

УДК 504.054;504.064, 504.06:639.3:504.455
№ держреєстрації 0119U102759
Інв. №

МІНІСТЕРСТВО ЕНЕРГЕТИКИ ТА ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ УКРАЇНИ

НАУКОВО-ДОСЛІДНА УСТАНОВА
«УКРАЇНСЬКИЙ НАУКОВО-ДОСЛІДНИЙ ІНСТИТУТ
ЕКОЛОГІЧНИХ ПРОБЛЕМ»
(УКРНДІЕП)

61166, м. Харків, вул. Бакуліна, 6, тел./ факс. (057) 702 15 92

ЗАТВЕРДЖУЮ
Директор УКРНДІЕП
д-р геогр. наук, проф.
А. В. Гриценко

грудня 2019 року

ЗВІТ
ПРО НАУКОВО-ДОСЛІДНУ РОБОТУ
за темою № 24/1.1-19

ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОЇ ЕФЕКТИВНОСТІ БІОЛОГІЧНОЇ МЕЛІОРАЦІЇ ВОДНИХ
ОБ'ЄКТІВ УКРАЇНИ
(проміжний)

Науковий керівник НДР

перший заступник директора з наукової роботи,
завідувач лабораторії досліджень екологічної
стійкості об'єктів довкілля та природних
територій особливої охорони,
канд. біол. наук

О. Г. Васенко

2019

Результати роботи розглянуто Вченою радою УКРНДІЕП,
протокол від грудня 2019 р. №

СПИСОК АВТОРІВ

Керівник НДР Перший заступник директора з наукової роботи, завідувач лабораторії досліджень екологічної стійкості об'єктів довкілля та природних територій особливої охорони, канд. біол. наук	О.Г. Васенко (вступ, розд. 1.1.4,1.2, 2.1.4, 2.2, висновки)
Відповідальний виконавець Старший науковий співробітник,	М.В. Старко (всі розділи звіту)
Науковий співробітник	Г.Ю. Міланіч (реферат, вступ, розд.1.1.1, 1.2.1, 2.1.1, 2.1.2, висновки)
Науковий співробітник	О.В. Козловська (розд. 1 пп. 1.1.5)
Інженер I категорії	А.А. Карлюк (розд.2.1.5)
Технік I категорії	В.С. Волобуєва (розд. 1.1.3, 2.1.3)

РЕФЕРАТ

Звіт про НДР: 159 стор., 9 рис., 32 табл., 4 додатка, 323 джерела.

БІОЛОГІЧНА МЕЛІОРАЦІЯ, ПОКАЗНИКИ РОЗВИТКУ ЕКОЛОГІЧНИХ
ГРУП ГІДРОБІОНТІВ, ФУНКЦІОНАЛЬНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ВОДНИХ
ОБ'ЄКТІВ РІЗНОГО ГОСПОДАРСЬКОГО ПРИЗНАЧЕННЯ.

Метою I етапу НДР, яка розрахована на три роки, є розгляд підходів до оцінки екологічної ефективності біологічної меліорації водних об'єктів.

Науково-технічна продукція включає аналіз вітчизняного й закордонного досвіду щодо встановлення підходів і визначення показників зміни стану основних екологічних груп гідробіонтів та функціональних характеристик водних об'єктів різного господарського призначення.

Матеріали даної НДР можуть бути корисними для оцінки екологічної ефективності біологічної меліорації водних об'єктів України, а також для встановлення необхідності здійснення (або коригування) заходів з біологічної меліорації.

ЗМІСТ

Вступ.....	5
1. Підходи до оцінки екологічної ефективності біологічної меліорації водних об'єктів України загальногосподарського призначення.....	16
1.1. За змінами стану екологічних груп гідробіонтів.....	16
1.1.1. Зміни фітопланктону.....	16
1.1.2. Зміни вищих водних рослин.....	20
1.1.3. Зміни зоопланктону.....	26
1.1.4. Зміни зообентосу.....	32
1.1.5. Зміни складу риби та рибопродуктивності.....	39
1.2. За змінами функціональних особливостей водних об'єктів загальногосподарського призначення.....	56
2. Підходи до оцінки екологічної ефективності біологічної меліорації малих та технологічних (водойм-охолоджувачів, водоводних каналів, рибогосподарських та ін.) водних об'єктів України	61
2.1. За змінами стану екологічних груп гідробіонтів.....	61
2.1.1. Зміни фітопланктону... ..	61
2.1.2. Зміни вищих водних рослин.....	67
2.1.3. Зміни зоопланктону.....	76
2.1.4. Зміни зообентосу.....	81
2.1.5. Зміни складу риби та рибопродуктивності	84
2.2. За змінами функціональних особливостей малих та технологічних водних об'єктів.....	103
Висновки.....	111
Перелік джерел посилання.....	116
Додаток А Рецензія на Звіт (УКРНДІЕП).....	150
Додаток Б Рецензія на Звіт (зовнішня).....	152
Додаток В Технічне завдання.....	154
Додаток Г Витяг з протоколу засідання Вченої ради УКРНДІЕП.....	156

ВСТУП

Екологічний стан водних об'єктів тісно пов'язаний з господарською діяльністю людини. Це призводить до змін якості вод різних категорій водойм, що виражається в евтрофікації з подальшим їх забрудненням [1].

Для збереження біологічного різноманіття, поліпшення екологічного стану водних об'єктів, раціонального використання наявного водного фонду, нарощування запасів, покращення видового складу риб та інших водних живих ресурсів і збільшення їх вилову на природній кормовій базі ще в 2004 році передбачалося у числі інших заходів проведення біологічної меліорації [2].

Біологічна меліорація водойм - це система заходів, спрямованих на поліпшення якості водного середовища за допомогою водних організмів (гідробіонтів). Принцип біологічної меліорації водойм базується на властивості окремих видів водних рослин і тварин вилучати з води різноманітні речовини та мікроорганізми, очищати від органічних залишків піщані пляжі, прискорювати деевтрофікацію водойм тощо. У біологічній меліорації водойм беруть участь усі гідробіонти. Відбувається біологічна меліорації водойм через стимулювання життєдіяльності організмів-меліораторів, що досягається створенням оптимальних умов для збільшення у разі потреби їхньої чисельності [3].

Відповідно до ст. 17 Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища», біологічна меліорація за допомогою рослиноїдних риб має статус природоохоронного заходу (постанова Кабінету Міністрів України від 17.09.1997 р. № 1147, що забезпечує її пріоритетність перед іншими заходами.

Суть біологічної меліорації полягає у спрямованому формуванні такої структури гідробіоценозів, яка у процесі свого функціонування покращувала б екологічний стан і технологічні характеристики водних об'єктів. Біологічна меліорація може бути рекомендована в якості водоохоронного заходу, проведення якого призводить до поліпшення екологічного стану водних об'єктів за рахунок вилучення певної кількості забруднюючих речовин.

У цілому біологічна меліорація базується на використанні окремих гідробіонтів для боротьби з розвитком водної рослинності (рослиноїдні риби), біообрастанням дрейсною (риби - облігатні молюскофаги, наприклад, чорний амур), а також на

розробці рекомендацій з використання масових видів рослин і тварин як накопичувачів різних хімічних сполук та ін. [4]. Ще одним напрямком біологічної меліорації є заходи щодо інтенсифікації процесів самоочищення у водних об'єктах з використанням спрямованого формування біоценозів [5].

Теоретичною основою біологічної меліорації є комплексне рішення проблем забруднених водойм. Схема біологічної меліорації водойм включає дії, спрямовані на мінімізацію впливів забруднюючих речовин, поліпшення санітарного стану, запобігання "цвітінню" води синьозеленими водоростями, вилучення біомаси вищої водної рослинності та вилов риби й інших гідробіонтів. У цьому випадку риба розглядається не лише як об'єкт промислового або аматорського лову, а також як компонент екосистеми, що сприяє забору з водойми первинної продукції, яка трансформується в рибну продукцію у вигляді іхтіомаси.

Екологічні водні системи є особливо чутливими до змін різних факторів існування. Іхтіоценози природних і штучних водойм зазнають впливу різноманітних факторів антропогенного походження, в тому числі цілеспрямованої інтродукції риб у водні об'єкти з метою біологічної меліорації.

Вважається, що проведення біологічної меліорації дозволяє не тільки більш повно та раціонально використовувати кормові ресурси водойми й отримувати додаткову рибну продукцію, але перш за все стабілізувати стан гідробіоценозів подібних водойм і покращувати їх експлуатаційні властивості.

У той же час слід враховувати, що різнобічні біотичні взаємовідносини пов'язують гідробіонтів з компонентами водойми в єдину екосистему. Наявністю подібних зв'язків забезпечується стійкість структури водного угруповання в цілому, що у значній мірі впливає на процеси у водоймі. Організми чутливо реагують на зміни у навколишньому середовищі, тому за незначними коливаннями біологічних параметрів окремих груп видів може відбуватися повна перебудова структури гідробіоценозу.

Вселення нових видів у водойми негативно впливає на їх флору й фауну та водну екосистему загалом під час проведення рибоводно-меліоративних робіт без підготовки відповідних біологічних обґрунтувань щодо специфіки такого використання водойм і без дотримання правил проведення акліматизаційних робіт. Негативний вплив інтродуцентів виявляється у разі їх вселення у водойми, де резерви

кормових ресурсів недостатні. Це призводить до загострення кормової конкуренції вселенців із аборигенними видами. Крім того, за умов дефіциту кормових ресурсів у водоймі деякі, зокрема бентосні види (такі, як короп і карась), переходять на живлення здебільшого детритом.

За такого характеру живлення «риючий» тип харчової поведінки цих риб призводить до погіршення умов існування флори й фауни та порушення процесів кругообігу речовин і енергії у водоймі, що негативним чином позначається на стані екосистеми водойми загалом [6].

Необхідність і можливість інтродукції організмів у нові місця мешкання залишаються дискусійними. Одні дослідники вважають це можливим тільки в контрольованих умовах аквакультури, інші визнають можливість вселення нових видів риб і безхребетних у збіднені видами екосистеми.

Так, у Казахстані реконструкція іхтіоценозів і кормової бази риб рибогосподарських водойм вважається доконаним фактом, однак її результати вимагають уточнення для науково обґрунтованого продовження спрямованого формування іхтіофауни водойм з урахуванням необхідності збереження біорізноманіття [20].

В іхтіологічній і рибогосподарській літературі біологічна меліорація водойм часто розглядається як комплекс заходів, спрямованих тільки на поліпшення складу іхтіофауни й умов вирощування риб: вибірковий вилов малоцінних риб; створення сприятливих умов для відтворення цінних видів риб; вселення хижих і далекосхідних рослиноїдних риб (білого амура - для регулювання вищої водної рослинності; білого товстолобика - для регулювання розвитку фітопланктону; чорного амура - для боротьби з молюсками) [11].

У літературі є достатньо робіт, присвячених біологічній меліорації водних об'єктів різного господарського напрямку з використанням риб (у першу чергу далекосхідних рослиноїдних риб). Є також досвід використання для поліпшення екологічного стану водних об'єктів різних груп водоростей і деяких молюсків.

Розгляд досвіду біомеліорації водних об'єктів різного господарського використання (водойм-охолоджувачів, водовідних каналів, водоймищ різного призначення й ін.) показує що аналіз результатів таких робіт найчастіше обмежується лише загальною оцінкою їхнього впливу на групу гідробіонтів, яка вилучається

рибами-меліорантами. При меліорації рибами значна увага приділяється впливу такого заходу на збільшення рибопродукції.

У той же час, при масовому вселенні нових видів риб виникає необхідність в оцінці наслідків такого заходу для екосистем водойм-акцепторів, причому найчастіше вже постфактум. При цьому основним вихідним показником для дослідника слугує фактична чисельність інтродуцентів [12].

Комплексне вивчення впливу біомеліорантів як на екологічні системи водних об'єктів, так і на їхні функціональні характеристики з позицій основного водокористувача/водоспоживача проводяться нечасто, хоча такі дослідження дозволяють не лише оцінювати характер і ступінь впливу меліорантів, але й коригувати окремі елементи біомеліоративних робіт. У якості позитивного досвіду можна відзначити роботи з контролю ходу біомеліорації водойми-охолоджувача Волгодонської АЕС. Біомеліорацію тут проводять шляхом альголізації (внесення у водойму штамів хлорели) і зариблення водойми далекосхідними рослиноїдними рибами. Супроводження робіт моніторинговими дослідженнями динаміки гідрохімічного й гідробіологічного режимів дозволило встановити, що проведення біомеліорації у повному обсязі дозволяє значно поліпшити екологічний стан водойми [13].

Аналіз даних літератури та проведені в НДУ УКРНДІЕП роботи [14-19] свідчать, що проведення біологічної меліорації, крім поліпшення екологічного стану водних об'єктів різного господарського призначення, може покращувати їхні експлуатаційні характеристики. Нашими дослідженнями було встановлено, що при проведенні біологічної меліорації економічний для ТЕС ефект обумовлений поліпшенням охолодження води у водоймі-охолоджувачі (через збільшення площі активної зони через споживання водних рослин білим амуром) і конденсаторах турбін (зниження утворення органічної плівки на стінках конденсаторних трубок після споживання товстолобиками водоростей фітопланктону).

Біологічна меліорація у більшості випадків супроводжується вселенням нових видів гідробіонтів. При цьому повсюдно звертається увага на те, що в даний час умисне введення у водойми нових, чужорідних видів риб та інших гідробіонтів не користується великою популярністю. Особливо велике поширення ця тенденція отримала в 1990-х і на початку 2000-х років, на тлі панічних настроїв суспільства та

вчених в США з приводу інвазії коропових видів риб (короп, товстолобики) і змієголова. Не менше занепокоєння викликала і викликає навмисна та випадкова інтродукція чужорідних видів риб (коропових, осетрових, цихлід і лососевих) у вчених Європи [20].

Необхідність вивчення питань екологічних наслідків інтродукції нових видів риб відзначалася практично з початку її масштабного проведення [21].

Вторгнення некорінних видів визначено другою за значущістю проблемою, яка призводить до втрати місць існування та ландшафтного фрагментування, а також в цілому є загрозою для глобального біорізноманіття [22]. Pimentel D. із співавторами оцінює економічні втрати від вторгнення некорінних видів в екосистеми Сполучених Штатів Америки у 125 млрд. дол. на рік [23].

Згідно з Законом України про аквакультуру, проведення біологічної меліорації може здійснюватися шляхом інтродукції, акліматизації та реакліматизації об'єктів аквакультури. При цьому необхідно не допускати негативного впливу на стан популяцій аборигенних видів водних біоресурсів або погіршення середовища їх існування, шляхів міграції та умов розмноження [24].

Форм біологічної меліорації водних об'єктів дуже багато. Перш за все, це інтродукція видів риб, які обмежують розвиток груп гідробіонтів, які інтенсивно розвиваються. Введення їх до складу іхтіофауни обумовлено тим, що популяції аборигенних видів риб не забезпечують ефективного використання всього потенціалу природної кормової бази [25].

Серед 132 видів, наявних у базі даних по аквакультурі ФАО, 103 види були завезені з інших місць мешкання, причому для 52 % не повідомляється про будь-який вплив цих видів на нативні екосистеми [27]. Вважається, що екологічні ризики впливу інтродукованих у водне господарство чужорідних видів становлять менше 10 % від числа інтродукованих видів. При цьому 24 % інтродукованих чужорідних видів мають високу комерційну вартість, але не становлять екологічної загрози [28,29].

