

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ДНІПРОВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ АГРАРНО-ЕКОНОМІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
Біотехнологічний факультет
Спеціальність 207 Водні біоресурси та аквакультура
Перший (бакалаврський) рівень вищої освіти

Допускається до захисту:
Завідувач кафедри водних біоресурсів
та аквакультури
д. б. н., проф. _____ Роман НОВІЦЬКИЙ
«_____» _____ 2026 р.

К В А Л І Ф І К А Ц І Й Н А Р О Б О Т А

на здобуття ступеня вищої освіти бакалавр на тему:

**Вплив летальних чинників на запаси риб-біомеліорантів у
гідротехнічному каналі Дніпро-Донбас**

Здобувач

першого (бакалаврського)

рівня вищої освіти

_____ Антон КУЧЕРУК

Керівник кваліфікаційної роботи,

д. б. н. Проф.

_____ Роман НОВІЦЬКИЙ

Дніпро – 2026

ДНІПРОВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ АГРАРНО-ЕКОНОМІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ**Біотехнологічний факультет**

Спеціальність 207 Водні біоресурси та аквакультура

Перший (бакалаврський) рівень вищої освіти

Кафедра водних біоресурсів та аквакультури

ЗАТВЕРДЖУЮ:

Завідувач кафедри, д. б. н.,

проф. _____ Роман НОВІЦЬКИЙ

“ ” _____ 2026 р.

ЗАВДАННЯ

на кваліфікаційну роботу здобувачу вищої освіти

Антону КУЧЕРУКУ

1. Тема роботи: Вплив летальних чинників на запаси риб-біомеліорантів у гідротехнічному каналі Дніпро–Донбас

Затверджена наказом по університету від “ 09” квітня 2026 р. № 724

2. Термін здачі здобувачем завершеної роботи 15 червня 2026 р.

3. Вихідні дані до роботи: провести аналіз літературних джерел щодо використання риб-біомеліорантів у системі біологічної меліорації штучних водних об'єктів; охарактеризувати природні, гідрологічні та гідроекологічні особливості функціонування гідротехнічного каналу Дніпро–Донбас; проаналізувати матеріали зариблення та документацію щодо випадків загибелі риб; встановити основні природні та антропогенні летальні чинники, що впливають на запаси риб-біомеліорантів; оцінити вплив експлуатаційного режиму каналу на стан рибних запасів; обґрунтувати напрями зменшення негативного впливу летальних чинників та підвищення ефективності біологічної меліорації.

4. Короткий зміст роботи - перелік питань, що розробляються в роботі: вступ, огляд літератури, матеріали та методи досліджень, характеристика району досліджень, аналіз сучасного стану запасів риб-біомеліорантів, встановлення та оцінка впливу природних і антропогенних летальних чинників, аналіз особливостей функціонування гідротехнічного каналу Дніпро–Донбас, розроблення рекомендацій щодо збереження запасів риб-біомеліорантів та підвищення ефективності біологічної меліорації, охорона праці, висновки.

5. Перелік графічного матеріалу: таблиць – 4; рисунків – 4.

6. Консультанти по проекту (роботі), із зазначенням розділів проекту, що їх стосуються

Розділ	Консультант	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв
Розділ 4 Результати проведених досліджень Розділ 5 Охорона праці	Професор Роман НОВІЦЬКИЙ		

7. Дата видачі завдання: “ 28” квітня 2026 р.

Керівник

(підпис)

_____ Роман НОВІЦЬКИЙ

Завдання прийняв до виконання

(підпис)

_____ Антон КУЧЕРУК

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ з/п	Етапи дипломної роботи	Термін виконання етапів роботи	Примітка
1	Визначення теми дипломної роботи. Отримання завдання	квітень 2026 р.	Виконано
2	Виконання теоретичної частини роботи: робота з зарубіжними і вітчизняними літературними джерелами.	Травень 2026 р.	Виконано
3	Постановка експериментальної частини роботи.	Травень 2026 р.	Виконано
4	Узагальнення отриманих результатів, підготовка текстової частини роботи	Травень-червень 2026 р.	Виконано
5	Підготовка чернетки дипломної роботи	червень 2026 р.	Виконано
6	Консультування щодо охорони праці та техніки безпеки	червень 2026 р.	Виконано
7	Робота з науковим керівником, опрацювання хибних тверджень, виправлення помилок	червень 2026 р.	Виконано
8	Підготовка чистового варіанта дипломної роботи. Перевірка тексту на антиплагіат та оригінальність	червень 2026 р.	Виконано
9	Підготовка презентації. Передзахист дипломної роботи	червень 2026 р.	Виконано
10	Захист дипломної роботи	червень 2026 р.	Виконано

Здобувач вищої освіти

_____ Антон КУЧЕРУК

Керівник кваліфікаційної роботи

_____ Роман НОВІЦЬКИЙ

АНОТАЦІЯ

Кваліфікаційна робота першого (бакалаврського) рівня вищої освіти здобувача групи ВБА-1-22 Антона Кучерука на тему: Вплив летальних чинників на запаси риб-біомеліорантів у гідротехнічному каналі Дніпро–Донбас

Мета проаналізувати вплив основних летальних чинників на запаси риб-біомеліорантів у гідротехнічному каналі Дніпро–Донбас, визначити особливості їх дії в умовах функціонування штучного водного об'єкта та узагальнити можливі напрями зменшення негативного впливу для підвищення ефективності біологічної меліорації.

На основі поставленої мети було сформовано наступні завдання:

- узагальнити та систематизувати сучасні наукові підходи до використання риб-біомеліорантів у процесах біологічної меліорації штучних водних об'єктів;
- охарактеризувати біолого-екологічні особливості основних видів риб-біомеліорантів та визначити їх значення у підтриманні екологічної рівноваги гідротехнічних водних систем;
- встановити основні природні та антропогенні летальні чинники, що впливають на запаси риб-біомеліорантів у гідротехнічному каналі Дніпро–Донбас;
- проаналізувати особливості впливу умов функціонування та експлуатації каналу Дніпро–Донбас на стан і збереження запасів риб-біомеліорантів;
- обґрунтувати основні напрями мінімізації негативного впливу летальних чинників та підвищення ефективності використання риб-біомеліорантів у системі каналу Дніпро–Донбас;
- зробити висновки на основі проведених досліджень.

Дипломна робота викладена на 55 сторінках, містить 4 таблиці, проілюстрована 4 рисунками, складається з наступних розділів: анотація, вступ, огляд друкованих видань, матеріали та методи досліджень, результати проведених досліджень, охорона праці, висновки, список літератури, який включає 73 джерела.

ЗМІСТ

ВСТУП.....	6
РОЗДІЛ 1. ТЕОРЕТИЧНІ ЗАСАДИ ТА СУЧАСНИЙ СТАН ДОСЛІДЖЕНЬ ВИКОРИСТАННЯ РИБ-БІОМЕЛІОРАНТІВ У ШТУЧНИХ ВОДНИХ СИСТЕМАХ	9
1.1. Сучасні наукові підходи до використання риб-біомеліорантів у біологічній меліорації штучних водних об'єктів	9
1.2. Біолого-екологічна характеристика основних видів риб- біомеліорантів та їх роль у підтриманні екологічної рівноваги гідротехнічних водних систем.....	12
1.3. Нормативно-правові засади охорони та використання риб-біомеліорантів у системі біологічної меліорації штучних водних об'єктів	14
1.4. Основні природні та антропогенні летальні чинники, що впливають на запаси риб-біомеліорантів у гідротехнічному каналі Дніпро–Донбас	17
РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	20
2.1. Характеристика каналу Дніпро-Донбас як району досліджень.....	20
2.2. Матеріали та методи досліджень	23
2.3. Методи встановлення летальних чинників.....	25
РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ПРОВЕДЕНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ	27
3.1. Сучасний стан запасів риб-біомеліорантів у каналі «Дніпро– Донбас»	27
3.2. Природні летальні чинники у смертності риб та їх сезонна диференціація.....	28
3.3. Антропогенні летальні чинники та їх взаємодія з природними факторами.....	34
3.4. Вплив умов функціонування та експлуатації каналу на формування летальних ризиків	39
3.5. Рекомендації щодо попередження загибелі риб-біомеліорантів.....	41

РОЗДІЛ 4. ОХОРОНА ПРАЦІ ТА БЕЗПЕКА У НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЯХ.....	43
4.1. Нормативно-правове забезпечення охорони праці під час проведення гідроекологічних та іхтіологічних досліджень	43
4.2. Ідентифікація небезпечних та шкідливих виробничих чинників при виконанні досліджень	45
ВИСНОВКИ	47
СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ	49

ВСТУП

У сучасних умовах забезпечення населення та господарського комплексу якісними водними ресурсами належить до стратегічних завдань держави. Посилення антропогенного навантаження на водні екосистеми, кліматичні зміни, трансформація природного стоку річок та зростання потреб промисловості й аграрного сектору обумовлюють необхідність підвищення ефективності функціонування штучних водогосподарських систем [25].

В умовах сучасних екологічних та соціально-економічних викликів важливу роль у забезпеченні водної безпеки України відіграють магістральні канали міжбасейнового перекидання води. Їх функціонування забезпечує водними ресурсами регіони з недостатнім природним водозабезпеченням, підтримує розвиток промисловості, сільського господарства та інших галузей господарської діяльності. Загальна довжина великих каналів України перевищує 1100 км, а одним із найбільших є канал Дніпро–Донбас довжиною близько 263 км. Канал Дніпро–Донбас був створений у 1970–1980 роках для водозабезпечення Дніпропетровської та Харківської областей і функціонує як складна система гідротехнічних споруд, що включає головний водозабірний вузол, насосні станції, Орільківське та Краснопавлівське водосховища, скидні канали й допоміжні інженерні об'єкти [59].

Як штучна водна система канал характеризується високою залежністю від режиму експлуатації. Формування його екологічного стану визначається інтенсивністю водоподачі, швидкістю течії, роботою насосних станцій та рівнем водоспоживання. Скорочення обсягів прокачування води в останні десятиліття призвело до послаблення процесів самоочищення, накопичення органічної речовини, розвитку евтрофікації та погіршення санітарно-екологічних показників [21].

Результати багаторічних досліджень свідчать, що зміна режиму функціонування каналу супроводжується розвитком небажаних екологічних процесів: заростанням макрофітами, інтенсивним розвитком фітопланктону, біообростанням гідротехнічних споруд, дефіцитом розчиненого кисню та

періодичними явищами «цвітіння» води. Це не лише погіршує стан гідроекосистеми, але й знижує ефективність експлуатації водогосподарського комплексу [54].

Одним із перспективних підходів до підтримання функціонального стану штучних водойм є біологічна меліорація — використання гідробіонтів для регулювання структури водних угруповань і стримування процесів евтрофікації. На каналі Дніпро–Донбас такі заходи активно впроваджуються з початку 2010-х років із застосуванням комплексу рослиноїдних риб: білого та строкатого товстолобиків, їх гібридів і білого амура. Проведені дослідження підтвердили позитивний вплив біомеліорації на зменшення біообростання та покращення гідробіологічних характеристик водного середовища. Водночас ефективність біомеліоративних заходів значною мірою залежить від стану популяцій риб-біомеліорантів. У межах функціонування каналу на них впливає комплекс природних і антропогенних чинників, серед яких механічний вплив гідротехнічних споруд, коливання рівневого режиму, дефіцит кисню, нестабільність гідрохімічних показників, розвиток ціанобактерій та посилення евтрофікації [31].

Попри наявність нормативної бази щодо використання водних біоресурсів, питання збереження біомеліоративного потенціалу штучних транзитних водних систем залишаються недостатньо узагальненими. У зв'язку з цим дослідження впливу летальних чинників на запаси риб-біомеліорантів у каналі Дніпро–Донбас є актуальним і спрямоване на обґрунтування підходів до підвищення екологічної стійкості та ефективності функціонування штучних водних екосистем.

Мета роботи — проаналізувати вплив основних летальних чинників на запаси риб-біомеліорантів у гідротехнічному каналі Дніпро–Донбас, визначити особливості їх дії в умовах функціонування штучного водного об'єкта та узагальнити можливі напрями зменшення негативного впливу для підвищення ефективності біологічної меліорації.

На основі поставленої мети було сформовано наступні **завдання**:

- узагальнити та систематизувати сучасні наукові підходи до використання риб-біомеліорантів у процесах біологічної меліорації штучних водних об'єктів;
- охарактеризувати біолого-екологічні особливості основних видів риб-біомеліорантів та визначити їх значення у підтриманні екологічної рівноваги гідротехнічних водних систем;
- встановити основні природні та антропогенні летальні чинники, що впливають на запаси риб-біомеліорантів у гідротехнічному каналі Дніпро–Донбас;
- проаналізувати особливості впливу умов функціонування та експлуатації каналу Дніпро–Донбас на стан і збереження запасів риб-біомеліорантів;
- обґрунтувати основні напрями мінімізації негативного впливу летальних чинників та підвищення ефективності використання риб-біомеліорантів у системі каналу Дніпро–Донбас;
- зробити висновки на основі проведених досліджень.

