio C. Seasonal and special distribution of several endocrine-disrupting in the Douro river Estuary, Portugal / C. Riberio, M. Tiritan,

- E. Rocha, M. Rocha. // *Environmental Contamination Toxicology*. – 2009. – № 56. – P. 1–11.
99. Rodrigues E. Antarctic fish metabolic responses as potential biomarkers of environmental impact / E. Rodrigues, S. N. K. Suda, M. Feijo de Oliveira // *Oecologia Australis*. – 2011. – Vol. 15. – № 1. – P. 124–149.
100. Roncero V. Histopathological alterations in carp after exposition to simazine / V. Roncero, L. Gomez, E. Duran [et. all.] // *Proc. EUROTOX 2002, Budapest, 15–18 Sept. 2002*. – *Toxicol. Lett.* – 2002. – Vol. 135. – № 1. – P. 94–95.
101. Roundap effects on oxidative stress parameters and recovery pattern of *Ramdia quebn* / C. C. Menezes, M. B. Fonseca, V. L. Loro [et al.] // *Arch. Environmental Contam. Toxicology*. – 2011. – Vol. 60. – № 4. – P. 665–671.
102. Saeher F. Pharmaceuticals in Groundwater: Analytical Methods and Results of a Monitoring Program in Baden Wuttemberg Germany. / F. Saeher, F. T. Lange, H. J. Braueh // *J. Chromatography A*. – 2001. – Vol. 938. – № 1–2. – P. 199–210.
103. Sancho E. Evolution of a *Daphnia magna* renewal life-cycle test method with diazinon / E. Sancho, M. D. Ferrando, E. Andreu // *J. Environmental Science Health*. – 1998. – Vol. 33. – № 4. – P. 785–797.
104. Sarmach H. Global Perspective on the Use Sales Exposure Pathways Occurrence Fate and Effects of Veterinary Antibiotics (Vas) in the environment / H. Sarmach, M. T. Meyer, A. B. Boxall // *J. Chemosphere*. – 2006. – Vol. 65 (5). – P. 725–759.
105. Sassman S. Sorption of three tetracyclines by several soil: assessing the role of pH and cation exchange / S. Sassman, L. S. Lee // *J. Environmental Science Technology*. – 2005. – Vol. 39. – № 19. – P. 7452–7459.
106. Schoenmakers T. I. Action of cadmium on basolateral plasma membrane proteins involved in calcium uptake by fish intestine / T. I. Schoenmakers // *Journal Membrane. Biology*. – 1992. – Vol. 127. – № 3. – P. 161–172.

107. Screening of Human antibiotics Substances and Determination of Weekly Mass Flows in Five Sewage Treatment Plant in Sweden / R. H. Lindberg, P. Wennberg, M. Johansson, M. Tysklind, [et. al.] // J. Environmental Science Technology. – 2005. – Vol. 39. – № 1. – P. 3421–3429.
108. Sexhormones originating from different livestock production systems: Fate and potential disrupting activity in the environment / I.G. Lange, A. Daxenberger, B. Schiffer et. all. // Anal. Chem. – 2002. – Acta 473. – P.27-37.
109. Sexhormones originating from different livestock production systems: Fate and potential disrupting activity in the environment / I.G. Lange, A. Daxenberger, B. Schiffer et. all. // Anal. Chem. – 2002. – Acta 473. – P.27-37.
110. Shafrir M. Development Method for Extracting and Analyzing Antibiotic and Hormone Residues from Treated Wastewater Sludge and Composted Bio solids / M. Shafrir, D. Avisar // Water, Air, Soil Pollutant. – 2012. – Vol. 223. – Issues 5. – P. 2571–2587.
111. Simultaneous determination of human and veterinary antibiotics in various environmental matrices by rapid resolution liquid chromatography electrospray ionization tandem mass spectrometry / Li-Jun, Zhou Guang-Guo, Ying Shan [et al.] // J. Chromatography A. – 2012 – Vol. 1244,. – № 29. – P. 123–138.
112. Spiegel H. I. Standard Method of Clinical Chemistry / H. I. Spiegel, J. A. Symington. – New-York. – 1972. – Vol. 7. – P. 43.
113. Subramanian M. Methods for Determination of Enzyme Kinetics and Metabolic Rates / M. Subramanian, T. S. Tracy // Published by John Wiley & Sons, Inc. 2012. – 589 p.
114. Suzuki K. Occurrence of estrogenic compounds and removal by a swine farm waste treatment plant Takuma furichi / K. Suzuki, S. Taucka, I. Giesy // Environmental Science of Technology. – 2006. – V. 40. – № 24 – P. 7896 –7902.