У той же час, вселення риб не завжди дає екологічний ефект. Так, наприклад, Іжевське водосховище неодноразово зариблювалося різними видами аборигенної іхтіофауни як з метою підвищення його рибогосподарського потенціалу, так і для отримання позитивного екологічного ефекту, зокрема, зменшення процесів заростання і «цвітіння» [30,31]. В 2003-2005 роках кілька разів у водосховище

запускалися рослиноїдні види риб, у тому числі білий товстолобик, який живиться фітопланктоном. Передбачалося, що риба буде виконувати функцію ефективного біомеліоратора, виїдаючи значну частину фітопланктону, який в літньо-осінній період представлений в Іжевському водосховище переважно синьо-зеленими водоростями. Будь-якого значущого екологічного або рибогосподарського ефекту від реалізації заходів від вселення білого товстолобика у це водоймище отримано не було.

Не було позитивного ефекту і від альголізації Іжевського водосховища. Внесення до водойми додаткової біомаси організмів у результаті альголізації, зариблення або інших аналогічних заходів з інтродукції та акліматизації алохтонних видів гідробіонтів у будь-якому випадку буде супроводжуватися, на думку Б.Г. Котегова з співавторами, певним (можливо, локальним і тимчасовим) підвищенням біогенного навантаження на водну екосистему, що не завжди бажано. При цьому очікуваний позитивний екологічний ефект може бути не досягнутий. [43]

Поява та масовий розвиток у багатьох водних об'єктах дрейссени та перешкоди, які створюються її поселеннями, зумовили необхідність розробки заходів щодо зниження чисельності молюска. При цьому доцільно, щоб ці заходи із зазначених вище причин, носили суто біологічний характер.

Для зниження чисельності дрейссени пропонується використання декількох видів риб. В умовах України такими є тарань, плітка, вирезуб, які відносяться до роду *Rutilus*, а також лящ (*Abramis brama* (Linnaeus, 1758)), сазан (*Cyprinus carpio*) й інтродукований з водойм Далекого Сходу чорний амур (*Mylopharingodon piceus*) [32,33]. Останній вид досить перспективний як регулятор чисельності молюсків, домінуючих у кормовій базі риб України, та їх природний споживач. *Mylopharingodon piceus* здатний ліквідувати трофічний тупик, що утворився внаслідок недоступності дрейссени для багатьох інших видів риб. Тому цілком доцільно вселення чорного амура у водні об'єкти, де є великі запаси молюсків [34].

Ще однією формою біологічної меліорації є заходи щодо підсилення процесів самоочищення у водних об'єктах [5,35]. Найбільш підходящим об'єктом для цих цілей є, на думку ряду авторів, активний фільтратор - сидячий молюск дрейссена. Тому дрейссену, крім джерела біологічних перешкод, можна розглядати і як агента біологічного самоочищення у водних об'єктах різного господарського призначення. Її поселення, згідно з дослідженнями окремих вчених, можна використовувати на

штучних плантаціях у водосховищах і річках, там, де вона вже розмножилася самостійно. Це дозволить збільшити біомасу молюсків і прискорити процеси самоочищення.

Для досягнення таких цілей пропонується використовувати встановлені на поплавцях мережеві колектори. Це дозволить транспортувати друзи дрейссени у місця з найбільш сприятливими умовами для їх життєдіяльності, а також проціджувати воду по всій її товщі й знизити ймовірність загибелі молюсків від заморів (у профундалі) та обсихання при зниженні рівня води у водосховищі.

Розміщуючи плантації дрейссени у місцях, де спостерігається «цвітіння» води, поблизу випусків очищених каналізаційних вод можна добитися значного зниження концентрації біогенних речовин.

Щоб зменшити накопичення органіки у водоймах, біопродукцію дрейссени бажано вилучати та використовувати як корм для ставкової риби. На жаль, не вся маса молюсків споживається рибою у вигляді корму, а лише третина становить частку м'яса - висококалорійного, багатого білком, глікогеном, мікроелементами, біологічно активними речовинами. Раковина - теж дуже цінний продукт, на 96-98 % складається з вуглекислого кальцію та легко засвоюється домашньою птицею [36].

Використання штучних поселень дрейссени рекомендується також для поліпшення умов середовища у районах розміщення рибоводних садків [37].

Доцільним для коригування самовідновної здатності водних систем річок методами біологічної меліорації, відповідно до наявних даних науково-технічної літератури, визначено застосування природних та штучних біоплато [38,39].

Набувають поширення інші напрямки зниження високої чисельності небажаних видів біологічними методами. Так, у США був запатентований метод боротьби з водним гіацинтом за допомогою патогенного гриба *Cercospora rodmanii*. Позитивні результати були отримані при біологічному обмеженні розвитку сальвінії у Ботсвані за допомогою комах (прямокрилі, довгоносики), а багатокорінника в Індії - за допомогою прудовика й жука-слоника [40].

Один із способів біологічної меліорації водних об'єктів передбачає інтродукцію водоростей (альголізацію). Як альголізанти використовуються представники зелених водоростей - штам *Chorella vulgaris* BIN. Цей штам легко культивується і добре адаптується до умов водойм, оскільки є планктонним [41].

На думку Н.І. Богданова, використання штаму *Ch. vulgaris* BIN дозволило змінити екологічний стан і створити надійну систему оздоровлення навколишнього середовища на Пензенському водосховищі, що було встановлено у процесі багаторічних досліджень [42].

Навпаки, за результатами Б.Г. Котегова з співавторами, очікуваний позитивний екологічний ефект від альголізації досягнутий не був. Його роботи показали, що вселення в 2009-2010 рр. в Іжевське водосховище культурного штаму хлорели як потенційного конкурента синьозелених водоростей не призвело до бажаних результатів з обмеження процесів «цвітіння» водоймища [43].

Згідно з методикою оцінки ефективності реалізації екологічних програм [44], екологічна ефективність виражається в тому числі у збереженні й відновленні природних ресурсів.

У той же час, оцінок екологічної ефективності біологічної меліорації водних об'єктів України, крім окремих оцінок збільшення вилову риби й споживання організмами-меліорантами певних груп гідробіонтів, на даний час немає. Нормативна база оцінки впливу таких робіт на стан гідробіологічного режиму також відсутня.

Схема іхтіомеліорації водойм включає мінімізацію забруднюючих речовин, поліпшення санітарного стану, запобігання «цвітінню» води синьозеленими водоростями, зменшення кількості вищої водної рослинності, вилов риби та інших біологічних об'єктів. Причому риба розглядається не лише як об'єкт промислового або любительського лову, але і як компонент екосистеми.

Однак, економічний ефект від вселення нових об'єктів аквакультури часто зводиться до мінімуму через боротьбу з негативними ефектами, які викликаються даними організмами [45].

Крім того, чужорідні види риб, які застосовуються для іхтіомеліорації, можуть представляти певні інвазійні ризики. При цьому істотні негативні впливи, на думку окремих авторів, можуть бути викликані навіть тими видами риб, які не здатні розмножуватися й створювати стійкі популяції у нових для них водних об'єктах. Так, у ході досліджень С. Е. Мостицького і Б. В. Адамовича білий амур отримав загальний FISK-бал 13, що дозволило охарактеризувати його як вид, який представляє помірний ризик стати інвазійним в умовах Білорусі [46]. Однією з причин того, що білий амур має помірний інвазійний потенціал, є відсутність у нього здатності натуралізуватися у

природних водоймах республіки [47]. Проте, необґрунтовано високі щільності посадки білого амура призвели до корінних змін в екосистемі озера Великі Швакшти, що відобразилося в істотному погіршенні якості води та зниженні рекреаційного потенціалу цієї водойми [48].

Крім того, на думку окремих дослідників, риби-біомеліоратори не є ефективними споживачами органічної маси, що продукується на різних трофічних рівнях, зумовлюючи утворення тупикових продукційних гілок, за якими відбувається поступове накопичення органіки у межах водної екосистеми, утворення потужних детритних і мулових мас. Внаслідок цього може відбуватися вторинне автохтонне забруднення акваторії, що призведе до виникнення кризової ситуації [49].

Все більшу стурбованість викликає вплив аквакультури, зокрема використання іноземних видів, на біорізноманіття [50]. При цьому цей вплив є потенційно руйнівним [51].

Тому одним з підходів до оцінки екологічної ефективності біологічної меліорації водних об'єктів може бути контроль стану гідроценозів водного об'єкта, на якому проводяться біомеліоративні заходи. При цьому оцінка екологічної ефективності біологічної меліорації може проводитися на підставі аналізу зміни стану окремих екологічних груп гідробіонтів і функціональних характеристик водних об'єктів.

Для оцінки екологічної ефективності нами була обрана найпоширеніша в Україні форма біологічної меліорації - біологічна меліорація з використанням риб - іхтіомеліорація.

Так, для регулювання розвитку продуцентів (фітопланктону та макрофітів) біологічним методом проводиться вселення рослиноїдних риб (товстолобиків - білого *Hypophthalmichthys molitrix* і строкатого *Aristichthys nobilis*, а також білого амура *Stenopharyngodon idella*).

Роботи щодо вселення у водні об'єкти рослиноїдних риб пов'язують з вирішенням двох важливих проблем - підвищення рибопродуктивності водойм при одночасному зниженні їх трофності. Р. А. Балтаджи з співавт. зазначає, що значущість другого завдання постійно зростає у зв'язку з посиленням антропогенного тиску на водойми [26].

Рослиноїдні риби характеризуються високою інтенсивністю харчування і росту, внаслідок чого можуть спричиняти значний вплив на водорості й вищу водну рослинність [52].

Товстолобики використовують в їжу фітопланктон, зоопланктон і детрит [53]. Вплив цих риб на фітопланктонне угруповання має подвійний характер. З одного боку, внаслідок виїдання товстолобиками фітопланктону відбувається зменшення біомаси водоростей. Відомі факти повного припинення розвитку мікрowodоростей, запобігання розвитку «цвітіння» та освітлення води [54,55]. При цьому спостерігається поліпшення санітарного стану водойм, заселених товстолобиком. Це відбувається не тільки завдяки зниженню концентрацій фітопланктону, але й в результаті інтенсифікації процесів бактеріального самоочищення, оскільки фітопланктонофаги не лише стимулюють розмноження водних бактерій, але й виїдають більшу частину бактеріальної продукції. В результаті чисельність бактерій стабілізується на певному рівні, а мінералізація органічних речовин, що містяться у воді, істотно прискорюється [21]. З іншого боку, споживаючи та переробляючи великий обсяг фітомаси, товстолобики можуть активізувати й прискорювати біотичний кругообіг речовин у водоймах. У таких умовах можливе збільшення біомаси, продукції та інтенсивності фотосинтезу організмів фітопланктону. Це також свідчить про посилення біологічного самоочищення, оскільки організми фітопланктону у процесі життєдіяльності споживають необхідні речовини з води. Вселення білого амура та білого товстолобика у Зеленодольське водосховище-охолоджувач Криворізької ГРЕС-2 призвело до зменшення вмісту органічних речовин у воді, зникнення «цвітіння» води, різкого зниження біомаси вищої водної рослинності. [56].

Білий амур є споживачем вищої водної рослинності, переважно рдесту, куширу, уруті, елодеї [53].

Після прийняття Європейським Союзом Водної рамкової директиви в 2000 р. у країнах ЄС розпочалася поетапна розробка й впровадження її положень. Для забезпечення співставлення результатів стану водних екосистем передбачається обов'язкове визначення таких біологічних показників, як склад і чисельність водної флори, склад і чисельність донної безхребетної фауни, склад, чисельність і вікова структура рибної фауни [57].

Методика оцінки ефективності реалізації регіональних природоохоронних і державних (загальнодержавних) цільових екологічних програм, затверджена Наказом Міністерства екології та природних ресурсів України № 491 від 15.10.2012 [44], визначає, що система екологічних показників має забезпечувати оцінку кількісних і якісних змін у навколишньому середовищі та/або відстеження динаміки процесів, які ці зміни викликають.

Тому оцінка екологічної ефективності біологічної меліорації може проводитись на підставі визначення зміни значень показників розвитку окремих екологічних груп гідробіонтів і функціональних характеристик водних об'єктів після вилучення рибами-меліорантами кормових організмів.

Крім того, в останній час великого розповсюдження набув метод використання даних дистанційного зондування, згідно з яким за допомогою космічних знімків можна визначати стан поверхневих вод та оцінювати екологічний стан води. Основними перевагами космічних знімків є: одночасність охоплення значної площі акваторії, безперервність інформаційного змісту знімка для кожної точки зображення, висока періодичність реєстрації стану водних мас. Космічні знімки, отримані у різних спектральних діапазонах, виконують роль реальної картографічної основи, що забезпечує екстраполяцію даних наземних і супутникових спостережень [72].

1. ПІДХОДИ ДО ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОЇ ЕФЕКТИВНОСТІ БІОЛОГІЧНОЇ МЕЛІОРАЦІЇ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ УКРАЇНИ ЗАГАЛЬНОГОСПОДАРСЬКОГО ПРИЗНАЧЕННЯ

1.1. За змінами стану екологічних груп гідробіонтів

1.1.1. Зміни фітопланктону

Найбільш часто для іхтіомеліорації використовують далекосхідних рослиноїдних риб - білого та строкатого товстолобиків і білого амура. При цьому основною їжею товстолобиків (особливо білого) є фітопланктон.

Харчування облігатного фітопланктофага - білого товстолобика визначається, в першу чергу, розміром [58] і систематичною приналежністю водоростей. Встановлено, що найбільш інтенсивно виїдаються представники протококових, еугленових і діатомових водоростей [59]. При цьому білий товстолобик, як правило, оминає синьозелені водорості через їх низьку харчову цінність та навіть токсичність. А. В. Топачевський з співавт. вважають, що якщо білий товстолобик і захоплює клітини синьозелених водоростей, то останні слабко руйнуються в кишечнику, а зруйновані клітини погано засвоюються [60].

Узагальнення літературних і наявних даних стосовно дніпровських водосховищ показує, що, у порівнянні з першими десятиріччями існування каскаду водоймищ, починаючи з другої половини 70-х років у динаміці розвитку синьозелених водоростей відбулися такі зміни:

1) істотно зменшилися площі “цвітіння” води й кількісні показники розвитку синьозелених водоростей у метрі кубічному та під метром квадратним;

2) у порівнянні з першими роками існування водоймищ, у період стабілізації розвитку фітопланктону запаси синьозелених водоростей - найважливіший показник для оцінки “цвітіння” води, який характеризує основні біоресурси водоймищ, - знизилися відповідно по водоймищах:

Київському - в 3,1-17,2 рази; Кременчуцькому – у 2,5-6,5 разів; Каховському - у 10,6-14,1 рази;

3) зареєстроване зниження відносної частки синьозелених у сумарній чисельності й біомасі фітопланктону усіх водосховищ;

4) встановлене зниження ролі монодомінантних угруповань синьозелених водоростей у домінуючому комплексі дніпровського фітопланктону [63].

За даними Г. Д. Приймаченко дрібноклітинні центричні діатомові, зелені вольвоксові й хлорококові, криптофітові та синьозелені водорості (*Oscillatoria geminata*, *O. planctonica*) істотну роль відігравали тільки у формуванні видового багатства й зрідка входили лише до весняного (осіннього) домінуючого комплексу фітопланктону. Аналіз багаторічної динаміки популяцій даних водоростей вказує на збільшення у сучасний період їхніх абсолютних і відносних кількісних показників у фітопланктоні водоймищ Дніпра на протязі всіх вегетаційних сезонів [64].

Отже, причини евтрофування оліготрофних та мезотрофних озер і водоймищ Дніпра різні, але відгук фітопланктону на зміну екологічних умов подібний: домінування дрібноклітинних діатомових, зелених (вольвоксових і хлорококових) та синьозелених водоростей з високими продукційними характеристиками, що забезпечує підтримку евтрофного статусу водних екосистем при однаковій або навіть меншій біомасі планктонних водоростей.