Об'єкт дослідження – запаси риб-біомеліорантів у гідротехнічному каналі Дніпро–Донбас.

Предмет дослідження – вплив летальних чинників природного та антропогенного походження на стан, збереження та використання запасів риб-біомеліорантів у каналі Дніпро–Донбас.

РОЗДІЛ 1. ТЕОРЕТИЧНІ ЗАСАДИ ТА СУЧАСНИЙ СТАН ДОСЛІДЖЕНЬ ВИКОРИСТАННЯ РИБ-БІОМЕЛІОРАНТІВ У ШТУЧНИХ ВОДНИХ СИСТЕМАХ

1.1. Сучасні наукові підходи до використання риб-біомеліорантів у біологічній меліорації штучних водних об'єктів

Інтенсифікація господарської діяльності у другій половині XX та на початку XXI століть стала одним із визначальних чинників трансформації природних гідрологічних систем більшості індустріально розвинених держав. Масштабне будівництво магістральних каналів, водосховищ, іригаційних мереж та інших гідротехнічних споруд забезпечило вирішення стратегічних завдань водозабезпечення населення, промисловості та аграрного сектору, однак спричинило суттєві екологічні зміни. До основних наслідків належать: порушення природного режиму стоку, трансформація гідрохімічних характеристик водного середовища, зміна структури трофічних взаємозв'язків та деградація окремих компонентів гідробіоценозів [11, 67].

У структурі сучасного водогосподарського комплексу особливе місце посідають штучні водні об'єкти: канали, водосховища, ставки та меліоративні системи. На відміну від природних водойм, їх функціонування визначається специфічними гідродинамічними умовами, регульованим режимом водообміну, обмеженим потенціалом самоочищення та підвищеною чутливістю до антропогенного навантаження [43]. Такі особливості обумовлюють високий ризик розвитку евтрофікаційних процесів, нестабільність екологічних взаємозв'язків і потребу у застосуванні спеціальних механізмів підтримання екологічної рівноваги [24].

Одним із найбільших гідротехнічних об'єктів України є канал Дніпро–Донбас, створений у 1977–1982 роках для забезпечення водними ресурсами промислових центрів та населених пунктів східної частини країни. Загальна довжина каналу перевищує 263 км, а середньорічний обсяг транспортування води становить близько 2-2,5 км³. Як штучна транзитна система, канал характеризується специфічними гідроекологічними умовами: відносно

рівномірним поздовжнім профілем, обмеженим розвитком літоральної зони, неоднорідною інтенсивністю водообміну, а також підвищеною схильністю до накопичення органічної речовини, заростання та розвитку фітопланктону [71].

За умов зростання антропогенного навантаження, що супроводжується надходженням біогенних елементів із водозбірних територій, активізацією процесів «цвітіння» води та розвитком вищої водної рослинності, забезпечення стабільного функціонування каналу потребує застосування комплексу меліоративних заходів. Традиційні фізичні та хімічні підходи до регулювання якості водного середовища, хоча й забезпечують швидкий ефект, характеризуються значними економічними витратами, ризиком вторинного забруднення та обмеженою вибірковістю впливу на компоненти екосистеми [47]. У зв'язку з цим біологічна меліорація, зокрема з використанням риб-біомеліорантів, розглядається як перспективний екологічно орієнтований інструмент управління станом штучних водних систем [46].

Актуальність цього напрямку досліджень визначається необхідністю обмеження евтрофікаційних процесів, підвищення екологічної безпеки систем централізованого водопостачання, скорочення хімічного навантаження на водні екосистеми та формування науково обґрунтованих підходів до управління екологічним станом штучних водойм.

Біологічна меліорація у широкому науковому розумінні охоплює систему заходів, спрямованих на цілеспрямовану зміну функціонування водних екосистем шляхом впливу на їх біотичну складову, з метою покращення екологічного стану та підвищення продуктивності [69]. У сфері управління якістю вод штучних об'єктів під біологічною меліорацією розуміють комплекс науково обґрунтованих заходів, спрямованих на регулювання розвитку окремих компонентів гідробіоценозу для досягнення екологічного або господарського ефекту [27].

Одним із практично найбільш значущих напрямів є рибогосподарська меліорація, що передбачає використання риб як активного біологічного чинника регулювання стану водних екосистем. У сучасних класифікаційних

підходах виділяють кілька її функціональних напрямів: іхтіологічну меліорацію, спрямовану на оптимізацію структури іхтіофауни; гідробіологічну меліорацію, орієнтовану на регулювання розвитку планктонних і бентосних угруповань через трофічні взаємодії; та фітомеліорацію, основною метою якої є стримування розвитку фітопланктону і макрофітної рослинності [53, 72].

Таким чином, рибогосподарська меліорація є спеціалізованим інструментом у системі біологічного управління водними екосистемами поряд із мікробіологічними, альгологічними та іншими біотичними підходами. Її широке практичне застосування пов'язане з високою ефективністю риб як регуляторів трофічної структури екосистем та можливістю керованого формування біоценотичних процесів.

Екологічні механізми функціонування біомеліоративних процесів базуються на принципах трофічного регулювання та каскадних взаємодій у харчових мережах. Відповідно до концепції трофічного каскаду (trophic cascade), зміна чисельності організмів одного трофічного рівня може викликати послідовні зміни у структурі всього угруповання [55]. У водних екосистемах такі процеси проявляються через регуляцію розвитку фітопланктону, макрофітів, зоопланктону та інших компонентів біоценозу.

Особливу роль у реалізації біомеліоративних заходів відіграють риби-біомеліоранти, які розглядаються як функціональні інженери екосистем (ecosystem engineers), здатні змінювати фізичні та біологічні параметри середовища. Найбільшого поширення у практиці біологічної меліорації набули представники родини *Cyprinidae* – білий товстолобик (*Hypophthalmichthys molitrix*), строкатий товстолобик (*Hypophthalmichthys nobilis*), їх гібридні форми та білий амур (*Stenopharyngodon idella*), використання яких базується на особливостях їх трофічної спеціалізації та здатності впливати на продукційні процеси у водних екосистемах [15].

1.2. Біолого-екологічна характеристика основних видів риб-біомеліорантів та їх роль у підтриманні екологічної рівноваги гідротехнічних водних систем

Концепція біологічної меліорації водних об'єктів базується на цілеспрямованому використанні трофічного потенціалу окремих груп гідробіонтів для регулювання структурно-функціональної організації водних екосистем. У сучасних підходах до управління якістю водного середовища риби-біомеліоранти розглядаються не лише як об'єкти рибогосподарського використання, а насамперед як функціональні регулятори екосистемних процесів, здатні впливати на інтенсивність первинної продукції, швидкість трансформації органічної речовини та просторову організацію угруповань водної рослинності [30]. У цьому контексті принципове значення має розмежування понять «рибопродуктивність» та «меліоративний ефект»: якщо перше відображає господарську результативність використання водного об'єкта, то друге характеризує ступінь змін екологічного стану екосистеми під впливом біотичного регулювання [47].

У структурі гідробіоценозу рослиноїдні риби займають специфічне положення консументів першого та другого порядків, забезпечуючи ефективне залучення енергії автотрофного блоку до подальших трофічних рівнів. Їх функціональна роль визначається характером трофічних зв'язків та особливостями використання кормових ресурсів. Споживання фітопланктону, зоопланктону, детриту та вищої водної рослинності супроводжується одночасним зменшенням продукційного потенціалу первинних продуцентів і прискоренням процесів деструкції органічної речовини [1]. Водночас екскреторна діяльність риб забезпечує повернення біогенних елементів у форми, доступні для повторного включення у продукційні процеси, що визначає їх важливу роль у регуляції біогеохімічних циклів азоту та фосфору [10].

У сучасній гідроекології функціональні групи гідробіонтів класифікуються відповідно до їх участі у процесах трансформації речовини та

енергії в екосистемі [29]. Риби-біомеліоранти представлені переважно фітопланктофагами (білий товстолобик), зоопланктофагами та детритофагами (строкатий товстолобик), а також макрофітофагами (білий амур), що обумовлює різноспрямований характер їх впливу на окремі функціональні блоки водної екосистеми. Водночас величина меліоративного ефекту не перебуває у прямій залежності від чисельності риб: перевищення оптимальної щільності посадки може супроводжуватися посиленням евтрофікаційних процесів унаслідок додаткового надходження біогенних елементів із продуктами метаболізму [19].

Зв'язок між трофічною спеціалізацією та меліоративною ефективністю реалізується через комплекс взаємопов'язаних механізмів, серед яких основними є пряме вилучення фітопланктонної та макрофітної біомаси, структурна перебудова планктонних угруповань унаслідок вибіркового споживання, зміна оптичних характеристик водного середовища та перерозподіл біогенних елементів між окремими горизонтами водної товщі [5]. Сукупна дія зазначених процесів формує інтегральний меліоративний ефект, оцінка якого значно складніша порівняно з ранніми моделями біологічного регулювання, що розглядали вплив риб переважно як прямий трофічний контроль [6].

Таким чином, трофічна спеціалізація виступає одним із ключових критеріїв вибору видів для цільової біологічної меліорації. У гідротехнічних системах, де гідродинамічний режим, концентрація біогенних речовин і ступінь розвитку водної рослинності суттєво відрізняються від природних водойм, добір ефективних видів-біомеліорантів повинен здійснюватися з урахуванням специфіки водообміну та трофічного статусу конкретного водного об'єкта [48].

Білий товстолобик *Hypophthalmichthys molitrix* (Val., 1844) належить до найбільш ефективних видів риб-біомеліорантів, що використовуються для регулювання надмірного розвитку фітопланктону у штучних водоймах та гідротехнічних каналах. Природний ареал виду охоплює рівнинні ділянки

річкових систем Китаю та басейну Амуру, однак у результаті широкомасштабної інтродукції сьогодні він поширений більш ніж у 80 країнах світу [9]. В Україні вид культивується з другої половини XX століття та є одним із базових компонентів полікультури у рибницьких господарствах, а також використовується для цільового меліоративного зариблення каналів і водосховищ.

Трофічна спеціалізація *H. molitrix* визначається високим рівнем морфофункціональної адаптації зябрового апарату до фільтраційного способу живлення. Зяброві тичинки формують густу фільтраційну структуру з просвітом близько 10–30 мкм, що забезпечує ефективне виловлення мікроскопічних водоростей, включаючи частину дрібноклітинних ціанобактерій [16]. Процес фільтрації має активний характер і супроводжується регульованим проходженням водного потоку через зяброву систему, що підвищує ефективність затримання планктонних частинок. Інтенсивність фільтрації у дорослих особин залежить від температурного режиму та концентрації кормових організмів і може досягати високих значень [23].

1.3. Нормативно-правові засади охорони та використання риб-біомеліорантів у системі біологічної меліорації штучних водних об'єктів

Правове регулювання охорони запасів риб-біомеліорантів у магістральному каналі Дніпро–Донбас ґрунтується на системі конституційних норм, положеннях водного та рибогосподарського законодавства, а також спеціальних нормативно-правових актах у сфері аквакультури та охорони водних біоресурсів. Необхідність застосування біомеліорації визначається розвитком біоперешкод (макрофітів, біообростання), погіршенням якості води та особливостями функціонування каналу як штучної транзитної водної системи.

Специфіка каналу Дніпро–Донбас пов'язана з періодичним режимом водоподачі, роботою насосних станцій, значною протяжністю (263 км), наявністю Орільківського та Краснопавлівського водосховищ і

багатофункціональним використанням води. Такі умови формують ризики для існування риб-біомеліорантів і підвищують їх вразливість до механічного впливу, гіпоксії, евтрофікації, розвитку ціанобактерій, коливань рівня води та нестабільності гідрохімічного режиму.

Конституція України визначає водні біоресурси об'єктом права власності Українського народу (ст. 13) та гарантує право громадян на безпечне довкілля (ст. 50). Масова загибель риб-біомеліорантів і пов'язане з нею погіршення якості води можуть розглядатися як порушення екологічних прав населення.

Базовим актом у сфері регулювання використання водних об'єктів є Водний кодекс України. Його положення визначають канали як штучні водні об'єкти водного фонду та встановлюють вимоги до спеціального водокористування, експлуатації гідротехнічних споруд і запобігання негативному впливу на водні екосистеми. Для каналу Дніпро–Донбас додатково застосовуються вимоги щодо санітарної охорони та обмеження діяльності, здатної спричинити загибель гідробіонтів [8].

Особливе значення мають положення щодо обов'язку користувачів забезпечувати охорону водних об'єктів і застосовувати рибозахисні заходи під час експлуатації водозабірних споруд та насосних станцій [26].