115. The protein measurement with the Folin phenol reagent / O. H. Lowry, N. I. Rosebrougn, A. L. Fazz, R. I. Randel // J. Biological Chemistry. – 1951. – Vol. 193. – № 1. – P. 265–275.
116. Thiele-Bruhu S. Pharmaceutical antibiotics compounds in soil – a review / S. Thiele-Bruhu. – 2003. – Vol. 166. – № 2. – P. 145–167.
117. Tianli T. Residues and health risk assessment of sulfonamides in sediment and fish from typical marine aquaculture regions of Guangdong Province, China / Tianli Tong, Shuguang Xie // Europe PMC plus. – 2014. – Vol. 35 (7) – P. 2728–2735.
118. Tolls J. Sorption of veterinary pharmaceuticals in soils, a review // J. Environmental Science Technology. – 2001. – Vol. 35. – № 17. – P. 3397–3406.
119. Toxicity identification evaluation of ammonia, nitrite and heavy metals at the stensund: Wastewater Aquaculture plant, Sweden / M. Adamson, G. Dave, L. Forsbery [et al.] // Water Set. Technology. – 1998. – Vol. 38. – № 3 – P. 151–157.
120. Trends in antibiotic resistance genes occurrence in the Haihe River, China / Y. Luo, D. Q. Mao, M. Ruzs [et. al.] // J. Environmental Science Technology. – 2010. – Vol. 44. – № 19. – P. 7220–7225.
121. Tripathi G. Endosulfan-mediated biochemical changes in the freshwater fish *Clarias batrachus* / G. Tripathi, P. Verma // J. Biochemistry Environmental Science. – 2004. – Vol. 17. – № 1. – P. 47–56.
122. Tripathi G. Reparation of chlorpyrifos-induced impairment by thyroxine and vitamin C in fish / G. Tripathi, J. Shasmal // J. Ecotoxicology Environmental Safety. – 2010. – Vol. 73. – № 6. – P. 1397–1401.
123. Vedel N. E. Isolated and combined exposure to ammonia and nitrite in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): effects on electrolyte status, blood respiratory properties and brain glutamine / glutamate concentrations / N. E. Vedel, B. Rorsgaard, F. Jensen // Aquatic Toxicology. – 1998. – Vol. 41. – № 4 – P. 325–342.

124. Vosylienė M. Z. Review of the methods for acute and chronic toxicity assessment of single substances, effluents and industrial waters / M. Z. Vosylienė // *Acta Zoologica Lituanica*. – 2007. – Vol. 17. – № 1. – P. 3–15.
125. Walker H. K. *Clinical Methods: The History, Physical, and Laboratory Examinations* / H. K. Walker, W. D. Hall, J. W. Hurst // Boston: Butterworths; 1990. – 549 p.
126. Warkinson A. Z. Removal of antibiotics in conventional and advanced wastewater treatment: implications for environmental discharge and wastewater recycling / A. Z. Warkinson, E. J. Murby, S. D. Costanzo // *J. Water Research*. – 2007. – Vol. 41. – Issue 181. – P. 4164–4176.
127. Water quality. Definition of pH. ISO 10523:1994. – 1994. – 17 p.
128. Water quality. Determination of the acute lethal toxicity of substances to a freshwater fish (*Branchidanio rerio* Hamilton-Buchanan (Teleostei, Cyprinidae)). Part 1: Statistic method ISO 7346-1.: 1996.
129. Water quality. Determination of the acute lethal toxicity of substances to a freshwater fish (*Branchidanio rerio* Hamilton-Buchanan (Teleostei, Cyprinidae)) Part 2: Semi-Static method. ISO 7346-2.: 1996.
130. Water quality. Determination of the acute lethal toxicity of substances to a freshwater fish (*Branchidanio rerio* Hamilton-Buchanan (Teleostei, Cuprinidae)) Flow-thought method. Part 3: ISO 7346-2.: 1996.
131. Water quality. Determination of the inhibition of the mobility *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea) Acute toxicity test. ISO 6341. 1996.
132. Wells P. G. Development and validation of toxic microbiotest with invertebrates in particular CRUSTACEAS *Microscale Testing in Aquatic Toxicology: Advances, Techniques and Practice*. / P. G. Wells, K. Lee, C. Blaise. // Ry cpc Press LLC. – 1998. – P. 437–449.
133. Westernhagen H. Combined effects of cadmium and Salinity on development and survival of garpike eggs / H. Westernhagen, V. Dethlefsen, H. Rosental // *Helgolander Wissenschaft Meeresuhters*. –

1975. – Vol. 27. – № 3 – P. 268–280.
134. Wong P. T. S. Bioassessment of Water Quality / P. T. S. Wong, D. G. Dixon // *J. Environmental Toxicology Water Quality*. – 1995. – Vol. 10. – P. 9–17.
135. Woodin B. R. Induction of cytochrome in the intertidal fish *Anoplarchus purpureus* by Prudhoe Bay crude oil and environmental induction in fish from Price William Sound / B. R. Woodin, R. M. Smolovitz, I. I. Stegemar // *Environmental Science Technology*. – 1997. – Vol. 31. – № 4. – P. 1198–1205.
136. Xie Zhi-hao, Cai Ya-fei, Chen Guo et al. Induction of the micro nucleus and nuclear anomalies in the red blood cells of the species *Misgurnus anguillicaudatus*, caused by acetohlharnymi herbicides / Zhi-hao Xie, Ya-fei Cai, Guo Chen [et al.] // *Shuic han kexue – Fish Sci.* – 2004. – Vol. 23. – № 6. – P. 17–19.
137. Xu Weihai. Distribution, Behavior and Trend of Typical Antibiotic Drugs in Water Environment of Pearl River Delta. Guangzhou: Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences. – 2007. *Science of The Total Environment*. – 636 p.
138. Yan S. Methodology for derivation of Water quality criteria for protecting aquatic environment and future development / S. Yan, O. X. Zhou, J. Gao // *J. Crit. Rev. Environmental Science Technology*. – 2012. – Vol. 42. – № 23. – P. 2471–2503.
139. Zhang S. L. Hazard of Sulfonamides and Detection Technology Research Progress / S. L. Zhang, Z. G. Wang // *Earth and Environmental Science*. – 2017. – Vol. 100. – P. 1–6.
140. Zhao L. Residues of veterinary antibiotics in manures from feedlot livestock in eight provinces of China / L. Zhao, Y. H. Dong, H. Wang // *J. Science Total Environmental*. – 2010. – Vol. 408. – № 5. – P. 1069–1075.
141. Zinada O. A. Effect of niclosamide on the marketable fish *Liza Ramado*

(Risso, 1826) concerning accumulation in muscles and activities of three metabolic liver enzymes / O. A. Zinada // J. Egypt. Society Parasitology. – 2000. – Vol. 30. – № 3. – P. 791–797.