Протягом останніх п'яти років у водосховищах домінували синьозелені та діатомові водорості. Частка синьозелених від загальної біомаси в окремі роки досягала 94,8 % з яких 94,3 % складали види *Microcystis wesenbergii* (Komárek) Komárek ex Komárek in Joosen й *Microcystis aeruginosa* Kütz. Біомаса діатомових в окремі роки досягала 47,8 % від загальної біомаси фітопланктону. За біомасою серед діатомових водоростей переважали види *Melosira granulata* (Ehr.) Ralfs та *Melosira italica* (Ehr.) Kütz.

М. І. Хижняк і М. Ю. Євтушенко відмічають, що період стабілізації у водоймищах Дніпра характеризується зниженням ролі монодомінантних угруповань синьозелених водоростей з одночасним зростанням ролі оліго- та полідомінантних комплексів центричних діатомових, зелених (особливо вольвоксових і хлорококових). Тому стабілізація біомаси фітопланктону і навіть її зниження, викликане входженням у домінуючий комплекс дрібноклітинних високопродуктивних видів, спричиняє інтенсифікацію процесів первинного продукування [63].

Фітопланктон є основою харчових пірамід більшості водних об'єктів. У той же час, розрахунки С. В. Кружиліної показують, що в 2011-2013 рр. в дніпровських

водосховищах фітопланктон формував лише 9-33 % потенційної рибопродуктивності [65].

За кількісними показниками розвитку фітопланктону (питомим біомасам, мг/л) нами була проведена оцінка ефективності біологічної меліорації дніпровських водосховищ рослиноїдними рибами (РІР). Для цього було обрано 2 найбільш великі водосховища дніпровського каскаду, де зариблення РІР проводилося у найбільш значних масштабах - Каховське й Кременчуцьке. Крім того, за даними В. Д. Романенка із співавт. щорічний вилов риби з цих водосховищ становить 75-80 % від загальної за каскадом дніпровських водоймищ [66]. При цьому лише за рахунок Каховського водосховища забезпечується 25-30 % загального улову водних живих ресурсів з каскаду дніпровських водосховищ [67].

Згідно з наявними даними були розраховані коефіцієнти кореляції між обсягами зариблення у водосховища молоді РІР і середньорічними концентраціями фітопланктону (табл. 1.1, 1.2). Після цього була оцінена вірогідність значень цих кореляцій (табл. 1.3).

Таблиця 1.1 Середньорічна питома біомаса фітопланктону та показники РІР у Каховському водосховищі, за [68-70]

Рік	Середньорічна біомаса фітопланктону, мг/л	РІР	
		Зариблення, тис. шт	Виллов, тонн
1986	16,64	2439	1854
1987	23,12	3755	1288
1988	63,23	3474	1258
1989	21,02	3804	1471
1990	17,42	3000	2024
1991	50,90	4948	1406
1992	63,58	5000	1904
1993	70,2	2000	1384
1994	19,55	1200	1421
1995	-	5100	1465
1996	51,06	712	602

2001	15,50	4660	132
2002	19,36	2530	141
2003	-	3180	140
2004	21,72	3490	297

Таблиця 1.2 Середньорічна питома біомаса фітопланктону та показники РІР в Кременчуцькому водосховищі, за [68, 70, 71]

Рік	Середньорічна біомаса фітопланктону, мг/л	РІР	
		Зариблення, тис. шт.	Виллов, тонн
1986	16,64	1338	237
1987	23,12	2467	448
1988	63,23	3300	174
1989	21,02	3900	202
1990	17,42	3600	215
1991	50,90	3442	249
1992	63,58	3162	225
1993	47,48	2500	199
1994	47,20	1181	293
1995	54,18	1455	279
1996	56,03	1596	338
1997	61,00	1738	628
2002	7,49	1742	-
2003	1,09	2460	-
2004	2,41	1860	-

Таблиця 1.3 Величини та істотність коефіцієнтів кореляції Пірсона між обсягами зариблення та вилову РІР і середньорічними питомими біомасами фітопланктону Дніпровських водосховищ

Показник	R	N	t		Висновок про взаємозв'язок
			t _{факт}	t _{табл}	
Кременчуцьке водосховище					
¹⁾ Фіто-зар.	+0,028	15	0,101	t _{0,10} =1,782	Неістотний
²⁾ Фіто-вилов	+0,162	12	0,519	t _{0,10} =1,833	Неістотний
Каховське водосховище					
Фіто-зар.	+0,047	13	0,156	t _{0,10} =1,812	Неістотний
Фіто-вилов	+0,217	13	0,737	t _{0,10} =1,812	Неістотний

Примітки: Кореляції між:

¹⁾Фіто-зар. – вмістом фітопланктону й обсягами зариблення.

²⁾Фіто-вилов - вмістом фітопланктону й обсягами вилову.

Отримані дані свідчать про слабкий та недостовірний вплив меліорації Кременчуцького та Каховського водосховищ РІР на розвиток фітопланктону в цих водоймах, а в цілому - лише про зростання рибопродукції за рахунок риб-меліорантів.

Висновок

Таким чином, оцінку екологічної ефективності біологічної меліорації водних об'єктів загальногосподарського призначення можна проводити за змінами окремих показників фітопланктонного угруповання:

- загальної чисельності (млн. кл/л) й питомої біомаси (мг/л);
- співвідношення основних відділів водоростей.

При цьому відбір та аналіз альгологічних проб треба виконувати відповідно до стандартних гідробіологічних методик і визначників.

1.1.2. Зміни вищих водних рослин

Вища водна рослинність (ВВР) як представник базового трофічного та середовищеформуєного рівнів є, на думку окремих авторів, основним компонентом біоти більшості водних екосистем та їх найчуттєвішою ланкою [72].

Флуктуації структурних показників рослинного покриву суттєво пов'язані зі зміною стану екосистеми. У зв'язку з цим вивчення зміни структури водної рослинності має важливе значення для виявлення адаптаційних механізмів водних екосистем [73].

Склад і структурні особливості рослинності визначають структуру мілководних ландшафтів водойм та можуть бути універсальними індикаторами екологічного стану як водойми, так і водозбору загалом. Участь рослинних угруповань у комплексі внутрішньо-водоймових процесів можна умовно розділити на 3 напрямки:

- механічний (хвильоруйнівна та седиментаційна функція зарослової зони);
- трансформуючий (накопичення, трансформація та захоронення забруднювачів, що визначають потенціал водойми до самоочищення від забруднень);
- продукційний.

Зарості водних рослин, певною мірою, є інтегральним показником екологічного стану водойми. За їх якісними та кількісними характеристиками можна отримати досить повне уявлення щодо цілої низки абіотичних складових водного середовища, зокрема, рівні рН, навантаження середовища біогенними речовинами (трофність водойми), трансформацію гідрологічного режиму, наявність забруднень [74].

Істотну роль вища водна рослинність відіграє у біопродуктивності й рибопродуктивності водосховищ як постачальник органіки, безпосередній корм для рослиноїдних риб, а також зона нерестовищ риб і місце нагулу її молоді [75].

Флористичний склад вищих водних рослин у водоймах України представлено більш ніж 150 видами, які формують понад 160 угруповань та їх різновидностей. Важливість ролі водної рослинності у формуванні якості води та біологічної продуктивності водойм обумовлює необхідність систематичного контролю за її розвитком, особливостями горизонтального та вертикального розподілу, якісними й кількісними змінами у часі та у просторі під впливом зовнішніх факторів [72].

Характер розвитку та розподіл рослинних угруповань у водних об'єктах визначається умовами середовища й взаємовідношенням видів у фітоценозі. Так, розподіл рослинності у Канівському водосховищі у першу чергу визначається характером затоплених територій [76], що відповідно утворює ландшафти, подібні до

літоральних [76-78]. Важлива роль належить також гідродинамічним умовам [79], коли враховують не тільки генетичні особливості мілководь та процеси їх формування, а й ступінь захищеності, нахил дна тощо [80].

Більшість водосховищ дніпровського каскаду є мілководними (наприклад, у Київському водосховищі частка мілководь становить 40 % загальної площі, Дніпродзержинському (зараз Кам'янське) – 36 %, Кременчуцькому – 18 %). Основні масиви мілководь та заростей водних макролітів зосереджені у верхніх частинах водосховищ, де була затоплена на глибину до 2 м дніпровська заплава [81].

Важливим у функціонуванні екосистем водосховищ є поступове заростання прибережної мілководної зони вищою водною рослинністю. Так, на акваторії Дніпровського водосховища водною рослинністю впродовж 1950–1960 рр. було освоєно захищені прибережжя, а потім впродовж 1970–2000-х рр. - і руслову частину водосховища на всіх її ділянках [82]. Розвиток цього процесу спостерігається і зараз, площа водної рослинності, особливо надводної, постійно збільшується [128].

На сучасному етапі функціонування водосховищ, зокрема Дніпра, їх рослинний покрив існує у вторинно-трансформованих умовах. Додаткове посилення антропогенного навантаження на екосистеми спричиняє нові трансформації фіторізноманіття, насамперед раритетного. Наслідками наростаючого антропопресингу є, зокрема, прискорення заростання та заболочування мілководних ділянок водосховищ, бруталне винищення рослинності в результаті забудови прибережних територій, синантропізація флори, «цвітіння» води тощо [83].

Процеси формування вищої водної рослинності глибоко вивчалися у Канівському водосховищі [84]. Було встановлено, що якщо у перші роки після створення водосховища формування рослинності головним чином залежало від характеру вихідних біотопів, особливостей заповнення частини водойми, резервного фонду рослин, то у подальшому провідну роль почали відігравати гідрологічні умови, які визначаються будовою заплави, режимом експлуатації та формами антропогенного впливу [85].

Для вирішення проблем із заростанням водосховищ водною рослинністю та вилучення її надлишків, а також поліпшення загальної екологічної ситуації й умов мешкання інших груп гідробіонтів, у тому числі риб, стали використовувати білого амура (*Stenopharyngodon idella*) - природного фіто-біомеліоранта, спеціалізованого

макрофітофага. Внаслідок активного споживання рибою вищої водної рослинності, у тому числі жорсткої, в прибережній зоні поліпшуються умови життєдіяльності усіх груп водних організмів і нагул молоді риб, а також якісні характеристики води на мілководдях. Якщо у 1970-1980-х роках зариблення білим амуром було рекомендованим, проводилося спорадично і у невеликих обсягах, то вже у 1990-х роках вимоги до зариблення дніпровських водосховищ *Stenopharyngodon idella* як біомеліорантом мали обов'язковий характер. При цьому, враховуючи обсяг споживання рослинності білим амуром (до 50 кг рослинності на 1 кг приросту живої ваги), при розрахованих обсягах зариблення можна прогнозувати щорічне вилучення великої кількості надлишкової фітомаси з одночасним отриманням високоякісної харчової продукції [128].

Тому вважається, що ефект позитивного біомеліоративного впливу на гідроекосистеми водосховищ шляхом вселення розрахованої кількості рослиноїдних риб на сьогодні є доведеним. Усі ці аспекти обумовили інтенсифікацію рибогосподарського освоєння каскаду дніпровських водосховищ шляхом вселення рослиноїдних риб протягом останніх п'яти десятиліть. Пріоритетом було збільшення рибопродуктивності водойм і отримання рибної продукції, а біомеліоративний ефект мав супутній характер. При цьому будь-яких екологічних і тим більш економічних «протипоказань» стосовно інтродукції рослиноїдних видів раніше встановлено не було [86, 87].

Крім того, окремі автори вважають, що якщо вселення рослиноїдних риб здійснюються суворо у відповідності з науково обґрунтованими нормами [88], то це єдиний біомеліоративний засіб поліпшення гідроекологічного стану водойм, у тому числі у водосховищних гідроекосистемах, про що свідчить світовий і вітчизняний досвід. При цьому відмічається, що біомеліоративне зариблення найбільш економічно доцільне, не потребує значних капіталовкладень і має економічне повернення у вигляді додаткової рибної продукції [128].

У той же час, ще в 1970-1980-ті роки у літературі відмічалися неоднозначні факти впливу білого амура на екосистеми водних об'єктів. З одного боку, він мав високі меліоративні достоїнства, з іншого - вплив на водну біосистему через руйнування ценозів вищих водних рослин. При цьому відзначалося, що знищення

макрофітів, а разом з ними всього фітофільного біоценозу, не може не спричиняти впливу на водний об'єкт в цілому [89, 90].

Останнє пов'язано з вибірковістю харчування білого амура, яка залежить як від виду ВВР, так і від температури води. Експериментальними дослідженнями було встановлено, що з м'якої рослинності амур активно споживав: рдест гребінчастий, рдест маленький, кушир, рдест кучерявий, з жорсткої рослинності улюбленою їжею були молодий очерет, їжачоголівник. При нестачі цих видів амур переходив на активне харчування рослинами, які за звичайних умов споживаються погано. З підвищенням температури води до 27-28°C спектр харчування амура розширюється і він починає споживати рослини, які не використовує у їжу при більш низькій температурі [91].

Білий амур характеризується здатністю до споживання великої кількості їжі. При харчуванні м'якою водною рослинністю (жабник, рдесники, кушир, елодея, ряска) добові раціони досягають 100-150 % маси тіла риби. У порівнянні з іншими рибами-фітофагами білий амур має більш короткий кишечник, довжина якого лише трохи більше ніж у 2 рази перевищує довжину тіла риби, тоді як у товстолобиків - більш ніж у 10 разів. Тому щоб задовольнити потребу в поживних речовинах, білому амуру доводиться пропускати через травний тракт велику масу рослинності, при цьому значна частина поглиненого рослинного матеріалу виділяється у слабо перевареному вигляді. Фекальні маси є добрим харчовим компонентом для риб і бентосних організмів [92].

Розрахунки, проведені нами за результатами досліджень впливу білого амура на стан водних рослин ряду озер Сибіру, дозволили визначити кількість фекалій, що виділяються рибою при споживанні природної фітомаси.

Сира біомаса вищих водних рослин до вселення білого амура становила 1124 г/м² при заростанні акваторії 23 %. Всі рослини були повністю спожиті дворічками білого амура – тобто, було використано $1124 \text{ г/м}^2 \cdot 10^4 \text{ м}^2 \cdot 0,23 = 2,585 \text{ т/га}$ рослин, а надійшло в озера у вигляді фекалій 191,2т (або 0,787т/га) [93]. Таким чином, сира вага фекалій при споживанні білим амуrom водних рослин становить $0,787/2,585 \cdot 100 = 30,4 \%$ сирої ваги рослин.

Зважаючи на це, ще в 90-ті роки минулого століття зверталась увага на необхідність контролю за станом водних рослин після вселення білого амура. Ці

спостереження необхідні для підтримки екосистем водних об'єктів у стані, при якому будуть зберігатися сприятливі умови мешкання риб. Багато в чому це пов'язано з тим, що при масовому випуску білий амур може завдати великої шкоди водоймі як екосистемі, змінюючи трофічні відносини та ставлячи під загрозу існування нерестовищ промислових риб [91].

Таким чином, для оцінки екологічної ефективності біологічної меліорації водних об'єктів загальногосподарського призначення за станом вищих водних рослин необхідно відстежувати зміни в якісному складі, структурі угруповань рослин, у кількісних показниках запасів фітомаси та динаміці змін площ заростання.

Згідно з методами дослідження водних рослин водойм України, для цього проводиться опис і картування водної рослинності. Крім того, вивчається структура фітоценозів. Використовують також об'ємну рясність рослин (співвідношення суми об'ємів тих просторів, які знаходяться у середині розгалужень кожної рослини певного виду, до всього об'єму води, зайнятого угрупованням) та чисельність (кількість екземплярів рослин на одиницю площі). Часто використовується також величина проективного покриття – площа горизонтальної проекції рослин на поверхню дна, у % площі [94].