Ключове значення має Закон України «Про рибне господарство, промислове рибальство та охорону водних біоресурсів», який визначає водні біоресурси об'єктом державної охорони та забороняє діяльність, що спричиняє масову загибель гідробіонтів. Закон передбачає обов'язок застосування рибозахисних пристроїв та здійснення заходів щодо збереження запасів риб.

Використання риб-біомеліорантів регламентується також Законом України «Про аквакультуру». Закон визначає рибогосподарську меліорацію як систему заходів, спрямованих на оптимізацію гідрологічного, гідрохімічного та гідробіологічного режимів водних об'єктів. До основних інструментів належать регулювання водної рослинності, вселення риб-меліорантів та підтримання екологічної стійкості водних екосистем [18].

Практика використання рослиноїдних риб у каналі Дніпро–Донбас підтверджує їх ефективність у стримуванні евтрофікації та зменшенні біообростання.

Практичний механізм здійснення рибогосподарської меліорації деталізується підзаконними актами, зокрема Порядком здійснення рибогосподарської меліорації водних об'єктів (2025 р.). Документ визначає вимоги до проведення меліоративних робіт, необхідність наукового обґрунтування, застосування рибозахисних заходів та погодження робіт із профільними органами управління.

Україна також виконує міжнародні зобов'язання у сфері охорони водних екосистем відповідно до Конвенції про біологічне різноманіття, Рамсарської конвенції та Водної рамкової директиви ЄС. Реалізація цих документів спрямована на збереження біорізноманіття та підтримання належного екологічного стану водних об'єктів [20].

Порушення вимог законодавства щодо охорони водних біоресурсів тягне адміністративну та кримінальну відповідальність.

Попри сформовану систему правового регулювання, існують суттєві прогалини щодо захисту запасів риб-біомеліорантів у штучних гідротехнічних системах.

Однією з ключових проблем є відсутність законодавчого визначення поняття «біологічна меліорація». Чинні акти використовують термін «рибогосподарська меліорація», однак не визначають особливості застосування живих організмів як інструменту покращення екологічного стану водойм.

Недостатньо врегульованими залишаються питання організації біомеліоративних робіт, участі суб'єктів господарювання, порядку фінансування, проведення моніторингу та оцінки ефективності заходів.

Окремою проблемою є відсутність типових механізмів реалізації біомеліорації, включаючи стандартизовані договори, вимоги до обліку

летальних чинників, критерії відтворення водних біоресурсів і технічні вимоги до рибозахисних пристроїв.

Також потребують подальшого розвитку нормативи щодо допустимих рівнів впливу на риб-біомеліорантів і механізми управління ризиками їх масової загибелі.

Отже, удосконалення нормативно-правової бази є необхідною умовою підвищення ефективності біологічної меліорації та забезпечення сталого функціонування магістрального каналу Дніпро–Донбас як важливого водогосподарського об'єкта.

1.4. Основні природні та антропогенні летальні чинники, що впливають на запаси риб-біомеліорантів у гідротехнічному каналі Дніпро–Донбас

Поняття летального чинника в екологічній іхтіології охоплює сукупність абіотичних і біотичних агентів, дія яких призводить до прямої загибелі риб або істотно підвищує ризик смертності внаслідок порушення фізіологічного стану організму, виснаження енергетичних резервів, зниження імунної резистентності чи дезорганізації поведінкових реакцій [14]. У системі управління запасами водних біоресурсів у штучних екосистемах принципове значення має розмежування летальних і сублетальних впливів, оскільки сублетальні навантаження часто не спричиняють миттєвої загибелі, однак формують довготривалі негативні наслідки через поступове виснаження адаптаційного потенціалу організму [13].

Рибогосподарське значення летальних чинників визначається не лише їх безпосереднім впливом на чисельність популяцій, а й здатністю змінювати структурну організацію рибних угруповань. Селективна смертність окремих вікових або розмірних груп призводить до трансформації вікової структури, зміни трофічних взаємозв'язків та порушення функціонального розподілу біомаси у межах екосистеми. Для риб-біомеліорантів такі зміни мають особливе значення, оскільки ефективність їхньої екологічної функції прямо залежить від підтримання певної чисельності та вікової структури популяції.

За походженням летальні чинники традиційно класифікують на природні та антропогенні. До природних належать екстремальні температурні режими, дефіцит розчиненого кисню, токсичні концентрації природних метаболітів, паразитарні та інфекційні захворювання, а також міжвидові взаємодії, включаючи хижацтво. Антропогенні чинники пов'язані з господарською діяльністю людини та включають трансформацію гідрологічного режиму, експлуатацію гідротехнічних споруд, надходження забруднювачів, надмірне рибогосподарське навантаження, а також інтродукцію чужорідних видів і патогенних агентів [7].

У штучних водних системах, зокрема у водопостачальних і меліоративних каналах, антропогенний компонент смертності зазвичай домінує. Природні фактори під впливом господарської трансформації набувають нових проявів і часто виступають вторинними механізмами реалізації антропогенного пресингу.

Особливого значення проблема смертності набуває для запасів риб-біомеліорантів через відсутність їх природного відтворення у більшості штучних водойм помірного кліматичного поясу. Популяції білого товстолобика, строкатого товстолобика та білого амура у каналі Дніпро–Донбас підтримуються виключно шляхом штучного зариблення [51]. За таких умов будь-яке підвищення смертності має незворотний характер і прямо відображається на скороченні запасів риб, що виконують біомеліоративну функцію. Таким чином, летальні чинники у гідротехнічному каналі є як екологічним ризиком, так і ключовим лімітуючим фактором ефективності біологічної меліорації.

Специфіка прояву летальних чинників у каналних системах істотно відрізняється від природних екосистем. Лінійна конфігурація каналу, односпрямований рух води і локалізовані зони техногенного навантаження (насосні станції, шлюзи) формують нерівномірний просторово-часовий розподіл ризиків [68]. Це ускладнює оцінювання чисельності популяцій, прогнозування втрат та розроблення заходів мінімізації смертності. Канал

Дніпро–Донбас — складна система довжиною близько 263 км з насосними станціями, шлюзами та рибозахисними спорудами. Кожен вузол водоподачі потенційно є джерелом механічної смертності риб [34].

Механічний вплив реалізується через контактну травматизацію на водоприймальних решітках, потрапляння риб у насосне обладнання (перепади тиску, відцентрові сили, висока швидкість) та формування зон гідродинамічного стресу з баротравмою [2]. Принципово важливим є розмежування прямої та відкладеної смертності. Відкладена смертність часто перевищує зареєстровану і важко оцінюється [3].

Механічний вплив має виражену селективність щодо віку та розміру риб. Для біомеліоративних систем найбільш критичні втрати особин середніх і старших вікових груп (2+ - 3+), які забезпечують основну фільтраційну активність [12].

Кисневий режим є ключовим фактором. Для риб-біомеліорантів, особливо білого товстолобика, зниження концентрації кисню нижче 3-4 мг/дм³ пригнічує обмін речовин, харчову активність та стійкість [19]. У каналі спостерігається значна просторова неоднорідність кисневого режиму, особливо вночі та влітку, що сприяє заморним явищам.

Гідрохімічні фактори (температура води 22-30 °С, рН, неіонізований аміак, нітрити, органічне забруднення) діють пролонговано, накопичуючи сублетальні ефекти з переходом до критичних станів [4].

Евтрофікація — один із найбільш масштабних факторів, що обмежують ефективність риб-біомеліорантів. У каналі вона проявляється накопиченням біогенів і «цвітінням» води токсигенними ціанобактеріями (*Microcystis*, *Dolichospermum* та ін.), що викликає токсичне навантаження, порушення кисневого режиму та зниження меліоративної функції [7].

Гідрологічний та гідродинамічний режими залежать від роботи насосних станцій. Коливання рівня води та швидкості течії створюють додатковий стрес, ускладнюють живлення, підвищують енергетичні витрати риб і ризик їх винесення за межі цільових ділянок [64].

РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Характеристика каналу Дніпро–Донбас як району досліджень

Канал Дніпро–Донбас є одним із найважливіших гідротехнічних об'єктів України, що забезпечує водопостачання промислових та комунально-побутових споживачів сходу країни. Він розташований у межах Дніпропетровської, Полтавської та Харківської областей і є штучною водогосподарською системою, що з'єднує річку Дніпро з Донецьким промисловим регіоном. Географічно траса каналу пролягає переважно в межах степової зони України, перетинаючи Придніпровську та Лівобережно-Дніпровську низовинні рівнини [32, 73].

Будівництво каналу здійснювалося в період 1966–1981 рр. і стало відповіддю на гостру проблему дефіциту водних ресурсів у Донецько-Придніпровському економічному районі. Необхідність подачі дніпровської води до Донецького басейну зумовлювалася інтенсивним розвитком металургійної, хімічної та гірничодобувної промисловості, що потребувала значних обсягів технічної та питної води.

Загальна довжина каналу становить близько 263 км, з яких основна траса простягається від головної насосної станції, розташованої поблизу с. Орлівщина Дніпропетровської області, до кінцевого пункту водоподачі. Пропускна спроможність каналу на початку траси досягає $120 \text{ м}^3/\text{с}$, однак у процесі транзиту води обсяги зменшуються внаслідок фільтраційних втрат, випаровування та водозабору проміжними споживачами [70].

Система водоподачі каналу включає п'ять насосних станцій, що здійснюють підйом води відповідно до перепадів рельєфу по трасі: Орлівська (перший підйом), Карлівська (другий підйом), Краснопавлівська (третій підйом) та ряд інших об'єктів. Загальний геодезичний підйом води від Дніпра до кінцевого пункту водоподачі перевищує 90 м, що зумовлює значні енергетичні витрати на експлуатацію. Насосні станції обладнані потужними

відцентровими насосами та відповідними силовими трансформаторними підстанціями.

Невід'ємними елементами системи є два великих водосховища — Орільківське та Краснопавлівське. Орільківське водосховище площею близько 22 км² розташоване в межах Дніпропетровської та Полтавської областей і виконує роль регулювального басейну на першій ділянці каналу. Краснопавлівське водосховище, розташоване в Харківській області, є більшим за розміром (площа поверхні близько 55-60 км², об'єм близько 400 млн м³) і виконує функції основного регулятора водопостачання у Харківському промисловому районі. Обидва водосховища характеризуються відносно невеликими глибинами (середня 3-5 м) та значними площами мілководь, що визначає специфіку їх гідрологічного і гідробіологічного режимів [40].

Сучасний режим експлуатації каналу визначається нерівномірністю водоподачі протягом року, зумовленою сезонними коливаннями водоспоживання промисловими та комунально-побутовими споживачами. Максимальна водоподача припадає на весняно-літній та осінній період, тоді як взимку рівень функціонування системи може суттєво знижуватися. Нестабільність робочого режиму безпосередньо позначається на гідрологічних та гідроекологічних умовах водойм каналу, зокрема на температурному та кисневому режимах, швидкості течії та умовах утримання іхтіофауни.

Як об'єкт біомеліорації канал Дніпро—Донбас використовується з метою запобігання та ліквідації небажаних явищ масового розвитку водоростей (цвітіння води), що є наслідком евтрофікації водойм [58]. Для здійснення біомеліорації в акваторію каналу та його водосховищ вселяються риби-фітофаги й планктофаги — представники родини коропових: товстолоб строкатий, товстолоб білий, білий амур. Ці види здійснюють безпосереднє вилучення з водного середовища фітопланктону, зоопланктону та макрофітів, знижуючи продукційне навантаження та поліпшуючи якість води [65, 66].

Гідрологічний режим каналу Дніпро–Донбас визначається штучним характером водойми та безпосередньо залежить від режиму роботи насосних станцій і обсягів водоподачі. Швидкість течії в русловій частині каналу в робочому режимі становить 0,4-1,2 м/с і суттєво знижується або зникає при зупинках водоподачі. У водосховищах течія значно слабша (0,01-0,05 м/с), що зумовлює формування уповільненого водообміну.

Водообмін у системі каналу характеризується значною нерівномірністю залежно від сезону та режиму роботи. У водосховищах час водообміну може коливатися від кількох місяців до понад року, що сприяє акумуляції біогенних речовин і розвитку евтрофікаційних процесів. Маловодні чи безводні зимові та рання весна разом із сезонними зупинками насосних агрегатів є критичними для іхтіофауни.

Температурний режим водойм каналу відповідає континентальному клімату степової зони. Літні максимуми температури поверхневих шарів води можуть досягати 26-30°C і вище, що за умов мілководності й слабого перемішування спричиняє значне прогрівання товщі. Зимові мінімальні температури наближаються до 0°C, у суворі зими можливе утворення льодового покриву. Різкі температурні перепади при зупинках насосних станцій у зимово-весняний та осінній період, коли у водойму надходять маси води іншої температури, становлять потенційний стресовий чинник для риб [66].

Кисневий режим є одним із найважливіших гідрохімічних параметрів, що визначають умови існування риби у каналі. Влітку, в умовах підвищеної температури та інтенсивного розвитку водоростей, концентрація розчиненого кисню зазнає добових коливань у широких межах: від пересичення (понад 150% насичення) в денний час до критично низьких значень (нижче 3-4 мг/л, а за окремими повідомленнями — нижче 2 мг/л) у нічні та ранкові години. Саме дефіцит кисню є одним із провідних летальних чинників для риби у теплий сезон [36].