Висновок

Оцінку екологічної ефективності біологічної меліорації водних об'єктів загальногосподарського призначення за станом вищих водних рослин можна проводити за змінами наступних показників:

- структура та флористичний склад угруповань вищих водних рослин;
- ступінь заростання водойм, % від загальної площі;
- щільність заростання, кг/м²;
- загальна біомаса рослинності, т/га.

Як і для досліджень фітопланктону, в останні часи для вивчення стану вищих водних рослин набув великого розповсюдження метод дистанційного зондування. Космічні знімки, по-перше, забезпечують можливість вивчення особливостей оселищ рослинних угруповань: характер берегової лінії, тип мілководь, наявність заплавних водойм, обмілин, рукавів, інтенсивність водообміну тощо. По-друге, дозволяють виокремити та розрахувати площі заростей вищих водних рослин. Крім того, космічні

знімки, отримані в різних спектральних діапазонах, виконують роль реальної картографічної основи, що забезпечує екстраполяцію даних наземних і супутникових спостережень. Знімки високої просторової розрізненості дозволяють на основі аналізу відмінностей елементів ландшафту, зафіксованих у зображенні, виявити межі співіснування окремих угруповань, а також і видів рослинності. Космічні знімки дозволяють наочно відображати зміни, що відбуваються у водних екосистемах, та описувати зміни у характері заростання водойми за тривалий період часу [72].

1.1.3. Зміни зоопланктону

Зоопланктон відіграє велику роль у біологічній продуктивності водойм, оскільки є найважливішою ланкою у системі передачі енергії з першоджерела (фітопланктону) до прямих споживачів - риб. Важливість зоопланктону як кормової бази не обмежується тільки рибами, він є необхідним також і для молоді риб. У той же час, риба може бути одним з найважливіших факторів формування різноманітності та кількісного розвитку зоопланктону. Так, у Каховському водосховищі різке зниження біомаси зоопланктону співпадало зі збільшенням уловів тюльки, що свідчить про те, що прес хижаків (за рахунок харчування) є одним з найпотужніших чинників регуляції кількісного розвитку зоопланктону. У той же час, поряд зі збільшенням уловів тюльки, спостерігалось зменшення уловів інших планктонофагів (уклеї, чехоні, синця) [98].

Крім того, на кількісний і якісний розвиток пелагічного зоопланктону у водосховищах Дніпровського каскаду найбільшою мірою впливають рівневий і термічний режими, а також його взаємозв'язок із компонентами планктонного біоценозу (фітопланктон, планктонні риби) [99].

У літній період 2006-2010 рр. біомаса зоопланктону у водосховищах Дніпра в середньому перебувала у межах від 0,08 г/м³ (Київське водосховище, 2006 р.) до 3,49 г/м³ (Київське водосховище, 2010 р.), а у затоках Кременчуцького водосховища – від 0,02 до 0,77 г/м³ (табл. 1.4).

В усіх досліджених водосховищах у літній період 2006-2010 рр. головним чином домінували цінні в кормовому відношенні (для риби) гіллястовусі ракоподібні, показники розвитку яких від загальної біомаси зоопланктону становили: на Київському водосховищі – від 68 до 88 %; Канівському – від 67 до 95 %;

Кременчуцькому – від 64 до 94 %; Дніпродзержинському – від 85 до 91 %, у р. Десна - від 74 до 97 %, за винятком 2009 р. - коли коловертки склали 79 % біомаси зоопланктону.

Таблиця 1.4. Середні показники зоопланктону Дніпровських водосховищ у літній період 2006-2010 рр., [100]

Роки досліджень	Київське	Канівське		Кременчуцьке			Дніпродзержинське
		водосховище	р. Десна	водосховище	Сулинська з-ка	Цибульницька з-ка	
2006	<u>6458</u> 0,080	<u>2750</u> 0,063	<u>8679</u> 0,084	<u>49952</u> 0,329	<u>91572</u> 0,385	<u>89459</u> 0,562	<u>67588</u> 1,310
2007	<u>20640</u> 0,280	<u>14720</u> 0,166	<u>25136</u> 0,757	<u>32041</u> 0,262	<u>179415</u> 0,715	<u>46000</u> 0,464	<u>38020</u> 0,548
2009	<u>10068</u> 0,139	<u>2781</u> 0,028	<u>14527</u> 0,093	<u>16357</u> 0,145	— [*]	<u>5166</u> 0,016	<u>8671</u> 0,072
2010	<u>138959</u> 3,488	<u>65769</u> 2,167	<u>86866</u> 2,059	<u>41693</u> 0,890	<u>25730</u> 0,064	<u>62159</u> 0,769	<u>24895</u> 0,402
Середня 2006-2010 рр.	<u>44031</u> 0,997	<u>21505</u> 0,606	<u>33802</u> 0,748	<u>35011</u> 0,407	<u>98906</u> 0,388	<u>50696</u> 0,453	<u>34794</u> 0,583

Біомасу гіллястовусих ракоподібних у верхів'ї Київського водосховища в 2006 р. формувала *Ceriodaphnia sp.* (23 % від загальної біомаси зоопланктону), у середній частині – *Diaphanosoma brachyurum* (27 %), у пониззі – *Daphnia cucullata* (73 %), а в 2007 та 2009 рр. у середньому по водоймі – *Daphnia cucullata* (24 % та 30 %) і хижий вид *Leptodora kindtii* (36 % та 23 % відповідно).

У Канівському водосховищі в 2006 р. у середньому по водоймі домінували *Daphnia pulex* (50 %) і *Cladocera juv.* (21 % від загальної біомаси зоопланктону), у 2007 р. – *Diaphanosoma brachyurum* (18 %), *Chydorus sphaericus* (18 %) і *Leptodora kindtii* (12 %), у 2009 р. – *Diaphanosoma brachyurum* (64-79 %).

У Кременчуцькому водосховищі домінуючими за біомасою видами в середньому по водоймі у 2006 р. були *Chydorus sphaericus* (22 %) та *Bosmina longirostris* (11 %), у 2007 р. – *Chydorus sphaericus* (33 %), *Sida crystallina* (11 %) та хижак *Leptodora kindtii* (9 %), у 2009 р. – *Chydorus sphaericus* (33 %), *Daphnia longispina* (27 %), *Leptodora kindtii* (7 %).

У Сулинській затоці домінували в 2006 р. *Ceriodaphnia sp.* (29 %) та *Chydorus sphaericus* (14%), у 2007 р. – *Diaphanosoma brachyurum* (39 %) та *Chydorus sphaericus* (7 %).

У Дніпродзержинському водосховищі у 2006 р. домінував вид *Daphnia pulex*, а в 2007 та 2009 рр. – *Chydorus sphaericus*, складаючи відповідно 27 % та 35 % від загальної біомаси зоопланктону [100].

Показники чисельності організмів зоопланктону у водосховищах Дніпра в літні періоди 2011–2013 рр. значно коливались за роками, складаючи від 10 до 114 тис. екз./м³, біомаси - від 0,09 до 1,12 г/м³. У пригирлових ділянках річок та Цибульницькій затоці чисельність зоопланктону коливалась від 12 до 49 тис. екз./м³, біомаса - від 0,04 до 7,10 г/м³ (табл. 1.5).

В усіх досліджуваних водосховищах у літні періоди 2011 - 2013 рр. головним чином домінували цінні у кормовому відношенні гіллястовусі ракоподібні, показники розвитку яких від загальної біомаси зоопланктону становили: у Київському водосховищі - від 65 до 84 %, Канівському – 93 % (лише у 2013 р.), Кременчуцькому - від 47 до 78 %, Дніпродзержинському - від 60 до 87 %; у пригирлових ділянках річок: Десна - від 58 до 61 %, Псел - від 51 до 93 %; у Цибульницькій затоці - від 66 до 78 % (за винятком 2011 р., коли веслоногі ракоподібні склали 65 % біомаси зоопланктону). Також веслоногі ракоподібні домінували у Канівському водосховищі в 2011 і 2012 рр., формуючи відповідно 62 % і 50 % біомаси зоопланктону.

Домінуючим видом майже в усі роки та в усіх водосховищах був *Chydorus sphaericus*, складаючи від 6 до 35 % загальної біомаси за частотою домінування 96 %, дещо рідше в різні роки і різних водосховищах домінували такі види, як *Ceriodaphnia sp.* (1–6 % від загальної біомаси за частотою домінування 68 %), *Daphnia cucullata* (1–45 % та 50 % відповідно), *Bosmina coregoni* (1–7 % та 36 %), *Bosmina longirostris* (1–7 % та 32 %), *Daphnia longispina* (3–14 % за 23 %), *Moina sp.* (1–32 % та 18 %), *Pleuroxus uncinatus* (лише у Цибульницькій затоці у 2012 р. – 20 % біомаси), *Diaphanosoma brachyurum* (1–56 % і 32 %), *Leptodora kindtii* (2–39 % та 32 %), а також *Corniger maeoticus* (1–15 % і 22% відповідно) [101].

Таблиця 1.5. Середні показники розвитку зоопланктону дніпровських водосховищ влітку 2011–2013 рр., екз./м³/г/м³, [101]

Роки досліджень	Київське		Канівське		Кременчуцьке		Дніпродзержинське	
	водосховище	р. Дніпро	водосховище	р. Десна	водосховище	Цибульницька з-ка	водосховище	р. Псел
2011	<u>23450</u> 0,309	<u>73936</u> 0,465	<u>18725</u> 0,226	<u>15290</u> 0,168	<u>29448</u> 0,593	<u>39675</u> 0,316	<u>25576</u> 0,256	<u>43529</u> 0,303
2012	<u>45572</u> 0,879	<u>14995</u> 0,038	<u>10603</u> 0,089	<u>10607</u> 0,036	<u>72064</u> 0,563	<u>801109</u> 6,018	<u>114183</u> 1,116	<u>494612</u> 7,097
2013	<u>44666</u> 1,073	<u>38914</u> 0,156	<u>10206</u> 0,351	<u>67146</u> 0,459	<u>23397</u> 0,139	<u>25724</u> 0,176	<u>23900</u> 0,272	<u>40242</u> 0,468
Середнє за 2011–2013 рр.	<u>37896</u> 0,754	<u>42615</u> 0,220	<u>13178</u> 0,222	<u>31014</u> 0,221	<u>41636</u> 0,432	<u>288836</u> 2,170	<u>54553</u> 0,548	<u>192794</u> 2,623

Значний вплив гідрологічного режиму на зоопланктон був встановлений також для Дніпровського водосховища.

Екосистема Дніпровського водосховища зазнала низку трансформацій, викликаних змінами гідрологічного режиму, сучасний етап характеризується посиленням антропогенним тиском. В умовах навантаження водойми хімічними, радіоактивними, органічними речовинами та біогенами змінюється середовище існування гідробіонтів, що відображається, зокрема, на видовому складі зоопланктону, динаміці його чисельності, біомаси та на розподілі вздовж акваторії водосховища (рис. 1.1).

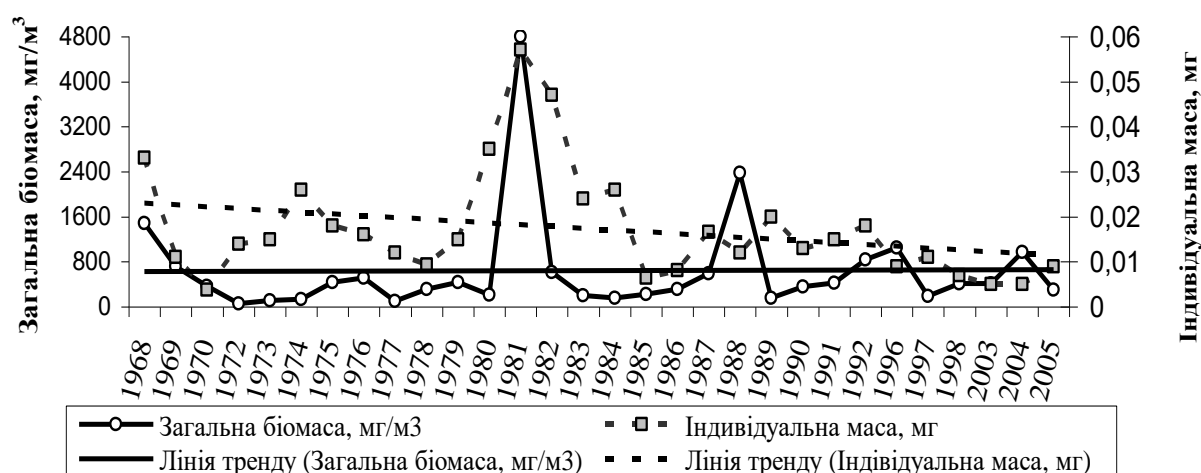


Рис. 1.1. Багаторічна динаміка літньої біомаси та індивідуальної маси організмів пелагічного зоопланктону Дніпровського водосховища [102, 103]

Протягом періоду існування внутрішньокаскадного водосховища у структурі видового складу зоопланктону відбувалося заміщення великих за розміром форм більш дрібними та зростала частка останніх. Завдяки цьому багаторічна динаміка загальної чисельності зоопланктону має тенденцію до зростання, а біомаса не змінюється. Домінування перейшло від гілястовусих до веслоногих ракоподібних.

Чинниками, які стимулювали розвиток пелагічного зоопланктону у багаторічному аспекті, були кількість бактеріопланктону та величина температури в літні місяці, а чинниками, які впливали негативно, – вміст нафтопродуктів, деяких важких металів (токсичний ефект), а також кількість опадів у весняно-літній період (ефект розбавлення). Сукупна дія зазначених факторів викликала флуктуації розвитку планктофауни між роками [102,103].

У живленні строкатого товстолобика зоопланктон займає значне місце. У той же час, організми зоопланктону є основною їжею памолоді більшості риб України. Наприклад, у Дніпровських водосховищах живлення товстолобиків вивчалось, головним чином, на початку вселення та у період створення їх промислових стад, проте трофічні взаємовідносини товстолобиків із молоддю основних промислових видів риб аборигенної іхтіофауни водосховищ, зокрема з лящем, пліткою та плоскиркою, майже взагалі не вивчались [104].

С. В. Кружиліною встановлена можливість негативного впливу строкатих товстолобиків на зоопланктонні угруповання та нагул молоді промислових видів риб у літоральних зонах Сулинської затоки Кременчуцького водосховища.

Загальні індекси подібності поживи (ПП) між строкатими товстолобиками та личинками плітки коливались від 38,8 до 45,3 %. За зоопланктоном індекси ПП були дуже високими і складали від 23,3 % (стадія С₁) до 32,8 % (стадія Е). Найбільш напружені кормові взаємовідносини серед зоопланктонних кормових організмів спостерігалися на стадіях В-Д₁ за коловертками – 22,1 % та на стадіях Д₂-Е за веслоногими ракоподібними – 24,2 %.

Загальні індекси ПП між строкатими товстолобиками та личинками плоскирки коливались від 29,1 до 52,3 %. За зоопланктоном індекси ПП також були високими й становили 17,3-36,1 %. Найбільш напружені трофічні взаємовідносини за зоопланктоном спостерігалися на стадіях С₂-Е за гілястовусими ракоподібними –

24,2 % і, дещо нижчі, на стадіях В-D₁ за коловертками – 10,4-13,9 % .

Загальні індекси ПП між строкатими товстолобиками та цьоголітками ляща коливались на різних ділянках водосховища від 29,9 % до 31,2 %, між строкатими товстолобиками й дволітками – від 3,6 % до 9,6 %.

Загальні індекси подібності між строкатими товстолобиками та цьоголітками плітки були невисокі й становили 1,8-15,0 %, між строкатими товстолобиками та дволітками – 1,0-12,4 %.

Таким чином, автор робить висновок, що низькі індекси ПП за зоопланктоном (0,1-12,0) не обов'язково є свідченням відсутності конкуренції у трофічних взаємовідносинах між строкатими товстолобиками та молоддю ляща, плітки й плоскирки, оскільки при недостатній кількості у водоймі основної поживи (зоопланктон) молодь зазначених риб переходила на другорядні кормові об'єкти (фітопланктон, макрофіти, детрит), а також на більш раннє живлення зообентосом, внаслідок чого спектри поживи СП із молоддю ляща, плітки й плоскирки за улюбленою групою кормових організмів (ракоподібні) перетинались у меншій мірі. Накопичення значної кількості старшовікових груп зазначених представників іхтіофауни у водосховищі може призвести до погіршення умов відтворення молоді аборигенних видів риб [104].

Були встановлені також конкурентні взаємовідносини між товстолобиками та тюлькою, які спостерігалися у сумісному споживанні фітопланктону, детриту та зоопланктону. Загальні індекси подібності поживи між цьоголітками тюльки й білими товстолобиками становили 4,3-29,6 %. Із строкатими товстолобиками загальний збіг харчових потреб становив до 37,6 %. Конкуренція з гібридами мала проміжний характер, але більш наближеною була до строкатих товстолобиків - 12,4-35,9 % [105].

Висновки

1. Таким чином, проведення біологічної меліорації водних об'єктів з використанням далекосхідних рослиноїдних риб може позначитися на умовах нагулу молоді багатьох аборигенних видів риб.

2. Оцінку екологічної ефективності біологічної меліорації водних об'єктів загальногосподарського призначення можна проводити за змінами окремих показників зоопланктонного угруповання:

- загальної чисельності (млн. кл/л) та питомої біомаси (мг/л);
- співвідношенням основних відділів зоопланктерів.

При цьому відбір та аналіз проб треба виконувати відповідно до стандартних гідробіологічних методик і визначників.

Характеризувати вигляд структури угруповання зоопланктону рекомендується за допомогою індексу Шеннона:

$$\bar{H} = \sum_{i=1}^m \frac{n_i}{N} \cdot \log_2 \frac{n_i}{N}$$

де N є загальною "значущістю" кожного виду зоопланктону;

n_i - оцінка «значення» для кожного виду;

m - кількість видів.

Для визначення структури зоопланктону та домінування видів можливо застосовувати метод ранжирування видів відповідно до їх індексу щільності:

$$I_p = \sqrt{NB}$$

де N є загальною "значущістю" кожного виду, B - біомаса зоопланктону.

1.1.4. Зміни зообентосу

Зообентос - один з найважливіших елементів екосистем континентальних водойм і водотоків, проте ступінь його вивченості вважається недостатньою. Це обумовлено у першу чергу різноманіттям його таксономічного складу: в прісноводному зообентосі помірних широт зустрічаються представники до двадцяти класів і десяти типів тварин [106].

Донні безхребетні характеризуються деякими біологічними особливостями, а саме досить високою зустрічальністю, мешкають у постійному біотопі, мають досить тривалий термін життєвого циклу та інші. Таким чином, організми бентосу тривалий час знаходяться у водоймі, де вступають у безпосередній контакт із забруднюючими інгредієнтами, які з водної товщі осідають на дно. Тому безхребетні організми макрозообентосу адекватно реагують на зміни навколишнього середовища та є досить надійними індикаторами якості води. На думку багатьох спеціалістів [107,108],

зообентос як найбільш довгоіснуючий і стаціонарний компонент гідробіоценозу найбільш точно відображає ступінь забруднення водних об'єктів, особливо хронічне забруднення.

Макрозообентос як один з найважливіших елементів біоти екосистем водосховищ Дніпра являє собою істотний компонент кормової бази риб, є невід'ємним елементом біоценозів і біоіндикатором якості води, формує значну частку біорізноманіття водойм [109].

Біомаса “м'якого” макрозообентосу у ряді водосховищ Дніпра в середньому за період 2006 - 2010 рр. коливалась від 3,8 г/м³ (у Канівському водосховищі у 2007 р.) до 45,5 г/м³ (у Кременчуцькому водосховищі у 2009 р.), а в затоках Кременчуцького водосховища – від 0,32 до 40,1 г/м³ (табл. 3). Макрозообентос набував найбільш значного рівня розвитку в Канівському та Кременчуцькому водосховищах у 2009 р., коли біомаса “м'якого” зообентосу досягла відповідно 11,5 та 45,5 г/м², а найменшого – у літній період 2007 р. (3,8 та 10,7 г/м² відповідно). У р. Десна та Цибульницькій затоці найвищі біомаси макрозообентосу спостерігались у 2007 р., а в Сулинській затоці – у 2006 р. Показники розвитку біомаси зообентосу Дніпродзержинського водосховища впродовж 2006 - 2010 років досліджень перебували майже на одному рівні, коливаючись від 4,7 до 6,4 г/м².

Домінуючою групою серед “м'якого” макрозообентосу протягом останніх років досліджень (2006 - 2010 рр.) у середньому в Канівському водосховищі були *Gammarus sp.*, складаючи 66 - 88 % загальної маси м'якого макрозообентосу, у Кременчуцькому водосховищі у 2006 - 2007 рр. – *Chironomidae larvae* (44-79 %), а у 2009 і 2010 рр. - *Oligochaeta* (73 і 39 %), у Сулинській затоці у 2006 - 2007 рр. – *Chironomidae larvae* (68 – 70 %), у Цибульницькій затоці у 2007, 2009 і 2010 рр. – *Oligochaeta* (58 – 100 %), а у 2006 р. – *Chironomidae larvae* (84 %). На Дніпродзержинському водосховищі в 2006 р. домінували *Oligochaeta* (54 %), а у 2007, 2009 і 2010 – *Chironomidae larvae* (52 – 68 %). Річка Десна відрізнялась більш різноманітним складом домінуючих груп макрозообентосу: так, у 2006 і 2010 рр. домінував *Gammarus sp.* (91 і 76 %, відповідно), у 2007 р. – личинки бабок (65 %), у 2009 р. – *Oligochaeta* (96 %).

Біомаса молюсків майже на всіх водосховищах Дніпра в середньому за досліджений період 2006 - 2010 рр. коливалась від 6,5г/м² (у Канівському

водосховищі в 2009 р.) до 682,1 г/м² (у Канівському водосховищі в 2007 р.). У затоках Кременчуцького водосховища молюски були зафіксовані лише у Сулинській затоці в 2007 р. Серед молюсків за біомасою в усіх водосховищах домінувала *Dreissena polymorpha*, складаючи від 68,8 % до 100 % від їх загальної біомаси [100].

Дані щодо досліджень зообентосу Дніпровських водосховищ у літній період 2006 - 2010 рр. представлені у табл. 1.6.

Таблиця 1.6. Середні показники зообентосу окремих Дніпровських водосховищ у літній період 2006 - 2010 рр. [100]

Роки досліджень	Канівське		Кременчуцьке			Дніпро-джержинське
	Водосховище	р. Десна	Водосховище	Сулинська затока	Цибульницька затока	
«М'який» зообентос						
2006	<u>1026</u> 8,365	<u>369</u> 6,880	<u>2446</u> 27,587	<u>5100</u> 40,085	<u>480</u> 4,040	<u>1474</u> 4,710
2007	<u>1179</u> 3,757	<u>1067</u> 7,267	<u>2231</u> 10,691	<u>2970</u> 20,820	<u>1920</u> 12,000	<u>1413</u> 5,659
2009	<u>4333</u> 11,459	<u>440</u> 0,747	<u>4851</u> 45,540	— *	<u>160</u> 0,320	<u>1895</u> 6,869
2010	<u>1004</u> 9,740	<u>520</u> 0,980	<u>717</u> 12,950	<u>1460</u> 8,500	<u>200</u> 0,300	<u>616</u> 6,390
Середні за 2006-2010рр.	<u>1886</u> 8,330	<u>599</u> 3,970	<u>2561</u> 24,190	<u>3177</u> 23,135	<u>690</u> 4,170	<u>1349</u> 5,914
Молюски						
2006	<u>121</u> 18,789	<u>200</u> 69,833	<u>42</u> 2,261	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0	<u>157</u> 8,551
2007	<u>2315</u> 682,141	<u>93</u> 9,067	<u>109</u> 12,168	<u>70</u> 18,400	<u>0</u> 0	<u>120</u> 9,173
2009	<u>61</u> 6,494	<u>373</u> 61,659	<u>821</u> 154,731	— *	<u>0</u> 0	<u>88</u> 18,347
2010	<u>612</u> 116,730	<u>293</u> 54,680	<u>53</u> 254,650	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0	<u>595</u> 9,390
Середні за 2006-2010рр.	<u>777</u> 206,040	<u>240</u> 48,810	<u>256</u> 105,950	<u>18</u> 4,600	<u>0</u> 0	<u>240</u> 11,370

У літні періоди 2011–2013 рр. показники чисельності організмів «м'якого» макрозообентосу у водосховищах Дніпра значно коливались за роками, складаючи від 400 до 5098 екз./м², а за біомасою - від 1,51 до 14,42 г/м². У пригирлових ділянках річок та в Цибульницькій затоці його чисельність коливалась від 20 до 5560 екз./м², а біомаси - від 0,06 до 33,16 г/м² [65]. Відповідні дані наведені у табл. 1.7.

Таблиця 1.7. Середні показники розвитку зообентосу Дніпровських водосховищ у літній період 2011–2013 рр., екз./м², г/м², [65]

Роки досліджень	Київське		Канівське		Кременчуцьке		Дніпродзержинське	
	водосховище	р. Дніпро	водосховище	р. Десна	водосховище	Цибульницька з-ка	водосховище	р. Псел
«М'який» зообентос								
2011	–*	–*	<u>1067</u> 3,227	<u>1153</u> 2,413	<u>2488</u> 7,289	<u>240</u> 2,480	<u>2159</u> 5,672	<u>1320</u> 1,280
2012	<u>817</u> 2,459	<u>820</u> 1,722	<u>1449</u> 8,128	<u>493</u> 1,153	<u>5098</u> 14,420	<u>5560</u> 33,16	<u>793</u> 2,632	<u>640</u> 1,320
2013	<u>400</u> 1,51	<u>66</u> 0,061	<u>576</u> 2,144	<u>20</u> 0,293	<u>2187</u> 9,442	<u>2160</u> 7,200	<u>1481</u> 4,622	–*
Середнє за 2011–2013 рр.	<u>609</u> 1,985	<u>443</u> 0,892	<u>1031</u> 4,500	<u>555</u> 1,286	<u>3258</u> 10,384	<u>2653</u> 14,280	<u>1478</u> 4,309	<u>980</u> 1,300
Молюски								
2011	–*	–*	<u>732</u> 39,756	<u>747</u> 79,220	<u>236</u> 44,219	<u>0</u> 0	<u>1161</u> 142,156	<u>240</u> 198,240
2012	<u>704</u> 75,152	<u>73</u> 10,36	<u>516</u> 89,875	<u>61</u> 1,234	<u>876</u> 111,94	<u>0</u> 0	<u>1743</u> 178,503	<u>600</u> 109,080
2013	<u>87</u> 7,367	<u>40</u> 7,067	<u>347</u> 106,827	<u>0</u> 0	<u>267</u> 50,718	<u>0</u> 0	<u>504</u> 112,991	–*
Середнє за 2011–2013 рр.	<u>396</u> 41,256	<u>57</u> 8,713	<u>532</u> 78,819	<u>269</u> 26,818	<u>460</u> 68,959	<u>0</u> 0	<u>1136</u> 144,550	<u>420</u> 153,660

Проведений ретроспективний аналіз макрозообентосу Каховського водосховища за 40 років від його створення у 1955 р. свідчить, що видова подібність його складу між 1955 та 1994 рр. становить 40 %. Багаторічні значення біомаси «м'якого» бентосу в літній період складали 1,66–18,33 г/м² з тенденцією до збільшення у 1980–1990 рр. Вимірювання якісного складу та кількості організмів макрозообентосу показують, що його зміни мають сукцесійний характер і відповідають концепції розвитку біоти рівнинних водосховищ. У багаторічному аспекті біомаса "м'якого" бентосу має значні міжрічні коливання з тенденцією до зростання [4]. Отримані дані представлені на рис. 1.2.

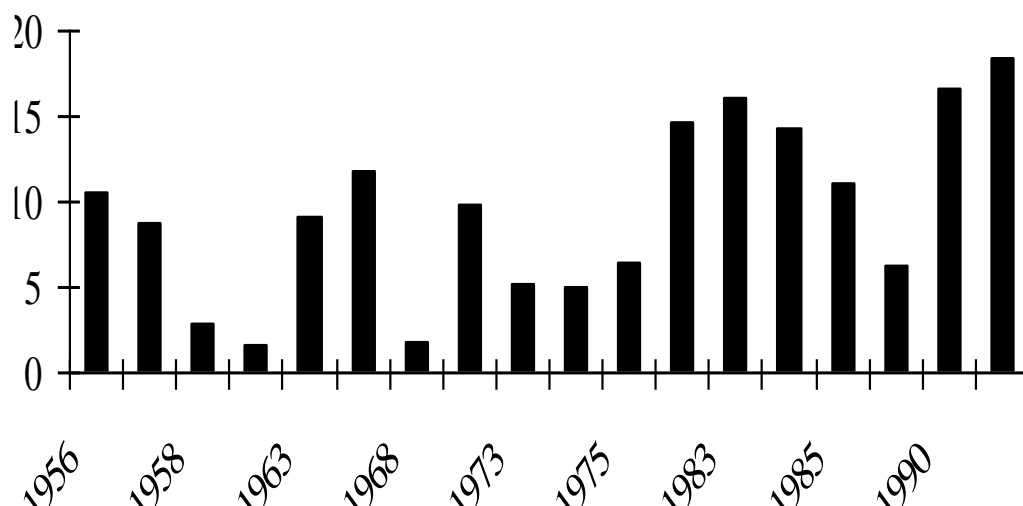


Рис. 1.2. Багаторічна динаміка біомаси "м'якого" макрозообентосу Каховського водосховища, [109]

При порівнянні таксономічного складу макрозообентосу Каховського водосховища за 1955-1956 рр. і 1983-1985 рр. були встановлені значні якісні перетворення бентосної фауни у нових абіотичних умовах (табл. 1.8).

Таблиця 1.8. Багаторічні зміни якісного складу макрозообентосу Каховського водосховища, [109]

Окремі групи організмів	Кількість видів						
	1955	1956	1957	1958	1959	1981	1990
<i>Oligochaeta</i>	6	18	21	9	9	18	19
<i>Chironomidae</i>	36	38	35	16	14	24	21
Разом	193	188	144	74	68	120	121

Для оцінки впливу вселення у Каховське водосховище з метою біологічної меліорації рослиноїдних риб далекосхідного фауністичного комплексу нами були зібрані відомості з середньорічних біомас зообентосу і обсягів вселення-вилову риб-меліорантів (табл. 1.9, 1.10). Надалі за цими даними були розраховані коефіцієнти кореляції Пірсона (табл. 1.11).