Гідрохімічні особливості каналу формуються на основі хімічного складу дніпровської води з урахуванням процесів трансформації речовин у процесі транзиту. Води каналу характеризуються помірною мінералізацією (200-500 мг/л), нейтральною або слаболужною реакцією (рН 7,0-9,0, з піками до 9,5-10 при масовому розвитку водоростей). Концентрації біогенних елементів (азот амонійний, нітрати, фосфати) значно перевищують фонові показники внаслідок скидів стічних вод і дифузного надходження добрив із сільськогосподарських угідь [45].

Евтрофікаційні процеси є характерною ознакою водоєм каналу Дніпро–Донбас, особливо у водосховищах та акумулятивних ділянках з уповільненим водообміном. Масовий розвиток синьо-зелених водоростей – так зване «цвітіння» – є щорічним явищем і призводить до різкого погіршення якості води: зростання рН, аноксії у придонних шарах, накопичення токсичних продуктів метаболізму ціанобактерій, погіршення органолептичних показників. Саме інтенсивна евтрофікація зумовила необхідність впровадження біомеліоративних заходів із залученням риб-фітофагів і планктофагів [22].

Умови існування риб-біомеліорантів у каналі визначаються комплексом зазначених вище чинників і є нестабільними. Оптимальні умови для толстолобів і білого амура складаються в теплий сезон при температурі 18–28°C, нормальному кисневому режимі та достатній кормовій базі. Водночас екстремальні умови – гіпоксія влітку, різкі перепади температури при зміні режиму подачі води, механічні травми при проходженні через насосні агрегати, вплив іхтіотоксичних речовин ціанобактерій – є потенційно летальними. Сезонні спостереження фіксують підвищену смертність риб у критичні періоди [49].

2.2. Матеріали та методи досліджень

Фактичну основу дослідження склали первинні документи, що відображають стан рибного господарства на каналі Дніпро–Донбас та фіксують факти загибелі риб-біомеліорантів у різні періоди часу. Головним

джерелом первинних даних були акти виконаних робіт із зариблення водойм каналу, акти обстеження стану іхтіофауни, акти встановлення фактів загибелі риб, а також планово-звітна документація організацій, що здійснювали зариблення та моніторинг.

Акти виконаних робіт із зариблення містили відомості про обсяги, видовий склад та розміро-вагові характеристики зарибленої молоді й цьоголіток, дату і місце зариблення, умови проведення операції. Ці документи дозволяли відновити динаміку вселення риб та оцінити вихідну чисельність популяцій-біомеліорантів у різні періоди спостережень. Систематизація актів зариблення давала можливість побудувати хронологічний ряд показників запасів риб для подальшого порівняльного аналізу.

Акти обстеження стану водойм каналу та іхтіофауни склалися за результатами рибогосподарських та гідробіологічних обстежень і містили дані про видовий склад риб, відносну чисельність, результати обліків методами контрольних відловів та електролову, а також характеристику гідрохімічних і гідробіологічних умов у проведенні обстежень.

Документовані випадки загибелі риб зафіксовані в актах, складених уповноваженими особами та контролюючими органами. У цих документах відображалися: дата, місце та обставини виявлення загиблої риби, орієнтовна кількість загиблих особин, видовий склад, розміри та маса тіла загиблих риб, а також попередні висновки щодо причин загибелі. Частина актів містила результати патологоанатомічного та гідрохімічного аналізів, що виконувалися після фіксації факту загибелі.

Експлуатаційна документація підприємства з управління каналом включала технічні журнали роботи насосних станцій, графіки зупинок агрегатів, журнали гідрометрії та гідрохімічного контролю якості води. Ці матеріали виявилися незамінними для встановлення хронологічного зв'язку між технологічними подіями (зупинки, пуски насосних агрегатів, зміни витрат води) та фіксованими випадками загибелі риб.

Польові спостереження, що проводились у межах досліджень, охоплювали візуальне обстеження берегових зон та акваторій каналу у період, що передував або збігався з актами обстежень. Під час польових виходів здійснювалась фіксація зовнішніх ознак гіпоксії у риб (скупчення риб біля поверхні, характерна поведінка), реєструвалися видимі ознаки цвітіння води, проводилися оперативні вимірювання температури та вмісту кисню у поверхневому шарі.

2.3. Методи встановлення летальних чинників

Встановлення летальних чинників, що спричиняли загибель риби-біомеліорантів у системі каналу Дніпро–Донбас, здійснювалося комплексним методом, що поєднував аналіз первинної документації, зіставлення хронологічних даних та порівняльний аналіз з відомими закономірностями загибелі риби у гідротехнічних спорудах. Підхід ґрунтувався на методологічних принципах, розроблених у вітчизняній та зарубіжній іхтіоекології.

Аналіз актів загибелі риби проводився з метою виявлення зовнішніх ознак, що свідчать про той чи інший летальний чинник. Ознаки гіпоксійного ураження (гіперемія зябрового апарату, крапкові крововиливи, характерне положення тіла), механічної травми (зовнішні пошкодження луски, плавців, м'язової тканини, крововиливи у ділянках механічної дії), токсичного впливу (дистрофічні зміни внутрішніх органів, специфічне забарвлення слизових оболонок) ідентифікувалися відповідно до атласів патологій риби та рекомендованих методичних посібників [37].

Для встановлення зв'язку між режимом роботи гідротехнічних споруд та фактами загибелі риби застосовувався хронологічний метод зіставлення. Дати і час зафіксованих загибелі риби порівнювалися з графіками роботи насосних агрегатів (пуски, зупинки, режими перевантаження), що виявляло можливий причинно-наслідковий зв'язок між технологічними подіями та смертністю. Часовий лаг між технологічною подією та виявленою загибеллю риби враховувався залежно від характеру чинника (гіпоксія – кілька годин,

токсичний вплив – від кількох годин до кількох діб, механічна травма – безпосередній зв'язок) [35].

Оцінка гіпоксійного стресу здійснювалась на основі аналізу наявних гідрохімічних даних щодо вмісту розчиненого кисню у період, що передував або збігався з фіксованими фактами загибелі риб. Порогові значення концентрації кисню, що є критичними для видів-біомеліорантів, визначалися відповідно до літературних даних: для товстолобів та білого амура критичним є зниження до 2-3 мг/л O_2 , а значення нижче 1 мг/л є безумовно летальними [17].

Ідентифікація токсичного впливу ціанобактерій здійснювалась на підставі аналізу відповідності дат загибелі риб період масового розвитку синьо-зелених водоростей, що фіксувалися в актах обстеження та журналах гідробіологічного моніторингу. Характерна картина масової загибелі риб, що збігалася з піком цвітіння водойм, кваліфікувалась як потенційний токсикоз, спричинений ціанотоксинами [50].

РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ПРОВЕДЕНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

3.1. Сучасний стан запасів риб-біомеліорантів у каналі «Дніпро–Донбас»

Магістральний канал «Дніпро–Донбас» є штучною гідротехнічною спорудою, збудованою у 1970-1980 рр. з метою забезпечення водою східних регіонів України з проєктною довжиною 263 км. Він функціонує у режимі примусового водообміну через систему насосних станцій: від головної водозабірної споруди (ГВС) на лівому березі Кам'янського водосховища вода надходить самопливом до НС №1, далі переміщується до Харківської області насосними станціями. За тридцять років у каналі накопичились системні негативні зміни: погіршення гідрологічного режиму, інтенсивне замулення, заростання водною рослинністю, явища задухи та «цвітіння» у літній і зимовий сезони [59].

З 2010 р. Дніпропетровська обласна громадська організація «Дніпровська природна інспекція» впроваджує на каналі масштабні біомеліоративні заходи. На ділянках №1-2 здійснено вселення риб-біомеліорантів: товстолобика білого, товстолобика строкатого, амура білого та коропа. У 2011-2014 рр. зариблення проводилось у полікультурі з такими частками: короп – 37,25 %, амур білий – 39,22 %, товстолобик білий – 23,53 %. Щільність посадки становила 500-2700 екз./га, що перевищує оптимальні показники для водойм із пасовищним типом рибицтва. Проте вже у 2015 р. зафіксований виражений біомеліоративний ефект: зменшення надлишку рослинної маси, скорочення чисельного та якісного складу синьо-зелених водоростей, підвищення загальної прозорості води [55].

Цей же позитивний ефект, однак, заклав передумови для подій, що відбулись у 2016–2017 рр. У травні та серпні 2016 р., а також у травні і серпні 2017 р. на ділянці каналу від ГВС до НС №1 зафіксовані дві окремі події масової загибелі білого товстолобика. За результатами семи актів обстеження у серпні 2016 р., кількість загиблих риб склала 14523 екз. із загальною масою 13,009 т при середній масі особини 0,896 кг.

Аналіз темпів росту особин, досліджених у травні 2016–2017 рр., виявив суттєве і хронічне відставання від нормативних показників. При встановленому віці п'ять років (зариблення цьоголітками у 2013 р.) індивідуальна маса особин становила лише 0,67-1,18 кг, тоді як нормативний показник для пасовищного рибництва без інтенсифікаційних заходів передбачає досягнення 2,4-3,6 кг до цього віку (темپ накопичення маси 0,5-1,0 кг/сезон). Виявлене відставання на 50-70 % від норми є самостійним діагностичним показником незадовільного трофічного стану водойми і є першою ознакою системного аліментарного стресу.

Запаси риб-біомеліорантів у каналі «Дніпро–Донбас» функціонують в умовах хронічного трофічного стресу, що проявляється у систематичному відставанні темпів росту *H. molitrix* на 50-70 % від нормативних значень. Біомеліоративний ефект є нестабільним: його успішна реалізація у 2015 р. стала одним із факторів трофічного дефіциту 2016-2017 рр. [57].

3.2. Природні летальні чинники у смертності риб та їх сезонна диференціація

За результатами комплексних досліджень встановлено два якісно відмінних природних летальних чинники, що реалізуються у різні сезони і через принципово різні патологічні механізми. Їх розмежування є вирішальним для розуміння динаміки загибелі та розробки адресних превентивних заходів.

У весняний період (травень 2016 і 2017 рр.) домінуючим летальним чинником є аліментарне голодування *H. molitrix*, спричинене критичним зубожінням трофічної бази. Іхтіопатологічне обстеження 33 особин з обох сезонів виявило однотипну картину патологічних змін: відсутність екзо- та ендопаразитів, відсутність ознак інфекційних захворювань, але стійкий комплекс симптомів метаболічного порушення. У чотирьох із десяти розкритих особин кишківник виявився повністю порожнім, у решти він містив перетравлену масу детритного походження, мул, фрагменти діатомових

водоростей при повній відсутності рослинних і тваринних організмів. У всіх досліджених особин жовчний міхур значно збільшений — класичний маркер порушення обміну речовин унаслідок тривалого голодування. Особливо важливим є встановлений факт відшарування зябрових пелюсток і тичинок від зябрових дуг за цілковитої відсутності паразитів: цей феномен раніше для *H. molitrix* не описувався і є специфічною патологічною реакцією на метаболічні порушення, зумовлені голодуванням [57].

Причинна основа голодування встановлена на підставі гідробіологічного аналізу фітопланктону. Якісний склад водоростей у весняний сезон виявився вкрай збідненим: від 8 до 16 видів залежно від ділянки відбору проб (табл. 1).

Таблиця 1

Якісний склад фітопланктону у каналі «Дніпро–Донбас» (травень 2016–2017 рр.) на ділянці ГВС-НС №1

Групи фітопланктону	Аванкамера	ГВС, 20 м від шлюзів	Вище Шульгівського мосту	Район Шульгівського мосту	Район НС №1
Синьо-зелені (<i>Cyanophyta</i>)	2/25,0%	2/16,7%	2/12,5%	2/20,0%	2/14,3%
Жовто-зелені (<i>Xanthophyta</i>)	—	—	—	1/10,0%	1/7,1%
Евгленові (<i>Euglenophyta</i>)	1/12,5%	—	2/12,5%	—	3/21,3%
Протококові (<i>Protococcales</i>)	—	—	1/6,3%	—	—
Діатомові (<i>Bacillariophyta</i>)	5/62,5%	8/66,6%	9/56,2%	5/50,0%	4/27,6%
Нитчасті (<i>Zygnematales</i>)	—	2/16,7%	2/12,5%	1/10,0%	2/14,3%
Усього видів	8	12	16	10	14

Примітка: над рискою — кількість видів, під рискою — частка від загальної кількості видів, %.