Таблиця 1.9. Середньорічні біомаси зообентосу Каховського водосховища і обсяги зариблення-вилову риби-меліорантів, [68-70,109]

Рік	Біомаса зообентосу, г/м ²	Рослиноїдні риби	
		Вселення дворічок, тис. шт	Виллов, т
1956	10,6	не було	не було
1957	8,6	не було	не було
1958	2,8	не було	не було
1959	1,7	не було	не було
1963	9,2	не було	не було
1964	11,7	не було	не було
1968	1,7	не було	не було
1972	9,7	*н. д.	н. д.
1973	5,0	н. д.	н. д.
1974	4,7	н. д.	322
1975	6,4	н. д.	2050
1981	14,5	2432	973
1983	15,8	2242	2242
1984	14,5	1417	1788
1985	11,1	3006	1629
1986	6,1	2439	2439
1990	16,7	3000	2024
1994	18,3	1200	1421

*н. д. – немає даних

Таблиця 1.10. Багаторічні зміни якісного складу макрозообентосу Каховського водосховища та обсяги зариблення-вилову риби-меліорантів [68-70,109]

Рік	Кількість видів	Рослиноїдні риби	
		Вселення дворічок, тис. ос.	Виллов, т
1955	193	не було	не було
1956	188	не було	не було
1957	144	не було	не було

1958	74	не було	не було
1959	68	не було	не було
1981	120	2432	973
1990	121	3000	2024

*н. д. – немає даних

Таблиця 1.11. Коефіцієнти кореляції Пірсона між показниками зообентосу та обсягами вселення-вилову риби-меліорантів у Каховському водосховищі [68-70,109]

Показник	Коефіцієнт кореляції
Біомаса зообентосу - зариблення рослиноїдних риби	+0,555
Біомаса зообентосу - вилов рослиноїдних риби	+0,493
Кількість видів зообентосу - зариблення рослиноїдних риби	-0,126
Кількість видів зообентосу - вилов рослиноїдних риби	-0,115

Висновки

1. Таким чином, огляд багаторічних змін біомаси та видової різноманітності зообентосу Каховського водосховища, яке характеризується високим рівнем проведення заходів щодо його біологічної меліорації (за частотою й обсягами зариблення рибами-меліорантами) свідчить, що:

- кореляції Пірсона між біомасами зообентосу та обсягами зариблення й вилову рослиноїдних риби у Каховському водосховищі є позитивними і мають середні величини;

- кореляції Пірсона між видовим різноманіттям (кількістю видів) зообентосу та обсягами зариблення й вилову рослиноїдних риби у Каховському водосховищі, хоч і мають незначні величини, але є негативними. Однією з причин низьких величин цих кореляцій може бути збільшення швидкості та числа інвазій бентичних видів, яке спостерігається останнім часом.

2. Для характеристики зміни стану донних макробезхребетних рекомендується використовувати наступні показники:

- число видів;
- частоту зустрічальності (%);
- чисельність (екз /м²);

- біомасу (г/м²);
- індекс видового різноманіття Шеннона [110].

Ці показники можна застосовувати для оцінки екологічної ефективності біологічної меліорації водних об'єктів загальногосподарського призначення за змінами окремих характеристик зообентосного угруповання.

1.1.5. Зміни складу риб та рибопродуктивності

Наслідки вселення риб з метою біологічної меліорації на структуру та функціонування іхтіоценозів

При біологічній меліорації водних об'єктів проводиться вселення чужорідних для водного об'єкта риб.

Вселення нових видів в екологічні системи, зокрема у водні, – дуже поширене природне явище, яке відбувалося в усі геологічні епохи існування життя. Але в останні 20-30 років цей процес набув значного прискорення, причиною чого є діяльність людини [111]. Вселення нового виду означає включення додаткової ланки в екосистему водного об'єкта і викликає зміни у структурі угруповання риб [112]. Причому вселення нових видів риб, зокрема, відбувається як цілеспрямованим шляхом, так і випадково – під час інтродукції різноманітних водних організмів, внаслідок переміщення води по зрошувальних каналах або з інших причин. У багатьох випадках це має негативний екологічний ефект для аборигенної фауни риб [113].

Необхідність оцінки впливу інтродуцентів на стан біоценозів і популяції місцевих (аборигенних) видів риб була встановлена у перші роки масштабного проведення таких робіт [21,114].

Так, вселення коропа, як показали багаторічні спостереження окремих дослідників, призводить до різкої зміни структури рибного населення в них: відзначено як зниження чисельності окремих видів риб, так і зменшення загального числа видів [115-118].

Тому екологічно необґрунтовані інтродукції риб можуть чинити негативний вплив на аборигенних представників і екосистему водойми в цілому. Наприклад, великоротий буффало є харчовим конкурентом ляща. Білий товстолобик і білий амур

при несприятливих умовах можуть перейти на живлення зоопланктоном і бентосом, а також загострювати харчову конкуренцію [119].

Постійне зариблення природних водойм Білорусі далекосхідними видами (білим амуром, товстолобиками, карасем срібним та ін.) та коропом витискує аборигенні види, у значній мірі підриває кормову базу місцевої іхтіофауни, а у деяких випадках призводить до змін в екосистемі водойми в цілому. Так, вселення карася срібного призвело до різкого зниження чисельності місцевого карася золотого [120].

Інтродукція риб в оз. Балхаш призвела до пригнічення ними аборигенних видів і збільшення різноманітності уловів риб. Спільна дія інтродукції судака і зміни рівня води Алакольських озер призвело до збільшення різноманітності уловів риб в оз. Алаколь і зниження в оз. Сасикколь. При вселенні карася різноманітність уловів риб збільшилася, однак його успішна натуралізація була відмічена тільки у період підйому рівня води в озерах [121].

Разом з білим амуром і білим товстолобиком до Узбекистану випадково було завезено цілий ряд видів китайського (далекосхідного) фауністичного комплексу, включаючи промислових (строкатого товстолобика, чорного амура) і смітних риб [122]. У перші роки після вселення у водоймах Ташкентської області відзначали жовтощока, строкатого коня, чорного амурського ляща, китайського окуня, ротана [123], але далі вони не прижилися. Такі випадкові вселенці, як амурський лжепічкур, два види гостробрюшек, мікроперкопс, мала псевдорозбора, ріногобіус, глазчатий гірчак, троєгуб прижилися та стали масовими у ставках, а потім з молоддю культивованих корошових риб поширилися в усіх рибгоспах та іригаційних водоймах республіки, де відмічались до теперішнього часу. В результаті вселенці виявилися більш конкурентоздатними та негативно вплинули на стада раніше масових місцевих смітних видів. Так зникли зеравшанський ялець *Leuciscus lehmanni*, туркестанський пічкур *Gobio gobio lepidolaemus*, ташкентська верховодка *Alburnoides oblongus*. Значно скоротили ареал і залишилися тільки у передгірських водоймах сирдар'їнський ялець *Leuciscus squaliusculus*, аральська шиповка *Cobitis aurata aralensis*, смугаста бистрянка *Alburnoides taeniatus*, голець Кушакевіча *Noemacheilus kuschakewitschi* [124].

Вселення нових видів риб у Великі африканські озера супроводжувалося зниженням, а у деяких випадках і вимиранням місцевих видів риб, хоча фауна риб у цих озерах представляє великий інтерес для науки [125].

Короп, завезений у водойми Північної Америки в 1876 р. і наприкінці 1930-х рр. в Південну Африку, витіснив більш цінних промислових риб. Вселення лососевих риб в річки й озера помірного пояса Анд призвело до їх біологічного вибуху. Через це еконіші, які займали соми та коропові, були знищені, а інтродуценти (лососеві) також незабаром зникли. Результат - збіднення іхтіофауни цього регіону. У 1939 р. у водойми острова Целебес був вселений сом (*Clarias batrachus*), який став загрозою для існування місцевих видів риб. Вселення морських міног (*Petromyzon marinus*) у води озер Онтаріо, Ері, Гурон, Мічиган, Верхнє призвело до витискування інших видів риб - гольців, сигів, чисельність яких з 8,6 млн. особин катастрофічно швидко знизилася до 26 тисяч. У 1950-х роках британські іхтіологи вселили в африканське озеро Вікторія нільського окуня (*Bates niloticus*) - одного з найбільших хижих видів риб Африки. Метою подібної акліматизації було зайняття ніші великого хижака. Через паводок кілька риб, яких утримували в ставках недалеко від озера, потрапили до нього. До початку 1970-х років окунь розселився по всій водоймі й суттєво підірвав запаси та видове різноманіття місцевих цихлід. Кінцевим підсумком акліматизації нільського окуня стала трансформація місцевої екосистеми та різке падіння видового різноманіття іхтіофауни [126].

Є факти відсутності конкуренції у трофічних ланцюгах інтродуцентів з місцевими видами. Наприклад, успішною була акліматизація лососевих риб у гірські річки східних регіонів Північної Америки та Східної Африки, у Новій Зеландії та оселедця біля тихоокеанських берегів Північної Америки. Вдалою виявилася акліматизація та контрольоване розведення африканської риби тіляпії (*Tilapia*) з родини цихлід (*Cichlidae*) у водоймах східного узбережжя США. Тіляпія, яка стала цінною промисловою рибою, не вторглася у природні угруповання, оскільки перебувала під постійним контролем людини - майже ніколи не залишала меж штучного середовища мешкання - ставків і рисових чеків. Але, як вважають американські екологи, якби вона проникла у природне середовище, це було б катастрофою, тому що дана риба має високу здатність до розмноження [127].

Загальна кількість інтродукованих видів риб в усьому світі досягає 624 види, з яких 51 % було вселено з метою збільшення виробництва продуктів харчування, хобі (21 %), спортивно-любительського рибальства (19 %). У порівнянні з оцінками, зробленими три десятиліття тому, число інтродукованих видів подвоїлося [28].

Дослідженнями Р. О. Новицького на дніпровських водосховищах також встановлено, що для чужорідних видів властивий агресивний характер освоєння нових стацій, значна трофічна та біотопічна конкуренція з нативними видами [128].

Такі факти свідчать про порушення умов існування риб, що, у свою чергу, може призвести до зниження чисельності аборигенних видів, непрогнозованого збідніння або навпаки - до збагачення біологічного різноманіття. У деяких випадках це може становити загрозу структурним компонентам екосистеми або заважати її нормальному функціонуванню [129-131].

Повне знищення зануреної рослинності може призвести до втрати нерестовищ для більшості представників аборигенної іхтіофауни.

Тому вселення нових для водного об'єкта риб може мати негативні наслідки. Так, інтродуценти можуть конкурувати з більш цінними аборигенними представниками рибного населення за кормові ресурси або нерестовий субстрат. Наприклад, спектр харчування ляща у водоймах Сибіру перекривається з таким у ряді видів сигів і осетра сибірського [132]. Вселення судака у ряд водних об'єктів світу негативно відбилося на популяціях цінних риб, оскільки їх молодь стала основним компонентом харчування судака [133-136]. Такі роботи також потенційно небезпечні з огляду на можливість ненавмисної інтродукції «небажаних» елементів іхтіофауни [137].

Яскравим прикладом докорінної перебудови усієї рибної частини угруповання озера, що відбулася за короткий проміжок часу в результаті інтродукції хижака (судака), до якого колишній комплекс риб не був адаптований, є оз. Балхаш [138].

Серйозні порушення у структурі рибного населення озера виникли після вселення судака у 1957 – 1958 рр. Швидке зростання чисельності нового для іхтіофауни водойми хижака та відсутність відповідних захисних реакцій у аборигенних видів риб-жертв призвело до того, що вже через 12 років після вселення судаком були повністю підірвані популяції балхашського окуня і балхашської маринки, їх місце зайняв лящ, який раніше перебував у пригніченому стані. Потім

була вселена плітка [139]. Значна доля аборигенного хижака (окуня) у раціоні вселенця на перших етапах зменшила його чисельність. Сталося порушення рівноваги, що призвело до переходу рибного населення на якісно інший рівень, який визначається взаємовідносинами акліматизованих видів. Зросла флуктуація чисельності окремих видів риб, що відобразилося на індексах різноманітності й домінування уловів риб. При перебудовах відмічалися також процеси, викликані негативними зворотними зв'язками рибної частини угруповання, які ще не сформувалися. Це призвело до загибелі частини хижака-вселенця через нестачу їжі. [138].

Однією з причин критичного стану Азовського моря по рибних запасах і біорізноманіттю вважається вселення піленгаса (*Mugil soiuu*). Неконтрольоване розмноження піленгаса сприяло зменшенню чисельності аборигенних видів риб і є одним з провідних факторів дисбалансу у вищих трофічних ланцюгах моря.

Піленгас, який різко підірвав запаси інших промислових риб і дестабілізував екосистему Азовського моря, після біологічного вибуху переходить у депресивний стан і може втратити економічне значення як рибпромисловий компонент Азовського моря. Тобто, інтродукція піленгаса в Азовському морі - ще один негативний приклад непродуманої акліматизації риб [127].

Подібне явище спостерігалось і в оз. Сязозеро (площа 266км²) після акліматизації корюшки. У водоймі відбулися істотні перебудови у структурі угруповання риб, особливо в трофічних зв'язках, і основний потік речовини та енергії пішов планктонним шляхом. На прикладі інтродукції корюшки в Сязозеро було показано, що вселення нового виду завжди тягне за собою перебудову всіх ланок харчового ланцюга, а отже, і перебудову всього угруповання. Через істотний екологічний та економічний ризик інтродукція нового виду повинна бути ретельно обґрунтована [140].

Екологічні загрози від вселення чужорідних видів риб - зниження біорізноманіття екосистем, ослаблення їх середовищеутворюючих функцій, конкурентне пригнічення або витискування аборигенних видів, трансформація флористичних та фауністичних комплексів і біоценозів можуть доповнюватися перенесенням паразитарних та інфекційних захворювань [141].

За результатами аналізу підсумків акліматизаційних робіт на водоймах Казахстану в ХХ столітті С. Ж. Асилбекова встановила [20], що у ХХ ст. в результаті акліматизації представників різних фауністичних комплексів в іхтіоценози водойм відбувалося витискування аборигенної фауни, перехід аборигенних видів від домінантів до рідкісних видів, або навіть їх повна елімінація. При цьому при вселенні нового виду риб у збіднений за видовим складом іхтіоценоз часто виникало супердомінування вселенця, що знижувало стійкість ценозу до зовнішніх впливів. На цій підставі був зроблений важливий висновок, що інтродукція нових видів риб у великі річки Казахстану (Урал, Іртиш, Ілі, Сирдар'я) недоцільна, скільки ці річки є резерватами аборигенної іхтіофауни та місцем мешкання й розмноження цінних рідкісних видів риб (лососевих, осетрових). Тому вселення нових видів риб може порушити сформовані гідробіоценози й негативно вплинути на біологічне різноманіття гідробіонтів, збереження рідкісних цінних видів риб.

Узагальнюючи сформовані за останні десятиріччя у світовій науковій літературі уявлення про можливості та необхідність акліматизації риб, автор констатує, що серед західних вчених превалює думка, що навмисні інтродукції чужорідних видів допустимі лише у контрольованих умовах аквакультури [20]. Навпаки, вчені країн колишнього СРСР припускають необхідність умисного введення нових цінних видів риб та кормових організмів у природні водойми з метою збільшення їх рибопродуктивності й промислових уловів. Така ситуація, на погляд С. Ж. Асилбекової, пов'язана з тим, що саме в СРСР теорія та практика акліматизації риб отримала найбільший розвиток. Крім того, саме водойми північної частині Євразії, до якої умовно можна віднести й Росію з Казахстаном, мали найменше видове різноманіття риб, що за умов зростання антропогенного навантаження (гідробудівництво, промислове рибальство) неминуче призводить до зменшення стабільності іхтіоценозів і різкого падіння уловів [20].

У своїй докторській дисертації С. Ж. Асилбекова стверджує, що у сучасній науці переважає зважений, раціональний підхід до проблеми умисного введення чужорідних видів, заснований на концепції екосистемної вигоди. При цьому, при здійсненні всіх робіт з перенесення організмів у нові для них місця існування повинен дотримуватися відповідальний підхід, що запобігає проникненню інтродукованих видів з водойм-реципієнтів в інші водойми й басейни, особливо, транскордонні.