Принципово важливим є майже повна відсутність у складі фітопланктону дрібних протококових водоростей (*Protococcales*) — єдиної групи, яку *H. molitrix* здатен ефективно відфільтровувати і засвоювати: вони виявлені лише на одній із п'яти точок відбору проб, причому одним єдиним видом — *Pediastrum duplex* у відносно крупній 16-клітинній формі. Для

порівняння, у нормативний для каналу сезон кількість видів фітопланктону перевищує 50. Основу ж наявної фітопланктонної маси у дослідженні весняні сезони становили синьо-зелені водорості *Cyanophyta* (передусім *Microcystis aeruginosa*) з чисельністю 960-15200 тис. кл./л та біомасою 4,5-45,6 мг/л, а також діатомові *Bacillariophyta*.

Обидва нехарчових компоненти – синьо-зелені та діатомові – не лише не є ефективним кормом для *H. molitrix*, але й несуть додаткову шкоду: *Microcystis aeruginosa* внаслідок колоніальної організації та великих індивідуальних розмірів практично не відфільтровується рибою, а діатомові через наявність вапнякового скелету здатні травмувати слизову оболонку кишечника. Зоопланктон у досліджений весняний період розвинений задовільно лише після появи молоді коловерток; домінування в планктоні гіллястовусих ракоподібних *Bosmina longirostris*, хоча й свідчить про певну трофічну активність, одночасно означає додаткове конкурентне споживання тих нечисленних водоростей, які присутні у воді. Як наслідок, трофічна ніша *H. molitrix* виявилась фактично порожньою [33].

Наведена нижче блок-схема, демонструє патологічний ланцюг смертності риб. Цей механізм пояснює парадоксальну на перший погляд загибель риб без помітного кисневого дефіциту (рис. 1).

У літній сезон (серпень 2016 р.) реалізується принципово інший сценарій загибелі, і ключовим діагностичним маркером є його видова вибірковість. На ділянці каналу від ГВС до дюкеру №1 з 30 липня по 12 серпня 2016 р. загинув виключно білий товстолобик (14523 екз.), тоді як інші види, що перебували на цій самій акваторії, масово не гинули – за винятком лише 3-5 екз. плітки та 6-8 екз. плоскирки. Ця вибірковість однозначно вказує не на заморне явище (при заморі гинуть усі види у визначеному ієрархічному порядку), а на специфічний механізм ураження, пов'язаний із фільтраційним апаратом *H. molitrix*.

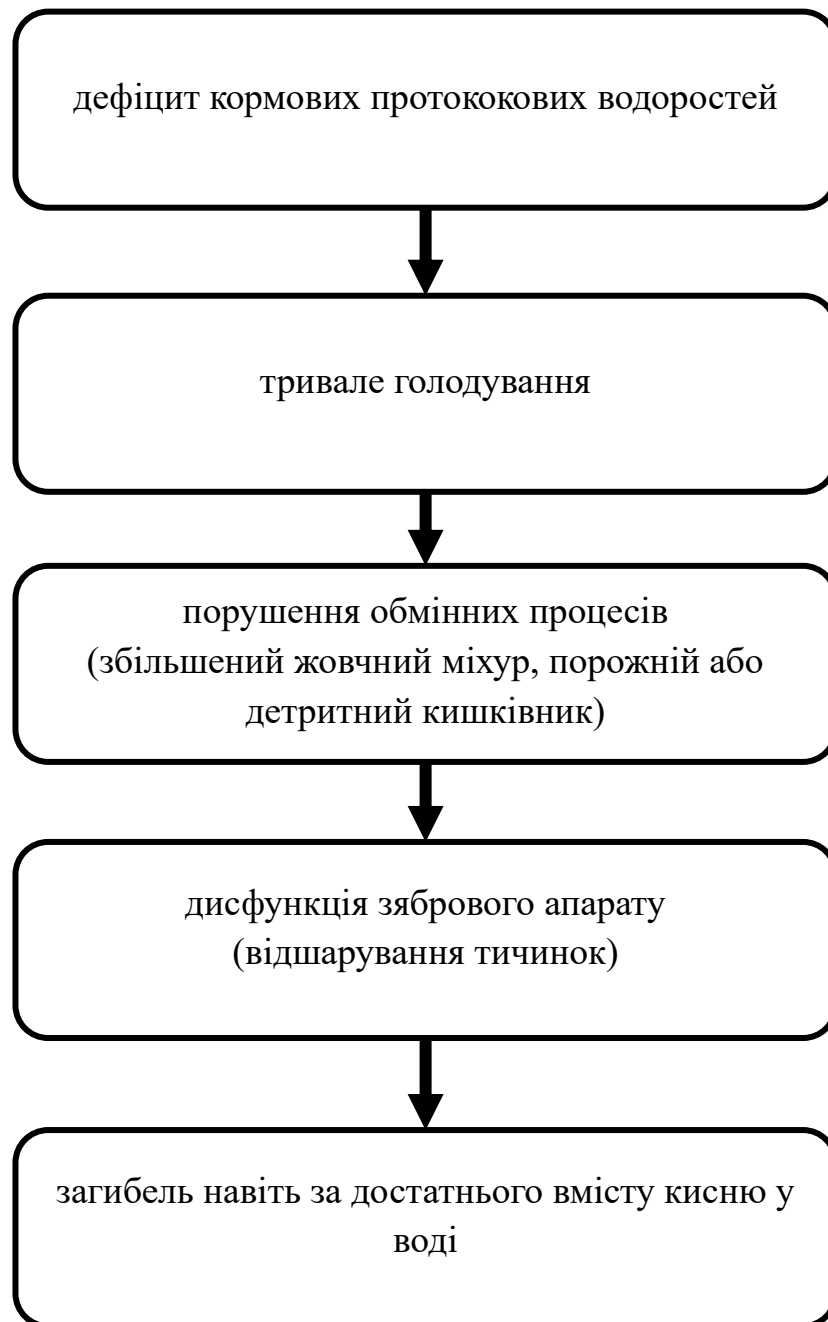


Рис. 1. Блок-схема патологічної смертності риб

Встановлений першопричинний механізм – «залпове» надходження надмірної біомаси токсигенних синьо-зелених водоростей з аванкамери ГВС. Аналіз проб фітопланктону показав, що біомаса водоростей в аванкамері на момент дослідження становила 3000 г/м^3 , що у три рази перевищує максимальний нормативний рівень («гранично брудна» вода – 1000 г/м^3). У якісному відношенні аванкамера містила виключно синьо-зелені водорості, до 90 % яких становили токсигенні *Microcystis aeruginosa* та *Anabaena flos-aquae*;

нетоксичний *Aphanizomenon flos-aquae* у досліджуваних пробах не виявлений. Характерно, що ще до початку аналізу колір водних мас, що надходили з аванкамери наприкінці липня 2016 р., мав плямистий синювато-бурий відтінок з фіолетовими вкрапленнями – характерна ознака одночасного перебування синьо-зелених на різних стадіях відмирання.

Таблиця 2

Кількісний розвиток фітопланктону у різних точках каналу «Дніпро–Донбас» (серпень 2016)

Групи фітопланктону	Аванкамера	Прибережжя шлюзу	Центр каналу, 30 м від шлюзу	Район НС №1, 24 км від ГВС
Синьо-зелені (<i>Cyanophyta</i>)	100,00/3000,0	81,19/540,64	53,48/236,13	7,41/10,69
Евгленові (<i>Euglenophyta</i>)	–	–	0,10/0,88	0,05/0,44
Протококові (<i>Protococcales</i>)	–	–	3,48/11,02	5,56/1,83
Діатомові (<i>Bacillariophyta</i>)	–	4,55/5,00	0,22/0,15	8,06/40,85
Усього (чисельність/біомаса)	100,0/3000,0	85,74/545,64	89,83/261,37	20,10/54,07

Примітка: чисельність – млн. кл./м³; біомаса – г/м³ (над ризикою/під ризикою).

Просторовий градієнт біомаси фітопланктону (від 3000 г/м³ в аванкамері до 54,07 г/м³ у районі НС №1 на відстані 24 км) цілком пояснює просторовий розподіл загиблих риб: до 90 % загиблих особин виявлено виключно на ділянці від ГВС до Шульгівського мосту, тобто в зоні найвищого токсичного навантаження.

Іхтіопатологічний аналіз 12 напівснулих і загиблих особин (8-10 серпня 2016 р.) підтвердив активний характер ураження на відміну від весняного голодування. Кишківник заповнений синьо-зеленими водоростями *M. aeruginosa* і *Anabaena flos-aquae* та детритом (70-100 % у першій третині, але порожній у шостій із дванадцяти особин в останній третині). У черевній порожнині – 10-15 мл водянистої рідини. Печінка у більшості особин блідо-рожева, неприродно м'якої консистенції (токсична дегенерація); у частини –

структура нирок деструктурована. Зябра ослизнені, у шести із дванадцяти особин – крововиливи у їх основі, ефект злипання тичинок; безпосередньо у зябровому апараті виявлено залишки фітопланктону – свідчення фізичної блокади дихальної функції. Запалення та збільшення анального і сечостатевого отвору різного ступеня – у шести із дванадцяти особин (рис. 2). Одиначні екземпляри інфузорій роду *Trichodina* не могли спричинити загибель.



Рис. 2. Запалення анального отвору у товстолобика

(фото Кучерук А. В.)

Таким чином, ключовою відмінністю між весняним і літнім механізмами є те, що навесні кишківник риби – порожній (голодування), а влітку – переповнений токсигенним кормом (активне, але смертельне споживання). В обох випадках зябровий апарат уражений, але з різних причин: у першому – через метаболічну дисфункцію, у другому – через механічну блокаду відмерлим планктоном та пряму токсичну дію мертвих синьо-зелених водоростей.

Встановлено два якісно відмінних природних летальних чинники з сезонною прив'язкою. Весняна загибель зумовлена аліментарним

голодуванням *H. molitrix* унаслідок критичного дефіциту протококових водоростей (менше одного виду з 16 виявлених), що призводить до метаболічної дисфункції і вторинного порушення дихання. Літня загибель зумовлена кумулятивним токсичним ефектом «залпового» надходження синьо-зелених водоростей із біомасою, що у 3 рази перевищує нормативний поріг, з блокадою зябрового апарату і токсичним ураженням внутрішніх органів.

3.3. Антропогенні летальні чинники та їх взаємодія з природними факторами

Аналіз зібраних даних свідчить, що природні за механізмом дії чинники загибелі реалізуються не у вакуумі, а на тлі антропогенно сформованого хімічного та мікробіологічного середовища, яке суттєво підсилює токсичний ефект і знижує стресостійкість риб. Крім того, в системі каналу зафіксовано окремий випадок прямого антропогенного летального впливу.

Бактеріологічний аналіз проби води у районі шлюзу ГВС у серпні 2016 р. виявив критичний рівень мікробного забруднення (табл. 3).

Таблиця 3

Бактеріологічні показники води каналу «Дніпро–Донбас» у районі шлюзу ГВС у серпні 2016 р.

Показник	Виміряне значення	ГДК/Норма	Перевищення
Загальна кількість бактерій, млн. кл./мл	4,35	до 1,0	у 4,35 рази
Гетеротрофні бактерії, тис. кл./мл	6,55	до 1,0	у 6,55 рази
Анаеробні бактерії, тис. кл./мл	6,03	0	—
Колі-фаги, КУО/л	1200	0	—
Колі-індекс	2380	до 9	у 264 рази
Патогенні ентеробактерії, індекс	100	0	—
Індекс стафілококу	120	до 10	у 12 разів
Індекс ентерококів	>24 000	до 45	у 533 рази

Загальна кількість бактерій склала 4,35 млн. кл./мл при нормі до 1,0 млн. кл./мл (перевищення у 4,35 рази). Загальна кількість гетеротрофних бактерій – 6,55 тис. кл./мл при нормі до 1,0 тис. (у 6,55 рази). Зафіксований інтенсивний розвиток анаеробних бактерій (6,03 тис. кл./мл при нормативній відсутності), що є індикатором локальної аноксії у придонних шарах. Колі-індекс перевищує норму у 264 рази (2 380 при нормі до 9); індекс ентерококів – у 533 рази (>24000 при нормі до 45). Встановлено наявність патогенних ентеробактерій (*Shigella*, *Salmonella*), що повністю унеможлиблює будь-яке нормальне функціонування гідроекосистеми. Вода у зоні ГВС є джерелом загрози захворювання на вірусний гепатит.

Одержані бактеріологічні показники пояснюються механізмом, виявленим при аналізі органічної речовини у воді: співвідношення БСК₅/ПО менше 0,5 свідчить про накопичення у досліджуваній акваторії важкоокислюваної органічної речовини внутрішньоводоймового походження на фоні надходження свіжої органічної речовини ззовні. Бактеріофлора продукується на відмираючих водоростях, зоопланктоні, зообентосі та фекаліях риб, утворюючи замкнений цикл органічного самозабруднення; при температурі +27 °C і вище у безвітряну погоду цей цикл набуває лавиноподібного характеру.

Синергічний летальний ефект полягає у наступному: відмерлі клітини синьо-зелених водоростей та бактерії, проходячи крізь зябровий фільтр *H. molitrix* (найщільніший серед усіх риб каналу), налипають на тичинки і блокують газообмін. Одночасно токсичні метаболіти клітин токсигенних синьо-зелених надходять до кишківника, спричиняючи запалення його заднього відділу та анального отвору (виявлено у 6 із 12 особин) і системні ознаки інтоксикації (порушення структури нирок, дегенерація печінки) (рис. 3). Строкатий товстолобик, що харчується більш крупним зоопланктоном і має зябровий фільтр значно меншої щільності, не зазнає такого ураження – що і пояснює його відсутність серед загиблих особин.



Рис. 3. Запалення та здуття кишечника в білого товстолиба

Гідрохімічний аналіз (табл. 4) розкриває антропогенну природу умов, за яких відбувається «цвітіння». Вміст нітратів у воді каналу у серпні 2016 р. становив 94,8 мг/л – у 47,4 рази вище рибогосподарської норми (2,0 мг/л); нітритів – 14,11 мг/л (у 10,9 рази вище норми 1,3 мг/л); фосфатів – 4,24 мг/л (у 8,5 рази вище норми 0,5 мг/л). Такий рівень біогенного навантаження є класичною картиною надходження добрив з аграрних угідь через поверхневий стік і є первинним стимулом для масового розвитку синьо-зелених водоростей. Загальна мінералізація склала 1445 мг/л при ГДК 1000 мг/л. Показник розчиненого кисню (5,7 мг/л) перевищував мінімальний рибогосподарський норматив (4,0 мг/л), однак у нічний час при інтенсивному дихальному споживанні бактеріофлорою міг знижуватись до субкритичних значень.

Таблиця 4

**Гідрохімічні показники якості води каналу «Дніпро–Донбас» поруч з
ГВС в серпні 2016 р.**

Показник	Виміряне значення	Рибогосподарська норма	Перевищення
Температура, °С	27,0	до 20	є
O ₂ розчинений, мг/л	5,7	не менше 4,0 (оптимум 6–8)	нижче оптимуму
БСК ₅ , мгО/л	5,4	до 4,5	у 1,2 рази
ПО, мгО/л	24,0	до 15,0	у 1,6 рази
Нітрити (NO ₂), мг/л	14,11	до 1,3	у 10,9 рази
Нітрати (NO ₃), мг/л	94,8	до 2,0	у 47,4 рази
Фосфати (PO ₄ ⁴⁻), мг/л	4,24	до 0,5	у 8,5 рази
Мінералізація, мг/л	1445,0	до 1000	у 1,4 рази

Окремим прикладом антропогенного летального чинника поза межами механізмів «цвітіння» є подія квітня 2025 р. у відокремленій водоймі верхньої частини балки Широка Краснопавлівського водосховища — кінцевої водойми системи каналу Дніпро–Донбас. За результатами обстеження 08.04.2025 р. зафіксовано загибель 63 особин трьох видів: карась сріблястий *Carassius gibelio* (48 екз., довжина 10-24 см), короп європейський *Cyprinus caprio* (14 екз., довжина 28-45 см) та судак звичайний *Sander lucioperca* (1 екз., 37 см). Загибель носила виражений локальний характер (ділянка вздовж дамби автодороги Р 79 завдовжки 444 м) і короткочасний – не більше 2-3 діб, тобто відбулась до 03.04.2025 р (рис. 4).

Гідрохімічне дослідження (лабораторія моніторингу вод Сіверсько–Донецького басейнового управління) встановило, що водойма є ізольованою: мінералізація 3745 мг/дм³ (у 2,7 рази більша від сполученої з водосховищем ділянки – 1 384 мг/дм³), вміст сульфатів – 1641 мг/дм³ (у 3,3 рази вище норми). Концентрування відбулося внаслідок багаторічного випаровування в умовах відсутності гідрологічного зв'язку.



Рис. 4. Загибла особина судака на Краснопавлівському водосховищі.

Фото Кучерук А. В.

При цьому розчинений кисень у водоймі №2 становив $8,96 \text{ мг/дм}^3$ – значно вище мінімального нормативу, що виключає заморне явище. Локальність загибелі, відсутність загиблої молоді та живих особин з ознаками задухи є несумісними з будь-яким природним механізмом. На підставі сукупності ознак зроблено висновок, що найбільш імовірною причиною є разовий антропогенний вплив: надходження токсичної речовини невстановленого походження або застосування незаконних знарядь лову типу електровудок [56].

Антропогенні летальні чинники у системі каналу «Дніпро–Донбас» представлені трьома формами: мікробіологічне забруднення аванкамери (перевищення ГДК у 4-533 рази за різними показниками), масштабне біогенне забруднення води (нітрати – у 47,4 рази, нітрити – у 10,9, фосфати – у 8,5 рази вище норми) та прямий разовий антропогенний вплив на ізолювані водойми системи (загибель 63 особин у 2025 р.). Ключову роль відіграє синергічний ефект надмірного розвитку бактеріофлори та токсичного навантаження синьо-

зелених водоростей, що вибірково вражає *H. molitrix* як вид із найщільнішим зябровим фільтром.

3.4. Вплив умов функціонування та експлуатації каналу на формування летальних ризиків

Встановлені летальні чинники – як природні, так і антропогенні – не є самодостатніми подіями. Їх реалізація, масштаб і повторюваність визначаються специфікою гідрологічного режиму та умовами господарської експлуатації каналу, що й відрізняє ситуацію у ньому від природних водойм.

Канал «Дніпро–Донбас» є штучним водним об'єктом принципово відмінного від природних річок гідрологічного режиму: водообмін відбувається виключно примусово через насосні станції. У міжпрокачувальні паузи надходження води можливе лише з атмосферними опадами та поверхневим стоком, і канал функціонує як тимчасово замкнена система. Нестабільний режим прокачування, що зберігається протягом останніх двох десятиліть, зумовлює такий критичний ефект: в аванкамері безперешкодно накопичується надзвичайно висока біомаса синьо-зелених водоростей (до 3000 г/м³), що при черговому включенні насосних станцій одночасно потрапляє на акваторію каналу у вигляді «залпу». У природній водоймі з постійним водообміном такого концентрування у фокусній точці не відбувається. Риби-біомеліоранти, біологічно схильні концентруватись у зонах течії та надходження водних мас (тобто безпосередньо поблизу ГВС), опиняються у зоні найвищого токсичного навантаження першими.

Сільськогосподарський водозабір для зрошення скорочує ефективний об'єм водного тіла каналу і підвищує концентрацію розчинених речовин, стимулюючи евтрофікацію. Надходження добрив з аграрних угідь після сільськогосподарських робіт є очевидним джерелом критичного рівня нітратів (94,8 мг/л), нітритів (14,11 мг/л) і фосфатів (4,24 мг/л), виявленого у серпні 2016 р. Саме цей антропогенно обумовлений пул біогенів є первинним стимулом масового розвитку синьо-зелених водоростей. Відтак, «природне»

явище «цвітіння» у каналі є значною мірою наслідком антропогенної евтрофікації.

Важливим структурним чинником є невідповідність щільності посадки риби-біомеліорантів (500-2700 екз./га) трофічній ємності каналу. Ця невідповідність формує системний дефіцит кормової бази у весняний сезон: риби-біомеліоранти, ефективно скоротивши загальну біомасу водоростей у 2015 р. (задокументований біомеліоративний ефект), тим самим довели чисельність протококових нижче трофічного мінімуму для самих себе. Це є структурним парадоксом: висока ефективність біомеліорації у попередньому сезоні автоматично підвищує ризик голодної смертності у наступному весняному сезоні [58].

Рівневий режим води в кінцевому Краснопавлівському водосховищі системи є ще одним аспектом умов експлуатації, що впливає на збереження іхтіофауни. Встановлено, що стабільно низький рівень (106,01 м БС у квітні 2025 р. при відмітці перепускної споруди 108,2 м БС) призводить до повної ізоляції берегових водойм балкового типу від основного водного тіла. У відокремленій водоймі балки Широка за роки ізоляції мінералізація досягла 3745 мг/дм^3 (у 2,7 рази вища від підключеної ділянки), вміст сульфатів – 1641 мг/дм^3 . Такий хімічний фон суттєво знижує стресостійкість риби і робить їх вразливими до будь-якого додаткового зовнішнього впливу.

Умови функціонування та господарської експлуатації каналу «Дніпро–Донбас» є системним контекстом, у якому природні механізми загибелі риби-біомеліорантів отримують умови для реалізації та багаторазового підсилення. Нерегулярний водообмін трансформує природне «цвітіння» у надзвичайно небезпечну «залпову» подію; сільськогосподарський вплив формує первинний евтрофікаційний фон; надмірна щільність посадки забезпечує системний весняний дефіцит кормової бази; низький рівень водосховища ізолює та мінералізує берегові водойми.

3.5. Рекомендації щодо попередження загибелі риб-біомеліорантів

Встановлені причинно-наслідкові зв'язки між летальними чинниками та умовами функціонування каналу визначають трирівневу систему превентивних заходів: трофічний рівень (нормалізація кормової бази), санітарний рівень (нейтралізація токсичних агентів в аванкамері) та структурно-моніторинговий рівень (регуляція режиму зариблення і водообміну).

На трофічному рівні, для запобігання весняному голодуванню, рекомендується проводити планові сезонні прокачування води по трасі каналу у суворо визначені терміни – до завершення «весняного мінімуму» фітопланктону – з метою привнесення збагаченої протококовими водоростями планктонної спільноти з дніпровського водосховища. Вселення риб-біомеліорантів необхідно здійснювати відповідно до встановлених термінів, з урахуванням сезонних змін у водоймі: весняне підселення слід проводити лише за підтвердженої наявності мінімум 25-30 видів фітопланктону з обов'язковою часткою протококових. Доцільним є коригування щільності посадки *H. molitrix* у напрямку зниження до рівня, що не перевищує фактичну трофічну ємність каналу, – це усуне структурний парадокс самообмежуючої меліорації.

На санітарному рівні, для попередження літнього токсикозу, першочерговим заходом є нейтралізація синьо-зелених водоростей безпосередньо в аванкамері, а не у каналі. У разі досягнення температури води +27 °C і вище або при візуальному виявленні накопичення водоростей у аванкамері необхідно проводити вапнування негашеним вапном у кількості 200 кг шляхом рівномірного розсипання по поверхні на світанку. Профілактичне вапнування акваторії каналу у зоні загибелі риб (150 кг/га) є ефективним санітарно-профілактичним заходом при початку загибелі. Критичне часове вікно для реалізації цих заходів – з середини липня до середини серпня при сонячній, безвітряній погоді.

Для фізичного захисту риб-біомеліорантів від прямого контакту з токсичною водою рекомендується перегородження акваторії каналу металевою сіткою-рабицею з вічком 30 мм на відстані не менше 500 м від шлюзу ГВС. Особини, що вже перебувають у прилеглий до ГВС акваторії, підлягають евакуації до безпечних ділянок.

На структурно-моніторинговому рівні необхідне запровадження постійного моніторингу водного середовища і екологічного стану трофічних ланок гідробіонтів каналу на чотирьох профілях – аванкамера, зона ГВС (20 м від шлюзів), середня ділянка (Шульгівський міст) та НС №1 – з частотою відбору проб не рідше двох разів на місяць у весняно-літній сезон. Підтримання рівня води Краснопавлівського водосховища вище відмітки 108,2 м БС є необхідною умовою для збереження гідрологічного зв'язку ізольованих берегових водойм і запобігання їх осолоненню.

Запропонована система рекомендацій спрямована на розрив причинно-наслідкових ланцюгів обох летальних сценаріїв: весняного (через регуляцію трофічної бази і термінів зариблення) та літнього (через нейтралізацію токсичних агентів в аванкамері і фізичне відокремлення зони ризику). Ключова умова їх ефективності — реалізація у комплексі, а не як окремих ситуативних заходів.

РОЗДІЛ 4. ОХОРОНА ПРАЦІ ТА БЕЗПЕКА У НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЯХ

4.1. Нормативно-правове забезпечення охорони праці під час проведення гідроекологічних та іхтіологічних досліджень

Виконання польових та лабораторних досліджень у системі гідротехнічного каналу «Дніпро–Донбас» є видом наукової діяльності з підвищеним рівнем професійного ризику, зумовленим специфічними умовами роботи: постійним перебуванням безпосередньо на берегах та у прибережній зоні штучного водного об'єкта, контактом із забрудненою водою, використанням моторних і веслових суден, маніпуляціями з лабораторним обладнанням в умовах відкритого середовища, а також впливом мікрокліматичних чинників. Правова основа регламентації безпеки таких робіт у Україні є багаторівневою і включає законодавчі акти, підзаконні нормативні документи та стандарти.