Період масштабних вселень нових видів риб у водойми, на думку С. Ж. Асилбекової, минув. В даний час у великих водоймах пріоритет повинен віддаватися заходам із зариблення їх життестійким посадковим матеріалом вже наявних у складі іхтіофауни цінних видів риб для підтримки їх популяцій, а також заходам щодо реінтродукції цінних рідкісних аборигенних видів риб до їх споконвічних місць мешкання [20].

О. Б. Гурбик за результатами власних досліджень 2004-2016 рр. виконав оцінку динаміки кількісних та якісних показників іхтіофауни Канівського водосховища. Було встановлено, що за період формування Канівського водосховища промислово-видовий склад риб змінювався. Поступово зникли деякі реофільні види (вирезуб, марена дніпровська). До видів, які залишились, у водойму були вселені цьоголітки білого амура, білого та строкатого товстолобів. Але цьоголітки з невисокою індивідуальною масою перебували під сильним пресом місцевих хижаків, частка яких у загальній іхтіомасі частикових риб досягала 30 %. Тому з 1982 р. Канівське водосховище щорічно стали поповнювати вже двохлітками рослиноїдних риб (переважно гібридом товстолобіков), яких з 1982 до 2006 рр. було вселено близько 16 млн екз.

Сучасний склад іхтіофауни Канівського водосховища налічує 51 вид риб, які відносяться до 12 родин. За останні 30 років помітних змін у видовому складі не відмічено [142].

Наведені дані показують, що незначні масштаби зариблення Канівського водосховища молоддю рослиноїдних риб - в середньому 10 екз/га*рік (16 млн./24 роки /67500га) не спричинили помітного негативного впливу на склад фауни риб.

Зміни рибопродуктивності водних об'єктів загальногосподарського призначення після вселення риб-меліорантів

Формування штучних іхтіоценозів вважається одним з напрямків підвищення рибопродуктивності водних об'єктів, серед яких - інтродукція цінних видів риб. Перш за все, це стосується формування промислових стад далекосхідних рослиноїдних видів риб (білого та строкатого товстолобіків, білого амура) - далі РІР.

Вважається, що вселення РІР у внутрішні водойми України дозволило значно підвищити їх рибопродуктивність внаслідок більш повного використання природного

кормового ресурсу. Відповідні дослідження показали, що при сформованому різновіковому стаді інтродуцентів вони можуть забезпечити до 30 % промислового вилову у великих водосховищах [143].

У той же час, на думку ряду іхтіологів, істотною проблемою є взаємини між РЇР і аборигенною іхтіофауною, які складаються через трофічні ланцюги. При цьому, на думку І. Т. Негоновської, ці взаємини будуть залежати від кількості РЇР у водному об'єкті. При кількості РЇР, порівнянних з іхтіомасою аборигенних видів риб (близько десятків кілограмів на гектар), РЇР будуть, мабуть, покращувати умови мешкання та продукційні показники місцевих риб. При дуже великій питомій біомасі РЇР (порядку сотень кілограмів) місцева іхтіофауна буде зменшуватися. Ще в 1980-ті роки автором був проведений аналіз численної літератури та встановлені зміни рибопродукції аборигенних видів риб на ряді водосховищ при зміні такої рослинної. Вже тоді автором підіймалося питання про необхідність вивчення змін структурно-функціональних характеристик водних екосистем при появі в них рослинної риб і впливу цих риб на місцеву іхтіофауну [21].

У наш час С. В. Кружиліною був встановлений негативний вплив строкатих товстолобиків на зоопланктонне угруповання і нагул молоді промислових видів риб у літоральних зонах Сулинської затоки Кременчуцького водосховища [144]. Також були зафіксовані конкурентні відносини між туюлькою й товстолобиками [145].

З позицій споживання надлишкової рослинної біомаси і відсутності у складі іхтіофауни вітчизняних водойм облігатних фітофагів, вселення РЇР у принципі має біомеліоративний ефект. Однак окремі автори пропонують під виглядом біологічної меліорації та з метою підвищення рибопродуктивності проводити масове зариблення водних об'єктів РЇР повсюдно. Зважаючи на це, вкрай важливим з позицій оптимального використання конкретного водного об'єкта є встановлення можливості, необхідності й кількісних характеристик вселення РЇР.

При масовому вселенні нових видів риб виникає необхідність в оцінці наслідків такого заходу для екосистем водойм-акцепторів, причому найчастіше вже постфактум. При цьому основним вихідним показником для дослідника слугує фактична чисельність інтродуцентів. Оскільки у водоймах України природний нерест товстолобиків не відзначений, регламентація обсягів зариблення й вилову є важливим

природоохоронним аспектом при здійсненні їх пасовищної аквакультури з метою недопущення негативних наслідків для водної екосистеми [12].

Зібрані нами дані дозволили розрахувати коефіцієнти кореляції між виловом рослиноїдних і аборигенних видів риб у водосховищах загальногосподарського призначення (табл. 1.12).

Таблиця 1.12. Кореляція між виловом рослиноїдних і аборигенних видів риб у водосховищах загальногосподарського призначення, [146-156]

Водосховище, роки	Співвідношення показників вилову	Кореляція R	Дже- рело
Дуже великі			
Кременчуцьке, 1961-1997	Загальний - аборигенні	+0,997	68
	Загальний - РІР	-0,441	
	Аборигенні – РІР	-0,506	
Сулинська затока Кременчуцького водосховища, 2004-2010	Загальний - аборигенні	-0,275	146
	Загальний - РІР	+0,997	
	Аборигенні – РІР	+0,353	
Каменське (до 2017 р. Дніпродзержинське)	Загальний - аборигенні	+1,000	68
	Загальний - РІР	-0,818	
	Аборигенні – РІР	-0,830	
Каховське, 1966-1997	Загальний - аборигенні	+0,970	68
	Загальний - РІР	-0,211	
	Аборигенні – РІР	-0,442	
Пролетарське, 1981-1987	Загальний - аборигенні	+0,996	147
	Загальний - РІР	+0,808	
	Аборигенні – РІР	+0,750	
Великі			
Канівське, 1994-1997	Загальний - аборигенні	+0,357	68
	Загальний - РІР	+0,361	
	Аборигенні – РІР	-0,742	
Запорізьке, 1980-1997	Загальний - аборигенні	+1,000	68
	Загальний - РІР	-0,571	

	Аборигенні – РІР	-0,575	
Токтогульське, 1981-1987	Загальний - аборигенні	+0,974	147
	Загальний - РІР	+0,237	
	Аборигенні – РІР	+0,010	
Чограйське, РФ, 1975-2016	Загальний - аборигенні	+1,000	148,149
	Загальний - РІР	+0,574	
	Аборигенні – РІР	+0,552	
Дністровське, 2011-2014	Загальний - аборигенні	+0,991	152
	Загальний - РІР	+0,221	
	Аборигенні – РІР	+0,090	
Краснооскільське, Харківська область, 1975-1997	Загальний - аборигенні	+0,989	150,151
	Загальний - РІР	-0,443	
	Аборигенні – РІР	-0,571	
Середні			
Печенізьке, Харківська область 1975-2012	Загальний - аборигенні	+0,902	153-
	Загальний - РІР	+0,381	155
	Аборигенні – РІР	-0,056	
Тудакульське, Узбекистан 2003-2010	Загальний - аборигенні	+0,970	156
	Загальний - РІР	+0,815	
	Аборигенні – РІР	+0,653	
	Загальний - аборигенні	+0,998	
	Загальний - РІР	+0,274	

Аналіз наведених у таблиці 1.12 даних показує, що загальний вилов риби у дуже великих, великих і середніх (класифікація за [157]) водосховищах залежить, за рідкісними винятками, в першу чергу від аборигенних видів. При цьому вселення РІР слабо впливає на показники вилову.

Про це ж свідчать дані літератури. Було встановлено, що в результаті реалізації заходів із зариблення молоддю РІР у 2006-2010 рр. формувалось до 10 % загальної річної промислової рибопродукції дніпровських водосховищ. У 1986-1990 рр. (період максимальних уловів водних живих ресурсів) на частку штучного відтворення

припадало 9,6 % загальної продукції по каскаду дніпровських водосховищ, у 1991-1995 рр. - 19,1 %, у 1996-2000 рр. - 16,2 %.

Таким чином, враховуючи значне падіння абсолютних показників вилову інтродуцентів, на сьогодні ситуація на водосховищах практично повернулася до первинного стану - основу поповнення ресурсної бази формує природне відтворення, яке базується на аборигенних видах риби [146].

При цьому, незважаючи на зариблення дніпровських водоймищ ВРР, загальний промисловий вилов риби з них неухильно знижувався (рис. 1.3).

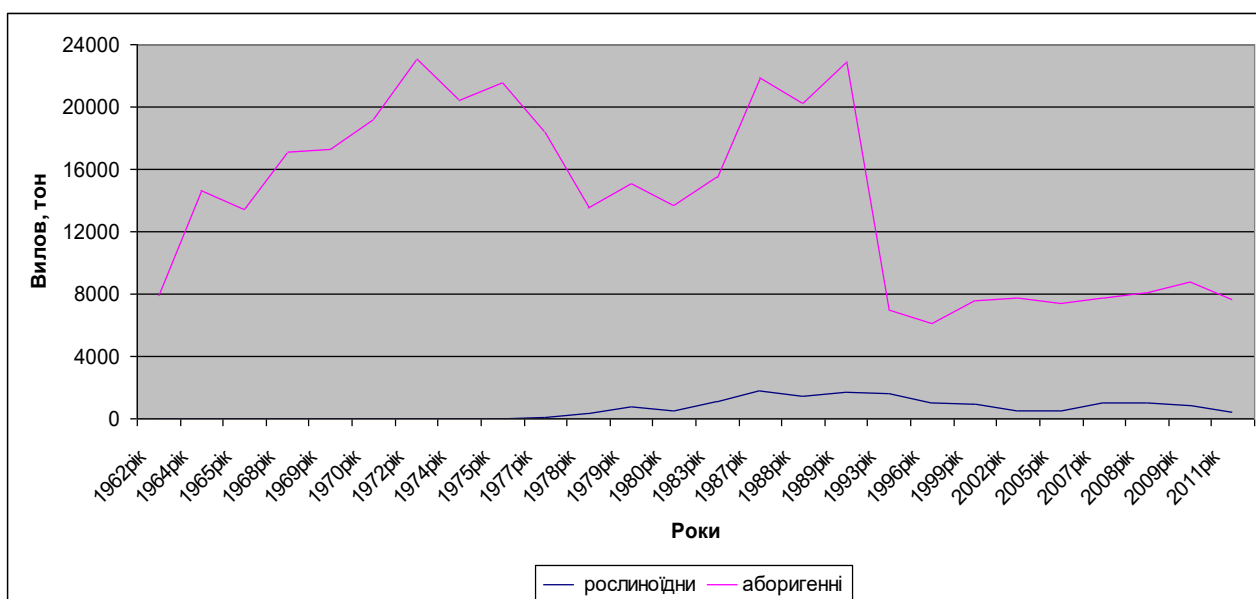


Рис. 1.3. Динаміка загального промислового улову риби на каскаді дніпровських водоймищ, [146]

Напрями оцінки впливу вселення видів-меліорантів на склад і характеристики іхтіоценозів водних об'єктів загальногосподарського призначення

Риби - кінцева ланка трофічних ланцюгів більшості внутрішніх водойм. По суті, стан іхтіофауни (видове різноманіття, чисельність і біомаса) опосередковано відображає «благополуччя» водної екосистеми в цілому - її продуктивність та стабільність [158]. Тому видова різноманітність, структура й біологічні показники окремих видів риби є важливими показниками екологічного стану водних об'єктів. Зміна їх може свідчити про екологічну сукцесію у конкретному водному об'єкті. Тому дослідження іхтіоценозів можуть використовуватися в оцінці екологічної ефективності біологічної меліорації.

Наприкінці ХХ - на початку ХХІ століть у багатьох водоймах Крайньої Півночі РФ (Мурманська область) відзначались різкі зміни у продукційних процесах і структурі їх угруповань, включаючи рибну частину. Так, в останні десятиліття в оз. Імандра набула масового поширення корюшка *Osmerus eperlanus*, яка була раніше інтродукована. Зараз цей вид став домінуючим, практично повністю витіснив ряпушку та знижує ефективність відтворення інших видів, масово знищуючи молодь та створюючи підвищену харчову конкуренцію [159].

Сучасна (на 2011 р.) структура рибної частини плеса Бабинська Імандра представлена на рис. 1.4

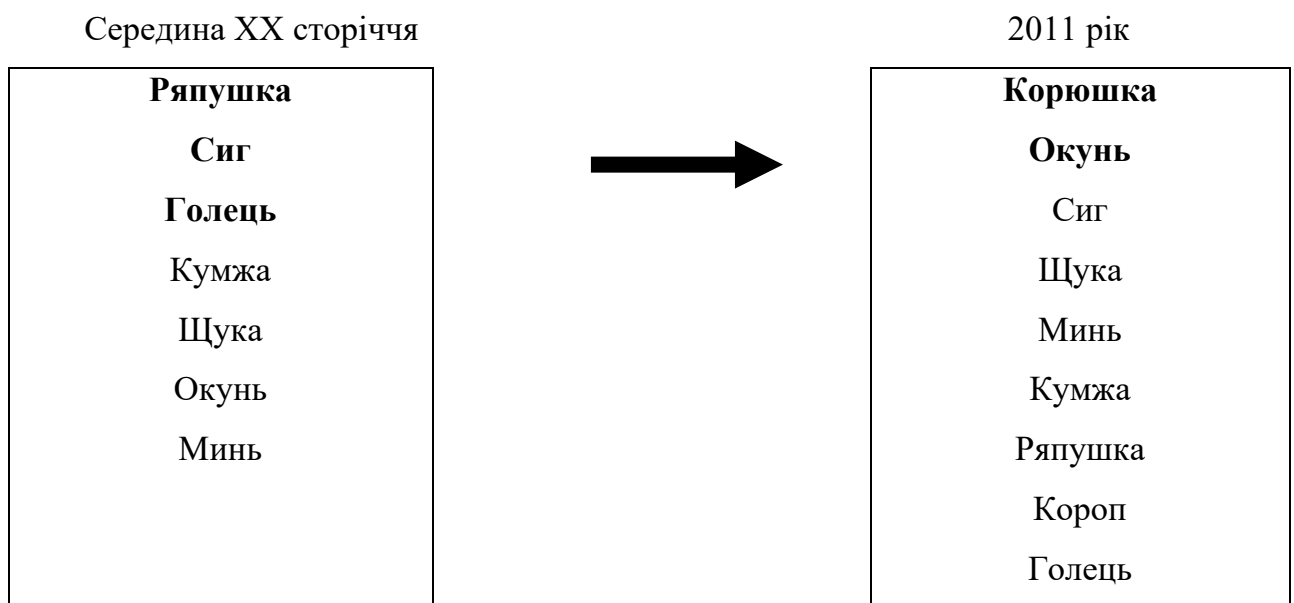


Рис. 1.4. Зміни у структурі рибної частини плеса Бабинська Імандра [159].

Одним з найважливіших завдань при оцінці впливу вселення видів-меліорантів є встановлення видового складу риб.

Аналіз наявної літератури й досвід власних досліджень показують, що вивчення стану іхтіоценозів конкретного водного об'єкта - кропітка й трудомістка задача [160-168].

Риби - рухливі організми, здійснюють нерестові, кормові й інші міграції. Якщо змінюються зовнішні умови (хімічний склад, температура, течія води), характер їх поведінки може варіюватися. Крім того, кожний вид риб характеризується пристосованістю до певних типів біотопу. При цьому різні водні об'єкти або ділянки великих водоймищ можуть характеризуватися власним набором іхтіофауни. Для

висновків щодо зміни іхтіоценозів необхідний збір матеріалів по основних (репрезентативних) водних об'єктах регіону, що вивчається. Тому програми досліджень повинні охоплювати основні біотопи водних об'єктів (їх ділянок) у різні пори року. Відносно окремих (поодиноких) видів потрібно застосовувати досвід місцевого населення, аналіз уловів рибодобувних організацій та ін.