Базовим документом у сфері охорони праці є Закон України «Про охорону праці», який встановлює гарантії прав працівників на безпечні та здорові умови праці, зобов'язання роботодавців щодо організації безпечного виробничого середовища та відповідальність за порушення вимог охорони праці. Відповідно до ст. 5 зазначеного Закону, умови праці на кожному робочому місці, включаючи тимчасові польові умови, повинні відповідати вимогам нормативно-правових актів, а роботодавець (керівник дослідницького підрозділу) зобов'язаний не допускати до роботи осіб, які не пройшли відповідного інструктажу та перевірки знань з охорони праці[42].

Закон України «Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення» регламентує вимоги до умов праці у частині санітарно-гігієнічного захисту, зокрема при роботі з потенційно забрудненими водними об'єктами, мікробіологічними пробами та хімічними реактивами. Враховуючи встановлене у ході досліджень критичне мікробіологічне забруднення аванкамери ГВС каналу (колі-індекс – 2380 при нормі до 9;

наявність патогенних ентеробактерій), вимоги цього Закону є безпосередньо релевантними до умов виконання польових досліджень на об'єкті [41].

Кодекс цивільного захисту України визначає правила поведінки у надзвичайних ситуаціях, у тому числі на водних об'єктах, та встановлює обов'язкові вимоги до забезпечення засобами рятування [44].

Безпека польових гідроекологічних досліджень регламентується НПАОП 0.00-1.15-07 «Правила охорони праці під час проведення робіт на висоті» (у частині робіт з гідроспоруд та причальних конструкцій каналу), а також НПАОП 63.2-1.01-18 «Правила охорони праці на суднах річкового флоту», що поширюються на використання маломірних плавзасобів у наукових цілях. НПАОП 45.2-1.01-12 «Правила охорони праці при виконанні робіт на об'єктах водопостачання та водовідведення» регулює умови роботи безпосередньо на гідротехнічних об'єктах [62].

Лабораторний етап досліджень, що включав мікроскопічний аналіз, обробку гідрохімічних і бактеріологічних проб, підпадає під дію НПАОП 73.1-1.16-19 «Правила охорони праці в лабораторіях» [63]. Державні санітарні правила і норми ДСанПіН 3.3.6.037-99 «Санітарні норми виробничої загальної та локальної вібрації» та ДСН 3.3.6.042-99 «Санітарні норми мікроклімату виробничих приміщень» застосовуються до умов як польових, так і лабораторних робіт [38].

В умовах воєнного стану, оголошеного в Україні з 24 лютого 2022 р., до організації польових досліджень додаються вимоги безпеки, встановлені Наказом МОН України «Про затвердження Методичних рекомендацій щодо організації освітнього процесу в умовах воєнного стану», а також загальні вимоги цивільного захисту населення. Виконання польових робіт у Дніпропетровській області потребує оцінки безпеки маршруту пересування, врахування режиму комендантської години, наявності безпечних укриттів у місцях проведення досліджень та попередньої координації з місцевими органами влади і управліннями цивільного захисту [52].

Нормативно-правова база охорони праці при проведенні гідроекологічних та іхтіологічних досліджень є комплексною і охоплює законодавчий, підзаконний та стандартизаційний рівні. Специфіка об'єкта дослідження — каналу «Дніпро–Донбас» з документально підтвердженим критичним мікробіологічним та хімічним забрудненням води — значно підвищує рівень санітарно-епідеміологічних ризиків і вимагає суворого дотримання всіх відповідних нормативів.

4.2. Ідентифікація небезпечних та шкідливих виробничих чинників при виконанні досліджень

Відповідно до ДСТУ OHSAS 18001:2010 та Класифікатора шкідливих і небезпечних виробничих чинників (Наказ МОЗ України №248 від 08.04.2014), виробничі чинники класифікуються на фізичні, хімічні, біологічні та психофізіологічні. Для умов виконання досліджень на каналі «Дніпро–Донбас» ідентифіковані такі групи чинників [39].

Найбільш значущим є ризик потрапляння у воду при роботі з берегової лінії, з причальних конструкцій каналу або з маломірного судна під час відбору проб і встановлення сіток. Береги каналу на значній протяжності є укріпленими бетонними схилами з різким перепадом висоти (до 3-4 м) і відсутністю поручнів. Відкрита поверхня каналу при вітровому навантаженні може спричинити перекидання малих суден. Гідравлічний потяг в зоні роботи насосних станцій є додатковим ризиком для водолазних і прибережних робіт.

Мікрокліматичні чинники. Польові роботи на каналі виконувались у травні–серпні, коли температура повітря в Дніпропетровській області сягає +30...+38 °С при інтенсивному прямому сонячному опроміненні. Ці умови створюють ризики перегрівання організму (теплового удару), фотохімічного опіку шкіри та очей. В умовах виконання відборів проб зоопланктону, бактеріологічних проб і вимірювань гідрохімічних параметрів тривалість перебування на відкритому водному об'єкті може становити 4-8 год.

Встановлення і вибірка ставних сіток (комплект масою до 15-20 кг у намоченому стані), транспортування обладнання по нерівній береговій поверхні та тривале підтримання вимушених робочих поз (нахил над бортом судна, сидяча поза у малому судні без спинки) відносяться до класу умов праці 3.1–3.2 за тяжкістю фізичного навантаження відповідно до Гігієнічної класифікації праці (Наказ МОЗ №248).

Використання портативних GPS-навігаторів, ехолотів, електронних ваг та нетбуків у зволжених умовах є джерелом ризику ураження електричним струмом. Відповідно до НПАОП 40.1-1.01-97 «Правила безпечної експлуатації електроустановок», все обладнання повинно мати ступінь захисту не нижче IP54 для умов роботи поблизу відкритих водних об'єктів [61].

Встановлене у ході досліджень критичне мікробіологічне забруднення води каналу у районі ГВС (наявність *Shigella*, *Salmonella*, коли-фаги 1200 КУО/л, загроза зараження на вірусний гепатит) означає, що будь-який контакт шкіри та слизових оболонок з водою каналу несе реальний ризик гострих інфекційних захворювань. Синьо-зелені водорості *M. aeruginosa* та *Anabaena flos-aquae*, виявлені у воді та аванкамері в концентраціях, що у 3 рази перевищують норму, продукують гепатотоксини (мікроцистини) та нейротоксини (анатоксин-а), здатні викликати гострі отруєння навіть при шкірному контакті.

Монотонність роботи з відбору та обробки проб, тривале зосередження під час мікроскопічного підрахунку водоростей (підрахунок кількості клітин фітопланктону при збільшенні $\times 400$ – 1000), а також необхідність прийняття оперативних рішень при виявленні знакових природних подій (поява напівснулих особин, зміна кольору води) формують психофізіологічне навантаження, що може призвести до зниження уважності та зростання ризику травматизму.

ВИСНОВКИ

У результаті проведеного дослідження було узагальнено сучасні наукові підходи до використання риб-біомеліорантів у системі біологічної меліорації штучних водних об'єктів та встановлено особливості впливу летальних чинників на запаси риб-біомеліорантів у гідротехнічному каналі Дніпро–Донбас.

1. Проведений аналіз літературних джерел показав, що біологічна меліорація є одним із найбільш екологічно доцільних інструментів регулювання стану штучних водних систем. Використання риб-біомеліорантів забезпечує зниження інтенсивності евтрофікаційних процесів, обмеження розвитку фітопланктону та макрофітів, покращення прозорості води й підтримання стабільності функціонування гідроекосистем.
2. Встановлено, що основними видами риб-біомеліорантів, які використовуються у системі каналу Дніпро–Донбас, є білий товстолобик, строкатий товстолобик, їх гібридні форми та білий амур. Їх меліоративний ефект визначається особливостями трофічної спеціалізації та здатністю впливати на структуру фітопланктонних, зоопланктонних і макрофітних угруповань.
3. Встановлено, що формування запасів риб-біомеліорантів у каналі Дніпро–Донбас суттєво залежить від комплексу природних та антропогенних летальних чинників. До природних чинників належать дефіцит розчиненого кисню, сезонні коливання температурного режиму, розвиток евтрофікаційних процесів і токсичний вплив масового розвитку ціанобактерій. До антропогенних чинників віднесено механічний вплив гідротехнічних споруд, зміну режимів водоподачі, коливання рівня води, погіршення гідрохімічних показників та техногенне навантаження.
4. Визначено, що найбільший вплив на збереження запасів риб-біомеліорантів у досліджуваній системі мають особливості експлуатації

каналу як штучного транзитного водного об'єкта. Нерівномірність роботи насосних станцій, локальні зміни швидкості течії, періодичні зупинки водоподачі та наявність інженерних споруд створюють додаткові ризики механічної смертності та фізіологічного стресу риб.

5. Встановлено, що ефективність біологічної меліорації безпосередньо залежить від підтримання достатньої чисельності та структури запасів риб-біомеліорантів. Оскільки в умовах каналу природне відтворення рослиноїдних риб практично відсутнє або суттєво обмежене, збереження їх популяцій забезпечується виключно систематичним зарибленням та контролем рівня втрат.
6. За результатами аналізу встановлено, що зменшення негативного впливу летальних чинників повинно базуватися на комплексному підході, який передбачає оптимізацію режиму експлуатації каналу, впровадження ефективних рибозахисних заходів на гідротехнічних спорудах, удосконалення схем зариблення, постійний моніторинг гідрохімічних показників та оперативний контроль екологічного стану водойми.
7. Обґрунтовано, що підвищення ефективності використання риб-біомеліорантів у системі каналу Дніпро–Донбас можливе за умови поєднання біомеліоративних заходів із сучасними підходами до управління водними ресурсами та врахуванням екологічних особливостей функціонування гідротехнічних систем.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Alan P. Covich, Margaret A. Palmer, Todd A. Crowl, The Role of Benthic Invertebrate Species in Freshwater Ecosystems: Zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling, *BioScience*, Volume 49, Issue 2, February 1999, Pages 119–127, <https://doi.org/10.2307/1313537>
2. Boys C. A., Pflugrath B. D., Mueller M., Pander J., Deng Z. D., Geist J. Physical and hydraulic forces experienced by fish passing through three different low-head hydropower turbines // *Marine and Freshwater Research*. 2018. Vol. 69, № 12. P. 1934–1944. DOI: 10.1071/MF18100.
3. Čada G. F. The development of advanced hydroelectric turbines to improve fish passage survival // *Fisheries*. 2001. Vol. 26, № 9. P. 14–23. DOI: 10.1577/1548-8446(2001)026<0014:TDOAHT>2.0.CO;2.
4. Camargo J. A., Alonso A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment // *Environment International*. 2006. Vol. 32, № 6. P. 831–849. DOI: 10.1016/j.envint.2006.05.002.
5. Carpenter, S.R., Cole, J.J., Hodgson, J.R., Kitchell, J.F., Pace, M.L., Bade, D., Cottingham, K.L., Essington, T.E., Houder, J.N. and Schindler, D.E. (2001), trophic cascades, nutrients, and lake productivity: whole-lake experiments. *Ecological Monographs*, 71: 163-186. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2001\)071\[0163:TCNALP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2001)071[0163:TCNALP]2.0.CO;2)
6. Chen, Z., Zhao, D., Li, M., Tu, W., & Liu, X. (2020). A field study on the effects of combined biomanipulation on the water quality of a eutrophic lake. *Environmental Pollution*, 265, 115091.
7. Chorus I., Welker M. (eds.) *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. 2nd ed. Boca Raton : CRC Press / WHO, 2021. 858 p.
8. Constitution of Ukraine, Law of Ukraine No. 254k/96-VR (1996). Water Code of Ukraine, Law of Ukraine No. 213/95-VR (1995)

9. Cudmore, B. M. N. E., and Nicholas E. Mandrak. "Biological synopsis of grass carp (*Ctenopharyngodon idella*)." Canadian manuscript report of fisheries and Aquatic Sciences 2705.7 (2004): 1-44.
10. Filipe A. F. Vulnerability of stream biota to climate change in mediterranean climate regions: a synthesis of ecological responses and conservation challenges / A. F. Filipe, J. E. Lawrence, N. Bonada // *Hydrobiologia*. — 2012. — Vol. 719. — P. 331–351. — DOI: 10.1007/s10750-012-1244-4.
11. Gettys L. A., Haller W. T., Bellaud M. (eds.). *Biology and Control of Aquatic Plants: A Best Management Practices Handbook*. Marietta, Georgia: Aquatic Ecosystem Restoration Foundation, 2009. 210 p. ISBN 978-0-615-32646-7
12. Haraldstad T., Johansen K., Vollset K. W. Handling of wild Atlantic salmon smolts reduced marine survival more than hydropower turbine passage // *Fisheries Management and Ecology*. 2023. Vol. 30, № 4. P. 353–359. DOI: 10.1111/fme.12628.
13. Herrera M., Mancera J. M., Costas B. The use of dietary additives in fish stress mitigation: comparative endocrine and physiological responses // *Frontiers in Endocrinology*. 2019. Vol. 10. Article 447. DOI: 10.3389/fendo.2019.00447.
14. Izel-Silva, J., Ono, E. A., de Queiroz, M. N., dos Santos, R. B., & Affonso, E. G. (2020). Aeration strategy in the intensive culture of tambaqui, *Colossoma macropomum*, in the tropics. *Aquaculture*, 529, 735644.
15. Kocovsky P. M., Turner T. F., Erickson J. G. Bigheaded carps: a biological synopsis and environmental risk assessment. Special Publication 35. Bethesda, MD : American Fisheries Society, 2012. 176 p.
16. Kolar C. S., Chapman D. C., Courtenay W. R. et al. Asian carps of the genus *Hypophthalmichthys* (Pisces, Cyprinidae): a biological synopsis and environmental risk assessment. US Fish and Wildlife Service, 2005. 175 p.
17. Krupska M. J., Nowak P. Grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) ecology and management in freshwater systems // *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 2019. Vol. 29. P. 399–419. DOI: 10.1007/s11160-019-09558-0.

18. Law of Ukraine on Fishery, Industrial Fishing and Protection of Aquatic Biological Resources, No. 3677-VI (2011). Law of Ukraine on Aquaculture, No. 5293-VI (2012)
19. Meijer M. L., de Boois I., Scheffer M., Portielje R., Hosper H. Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies // *Hydrobiologia*. 1999. Vol. 408–409. P. 13–30. DOI: 10.1007/978-94-017-2986-4_2.
20. Ministry of Agrarian Policy and Food of Ukraine. (2025). *Poriadok zdysnennia rybohospodarskoi melioratsii vodnykh ob'ektiv (yikh chastyn), rybohospodarskykh tekhnolohichnykh vodoim* [Procedure for carrying out fishery reclamation of water bodies (their parts), fishery technological reservoirs] (Order No. 68). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. (2000). *Official Journal of the European Communities*, L 327, 1–73.
21. Modelling of water use and river basin environmental rehabilitation / P. Kovalchuk, H. Balykhina, O. Demchuk, V. Kovalchuk // Комп'ютерні науки та інформаційні технології CSIT 2017 : матеріали XII Міжнародної науково-технічної конференції CSIT 2017, Львів, 2017. — Т. 1. — С. 468–472.
22. Pysarenko P. V., Korchagin O. P. Прогнозування процесів евтрофікації водойм на прикладі річки Ворскла // Вісник Полтавської державної аграрної академії. 2019. № 3. С. 103–110. DOI: 10.31210/visnyk2019.03.13.
23. Radke, R. J., & Kahl, U. (2002). Effects of a filter-feeding fish [silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.)] on phyto-and zooplankton in a mesotrophic reservoir: results from an enclosure experiment. *Freshwater Biology*, 47(12), 2337-2344.

24. Søndergaard M. Ecological restoration of freshwater lakes and their watersheds / M. Søndergaard, E. Jeppesen // *Freshwater Science*. — 2020. — Vol. 39, № 4. — P. 811–826.
25. Stokal, V., & Kovpak, A. (2021). Ecological assessment of water quality for different water uses: the upstream sub-basin of the Dnieper and Desna rivers. *Scientific journal "Biological systems: theory and innovations"*, 12(2), 24-40. Available at: <http://dx.doi.org/10.31548/biologiya2021.02.003> (in Ukrainian)
26. Water Code of Ukraine, Law of Ukraine No. 213/95-VR, art. 99 (1995)
27. Welcomme R. L. *Inland fisheries: ecology and management* / R. L. Welcomme. Oxford : Fishing News Books, 2001. 358 p.
28. Welcomme R. L., Cowx I. G., Coates D., Béné C., Funge-Smith S., Halls A., Lorenzen K. *Inland capture fisheries* // *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 2010. Vol. 365, № 1554. P. 2881–2896. DOI: 10.1098/rstb.2010.0168.
29. Барна, М. М., Грубінко, В. В., Курант, В. З., Волков, К. С., Дробик, Н. М., Парпан, В. І., Хоменчук, В. О. (2010). Гідроекологія. Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія: Біологія, 44(3), 1-338.
30. Бузевич І. Ю. Результати вселення рослиноїдних риб у дніпровські водосховища. *Рибогосподарська наука України*. 2011. № 4. С. 4–9.
31. Васильєва О. М., Новіцький Р. О., Губанова Н. Л., Горчанок А. В., Сапронова В. О. Динаміка якісних показників стану риби в каналі «Дніпро–Донбас» унаслідок сезонного прокачування. *Agrology*. 2019. 2 (2). С. 106–111. DOI: 10.32819/019015
32. Водний кодекс України : Закон України від 06.06.1995 № 213/95-ВР // База даних «Законодавство України» / Верховна Рада України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80>
33. Горчанок А. В., Рожков В. В., Поротікова І. І. Вплив водного середовища на біологічні особливості ракоподібних // *The I International Science Conference on Multidisciplinary Research : proceedings of the I International*

- Scientific and Practical Conference (Berlin, Germany, 19–21 January 2021). Berlin : Scientific Publishing Center «Sci-conf.com.ua», 2021. P. 150–152.
34. Грановська Л. М., Ващенко Ю. І. Водогосподарсько-меліоративний комплекс як складна еколого-економічна система: теоретичний аспект // Зрошуване землеробство. 2014. Вип. 61. С. 143–146.
 35. Гриб Й. В., Клименко М. О., Сондак В. В. Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем : монографія. Т. 2. Рівне : Волинські обереги, 1999. 348 с.
 36. Гриб Й. В., Ситник Ю. М., Борбат М. О. Гідроекологія р. Нивка: сучасний стан та виходи із екологічних ризиків // Рибогосподарська наука України. 2010. № 2 (12). С. 79–88.
 37. Гусяков М. О. Про причини загибелі акліматизованого білого товстолобика і скорочення запасів аборигенних видів іхтіофауни в придунайських водоймах // Вісник Одеського державного університету. Серія: Біологія. 1999. Т. 4, вип. 3. С. 71–76.
 38. ДСН 3.3.6.042-99. Санітарні норми мікроклімату виробничих приміщень. Затв. наказом МОЗ від 01.12.1999 р. №42.
 39. ДСТУ ОHSAS 18001:2010. Система управління охороною здоров'я та безпекою праці. Вимоги. Київ : ДП «УкрНДНЦ», 2010. 25 с.
 40. Євтушенко М. Ю. Гідроекологія водосховищ-регуляторів каналів. Київ : Академперіодика, 2003. 272 с. з використанням електроструму. Дніпро: Ліра, 2020. 60 с.
 41. Закон України «Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення» від 24.02.1994 р. №4004-XII. Відомості Верховної Ради України. 1994. №27. Ст. 218.
 42. Закон України «Про охорону праці» від 14.10.1992 р. №2694-XII. Відомості Верховної Ради України. 1992. №49. Ст. 668.
 43. Зубова Л. Г, Зубов О.Р. Гідроекологічні проблеми Донбасу : навч. посіб. Луганськ : Вид-во СНУ ім. В. Даля, 2008. 99 с.

44. Кодекс цивільного захисту України від 02.10.2012 р. №5403-VI. Відомості Верховної Ради України. 2013. №34–35. Ст. 458.
45. Коржов Є. І. Антропогенний вплив на екосистему пониззя Дніпра та можливі шляхи його послаблення // Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту. 2015. Вип. 267. С. 102–108.
46. Кражан С. А. Формування бактеріо-зоопланктонної складової природної кормової бази вирощувальних ставів під впливом традиційних органічних добрив / С. А. Кражан, Н. М. Москаленко, С. А. Коба // Рибогосподарська наука України. — 2013. — № 4. — С. 59—65.
47. Кражан С. А., Хижняк М. І. Природна кормова база рибогосподарських водойм: навчальний посібник. К.: Аграрна освіта. 2014. С. 333.
48. Кутіщев, П. С.; Шевченко, В. Ю. Рибогосподарське використання малих водосховищ Півдня України на прикладі Возсіятського водосховища Миколаївської області. Водні біоресурси та аквакультура, 2023, 1.13: 52-63.
49. Куцоконь Ю., Квач Ю. Українські назви міног і риб фауни України для наукового вжитку // Біологічні студії. 2012. Т. 6, № 2. С. 199–220.
50. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України : затв. наказом Мінприроди України від 12.07.2001 № 247. Київ, 2001. 47 с.
51. Мовчан Ю. В. Риби України (таксономія, номенклатура, зауваження) // Збірник праць Зоологічного музею. 2008–2009. Вип. 40. С. 47–86.
52. Наказ МОН України «Про затвердження методичних рекомендацій щодо організації освітнього процесу в умовах воєнного стану» від 02.03.2022 р. №214.
53. Новіцький Р. О. Іхтіологія (загальна): навчальний посібник. Дніпро: ЛІРА, 2023. 190 с.
54. Новіцький Р. О., Дворецький А. І., Христов О. О. Ретроспектива і сучасний розвиток рибного господарства у Придніпровському регіоні // Розвиток Придніпровського регіону: агроекологічний аспект :

- монографія / за заг. ред. А. С. Кобця ; відп. ред. Д. М. Онопрієнко та ін. Дніпро : Ліра, 2021. С. 80–125.
55. Новіцький Р. О., Кочет В. М., Христов О. О., Кузора В. Є. Сучасна характеристика іхтіофауни каналу «Дніпро-Донбас». Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Сер. Біологія. 2015. Вип. 25. С. 191–195.
 56. Новіцький Р. О., Максименко М. Л. Термінологічний довідник з любительського та спортивного рибальства. Дніпро : Ліра, 2022. 80 с.
 57. Новіцький Р. О., Махоніна А. В., Кочет В. М., Христов О. О., Губанова Н. Л., Горчанок А. В. Аналіз причин загибелі товстолобика білого *Hiporhthalmichthys molitrix* у магістральному каналі «Дніпро-Донбас»45та заходи щодо її попередження. Theoretical and Applied Veterinary Medicine. 2019. Том No 7(2). С. 102–106.
 58. Новіцький Р. О., Христов О. О., Кобяков Д. О., Гапіч Г. В., Коваленко В. В., Грицан Ю. І., Харбах Х., Рубік Х. Аспекти застосування біологічної меліорації на гідротехнічному каналі Дніпро-Донбас (Україна). Гідробіол. Журн. 2026. Т. 62, №3. С. 34-54.
 59. Новіцький Р. О., Христов О. О., Кузора В. Є., Шевченко П. Г., Кобяков Д. О. Рибне населення і його значення в екосистемі каналу Дніпро-Донбас: монографія. Дніпро: ЛПРА, 2023. 220 с.
 60. Новіцький Р.О., Христов О.О., Губанова Н.Л., Горчанок А.В. Іхтіопатологічні наслідки ураження риб під час незаконного рибальства
 61. НПАОП 40.1-1.01-97. Правила безпечної експлуатації електроустановок. Затв. наказом Держнаглядохоронпраці від 06.10.1997 р. №257.
 62. НПАОП 63.2-1.01-18. Правила охорони праці на суднах річкового флоту України. Затв. наказом Мінінфраструктури від 10.04.2018 р. №144.
 - НПАОП 45.2-1.01-12. Правила охорони праці при виконанні робіт на об'єктах водопостачання та водовідведення. Затв. наказом Держгірпромнагляду від 13.11.2012 р. №261.

63. НПАОП 73.1-1.16-19. Правила охорони праці в лабораторіях. Затв. наказом Держпраці від 01.11.2019 р. №1835.
64. Опушинський В. Г. Ефективність зариблення меліораційних каналів рослиноїдними рибами // Рибне господарство. 2018. № 94. С. 107–115.
65. Про аквакультуру : Закон України від 18.09.2012 № 5293-VI. Редакція від 01.01.2020. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/5293-17>
66. Про рибне господарство, промислове рибальство та охорону водних біоресурсів : Закон України від 08.07.2011 № 3677-VI. Редакція від 21.07.2021. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/3677-17>
67. Романенко В.Д. Основи гідроекології: Підручник. Київ: Обереги, 2001. 728 с.
68. Стріха В. А., Світельський М. М., Іщук О. В., Соломатіна В. Д. Рибогосподарська гідротехніка : навч. посіб. / за заг. ред. В. А. Стріхи. Херсон : Олді+, 2022. 108 с.
69. Третяк О. М., Маренков В. П. Рибогосподарська меліорація водойм України: сучасний стан та перспективи // Вісник аграрної науки. 2017. № 8. С. 44–49.
70. Хорошун І. І. Гідротехнічний канал як специфічне середовище існування іхтіофауни // Рибогосподарська наука України. 2016. № 4 (38). С. 44–57.
71. Шевченко П. Г., Коваленко І. М. Екологічні особливості функціонування гідротехнічних каналів як рибогосподарських водних об'єктів // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. 2019. № 1 (52). С. 68–77.
72. Щербак В. І. Альгофлора каналів і водосховищ Дніпровського басейну та її роль у формуванні якості води : монографія. Київ : Наукова думка, 2000. 184 с.
73. Яцик А. В., Чернявська В. М. Канал Дніпро–Донбас. Київ : Урожай, 1992. 184 с.