Для достовірної оцінки потрібно відловлювати як статевозрілих риб, так і молодь. Для оцінки питомої чисельності риб повинні враховуватися площі виловлювання, та уловистість знарядь лову.

Моніторинг біорізноманіття відноситься до однієї з ключових проблем у рамках збереження біологічного різноманіття [169]. Він передбачає виявлення, аналіз і прогнозування можливих змін у біоті на фоні природних процесів і під впливом антропогенних факторів [170]. Порушення у різноманітності видів неминуче призводять до порушень у структурі угруповань, а часто й до руйнувань цілих екосистем, що у кінцевому підсумку може призводити до екологічних катастроф.

Роль окремих природних факторів у формуванні екосистем різних водойм неоднакова, як і величина антропогенного впливу на них. Все це впливає на розвиток рибного населення: його видовий склад, коливання чисельності окремих видів і т. п. [171].

Зважаючи на це, одним з основних завдань оцінки зміни стану іхтіоценозів під впливом заходів біологічної меліорації водного об'єкта є встановлення видової різноманітності фауни риб.

Кількісна характеристика змін у рибному населенні заснована на індексах різноманітності, домінування та методі динамічного фазового портрета, що дозволяє візуалізувати структурні перебудови. Треба розглядати також зміни у домінуючому комплексі й динаміці співвідношення в уловах груп риб, які належать до різних фауністичних комплексів і екологічних груп.

Важливу інформацію про структурні перебудови можна отримати з аналізу динаміки відносного достатку видів. Оскільки біомаса виду більш адекватно відображає його роль у формуванні потоків речовини і енергії в екосистемі, частки видів рекомендується оцінювати за біомасою [172].

Інтегральний опис як зміни числа видів в улові, так і перерозподілу їх часток заснований на індексі біологічного різноманіття за формулою Шеннона [173,174]:

$$H = -\sum_{i=1}^N p_i \log_2 p_i,$$

де p_i - частка i -го виду за масою.

Аналіз динаміки домінування заснований на показнику відносної організації:

$$R = 1 - H / \log_2 N,$$

де N - число врахованих видів.

Важливо, що вивчення структурних перебудов засноване на аналізі динаміки індексу різноманітності. Даний структурний показник слабо залежить від присутності або відсутності рідкісних видів, які відіграють невелику роль у функціонуванні угруповання. Крім того, оцінка внеску нечисленних і неврахованих видів показала, що втрата інформації про рідкісні види призводить до відносної похибки індексу різноманітності не більше 15 %, а абсолютна похибка індексу домінування не перевищує величини 0,1. Усе зазначене дозволяє на основі рибпромислової статистики аналізувати динаміку різноманітності рибного населення [175]. При підготовці докторської дисертації О. П. Стерлигова також проводила вивчення динаміки рибного населення водойм східної Фенноскандії на підставі промисловий статистики Петрозаводського рибокомбінату і власних уловів [140].

Для нівелювання коливань видового складу уловів, отриманих у різні сезони, на різних біотопах і з застосуванням різних знарядь лову для аналізу рекомендується брати сумарний вилов за рік [176].

Так, в оз. Воже (площа 418 км²) для посилення біологічної меліорації водоймища був вселений судак *Stizostedion lucioperca* [112].

Аналіз стану іхтіоценозу після початку проведення біологічної меліорації цього великого озера автори виконували за традиційною схемою [177]. Вік риби визначали по лусці, спилам жорстких променів плавників і отолітам [112].

Вселення риб-меліорантів часто змінює сформовані у водному об'єкті харчові ланцюги, що може відбитися на умовах харчування аборигенних видів риб. Про це свідчать, зокрема, зміни у трофічній структурі іхтіоценозів деяких великих водойм центральній частині Мурманської області, які були встановлені Н. А. Кашуліним із

співавт. [159] Зміни у трофічній структурі риб відбувалися також після умисного вселення європейської ряпушки в оз. Урозеро (Карелія, РФ), яка досягла у водоймі промислової чисельності й стала займати значну частку в харчуванні великого окуня [178].

Для вивчення харчування риб можна застосовувати загальноприйнятій якісно-ваговий метод [179]. Для встановлення ступеня домінування кормових об'єктів у харчуванні риб використовується показник відносної значущості харчових компонентів. Індекс харчової значущості визначається за формулою:

$$IR = \frac{F_i P_i}{\sum_{i=1}^n F_i P_i},$$

де F - частота зустрічальності в %, P - частка за масою в %, n - число кормових організмів [180].

Проведення широкомасштабних фауністичних робіт дозволяє отримати об'ємну інформацію про склад риб регіону на момент досліджень. Наступним етапом є встановлення спрямованості та причин sukcesій популяцій риб. Для цього використовуються різні методи, часто із залученням математичного аналізу – методу фазових портретів [181], граф [182], теорії множин [183] та ін. Велику допомогу в аналізі змін в екосистемах у багаторічному аспекті дає створення банку даних, що дозволяє систематизувати відомості різних років [184].

Так званий метод фазового портрету [175, 185], який надає змогу виявити стійкі та нестійкі зони функціонування угруповання (наприклад, рибного населення) і наочно представити його динаміку у нормі та під впливом негативних чинників, в останні роки часто застосовують для моніторингу й оцінки стану прісноводних екогідросистем.

Цей метод використовувався в аналізі стану іхтіоценозів дніпровських водосховищ. Було встановлено, що якщо угруповання знаходиться далеко від стійкого рівноважного стану, фазові портрети мають вигляд куполоподібної кривої, яка характеризує рух системи від стану «меншого різноманіття» до стану «більшого різноманіття» або увігнутої дуги від вихідного стану до іншого, який має менше різноманіття (наприклад, внаслідок надмірного вилову). Поблизу рівноважного стану динаміка угруповання на фазовому портреті має вигляд кільцевої траєкторії з

невеликою амплітудою або у вигляді спіралі, яка закручується чи розкручується [128]. Зазначене проілюстровано на рис 1.5.

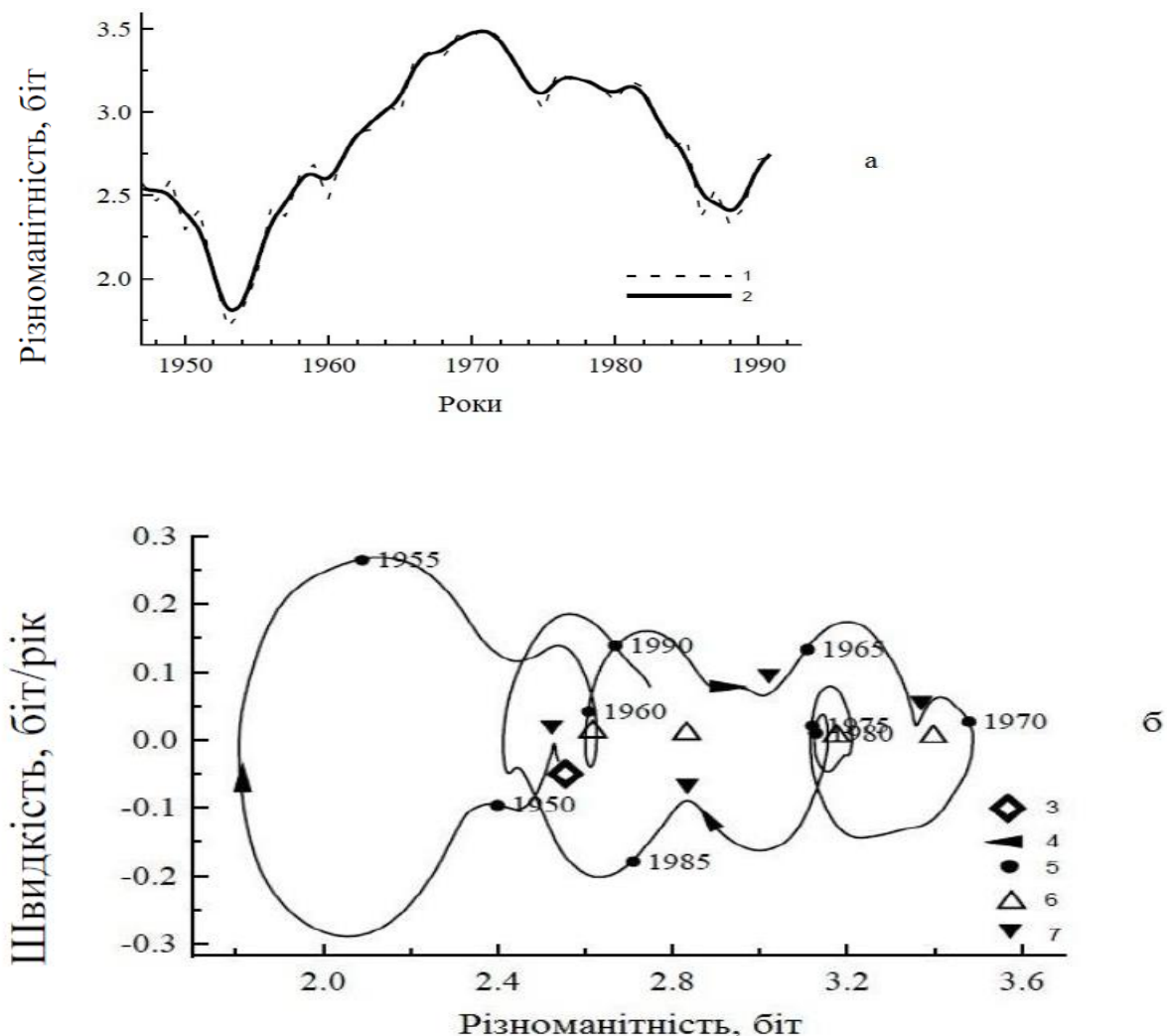


Рис. 1.5 Динаміка різноманіття (а) і динамічний фазовий портрет структури уловів риб (б) Дніпровського водосховища: 1 – вихідні дані; 2 – згладжені дані; 3 – початковий стан; 4 – спрямованість переміщення; 5 – стан системи в рік, який означений цифрою біля кривої; 6 – стійкий стан; 7 – критична точка, [128]

Суттєву допомогу в аналізі сукцесій іхтіоценозов великих водних об'єктів під впливом процесів їх біологічної меліорації може надати побудова характеристики фауни риб конкретного водного об'єкта у ретроспективному аспекті - за багаторічний період. Так, Жукинський В.Н. з співавторами, розглядаючи зміни фауни риб України за багаторічний період, прийшли до висновку, що при складанні характеристики іхтіофауни водних об'єктів або їх частин (акваторій) дуже зручно використовувати

інформативно-оціночну матрицю. Такі матриці є узагальненням початкової інформації (аналіз літератури, матеріали польових досліджень), зібраної за певний період часу, що обчислюється протягом декількох років. Найбільш важливі тенденції у зміні характеристик іхтіофауни певного водного об'єкта виявляються при складанні заповнених інформативно-оціночних матриць, які розрізняються за часом збору початкових даних: для віддаленої (20-30-ті роки, довоєнні роки, перші післявоєнні роки) та близької (60-90-ті роки) ретроспективи – ретроспективні матриці; для сучасного періоду - матриці сучасного стану. [160].

Висновки

Таким чином, проведена робота показує, що для оцінки впливу вселення видів-меліорантів на іхтіоценози водних об'єктів загальногосподарського призначення необхідно проводити на підставі вивчення результатів власних іхтіологічних досліджень і динаміки уловів риби рибпромислових організацій проведення наступних досліджень:

1. Встановлення таксономічного складу, зустрічальності окремих видів риб.
2. Аналіз біологічних характеристик, вікової, статеві структури і темпу зростання риб.
3. Вивчення харчування риб і встановлення змін трофічної структури іхтіоценозу.
4. У той же час, при аналізі видового складу риб конкретного водного об'єкта велику увагу слід звертати на можливість існування в ньому рідкісних і червонокнижних видів, оскільки поява чужорідних видів-меліорантів може призвести до їх повного зникнення.

1.2. За змінами функціональних особливостей водних об'єктів загальногосподарського призначення

В Україні ХХ століття ознаменувалося великомасштабним гідротехнічним будівництвом, яке за характером впливу на довкілля можна розглядати як планетарне, а за наслідками, очевидно, можна порівняти зі зведенням лісів і розорюванням цілих територій. Різниця полягає лише в тому, що перетворювальна діяльність людини у суходольних екосистемах одночасно викликала зміни у водних. Але безпосереднє проведення робіт у басейнах природних водойм, яке супроводжувалося зарегулюванням стоку річок, утворенням великих і малих водосховищ, ставків, водойм-охолоджувачів ТЕС і АЕС, зрошувальних і осушувальних каналів, перетворило їх на природно-технічні водойми, що сприяло більш суттєвим змінам природних типів водойм та їх екосистем [310].

До основних водних об'єктів України загальногосподарського призначення відносяться дніпровські водосховища. Тому найбільш показовим буде встановлення змін функціональних особливостей водних об'єктів загальногосподарського призначення під впливом біологічної меліорації саме на них.

Каскад дніпровських водосховищ - найважливіша та водночас найскладніша складова водогосподарського комплексу України. Значним і різноманітним є його використання у багатьох сферах: водному господарстві, гідроенергетиці, рибному господарстві, водному транспорту, рекреації. Кожна з цих сфер має певні вимоги щодо використання як самих водосховищ, так і водних ресурсів Дніпра [311, 312].

Значення дніпровських водосховищ для економіки України є величезним, оскільки в них зберігається понад 80 % водних ресурсів країни [313].

Дніпровські водосховища використовуються для різних галузей економіки, а саме:

- водопостачання населених пунктів, промисловості, сільського господарства;
- приймання стічних вод від названих об'єктів;
- виробництва електроенергії;
- зрошення земель;
- рибного господарства;
- воднотранспортних перевезень;

- санітарно-екологічних попусків, які складають (у роки з 95 % забезпеченістю стоку в нижній б'єф):

- з Київського гідровузла – $300-325\text{ м}^3/\text{с}$;
- з Кременчуцького, Дніпродзержинського й Дніпровського – $400\text{ м}^3/\text{с}$;
- з Каховського – $500\text{ м}^3/\text{с}$ [314].

Таким чином, усі дніпровські водосховища є водоймами комплексного призначення. В результаті створення та багаторічної експлуатації каскаду водосховищ нативні річкові екосистеми р. Дніпро були втрачені, а сформовані на сьогодні іхтіоценози зазнають постійного антропогенного навантаження у зв'язку з комплексним використанням цих водосховищ. Екосистеми таких водойм не стабілізуються, а навпаки розхитуються та поступово руйнуються [315, 316].

Регулювання (покращення) екологічного стану та якості води дніпровських водосховищ має передумовою штучне формування в них умов для переважання процесів самоочищення над сумарною дією на екосистеми самозабруднення й надходження забруднюючих речовин ззовні [317].

Як у період створення, так і у подальшій експлуатації, великі водосховища були де-факто водоймами комплексного призначення, господарське використання яких значною мірою визначає спрямованість та інтенсивність суцесійних процесів у водних екосистемах [310].

Перераховані особливості свідчать як про складність і різноманітність процесів формування екологічного та функціонального стану водосховищ Дніпра, так і про великі наслідки їх змін. Тим більше, що біологічна меліорація проводиться виключно шляхом вселення нових (некорінних) для р. Дніпро видів риби. Це відображається на біорізноманітті цих водних об'єктів у цілому. Становище ускладнюється посиленням процесів інвазії чужорідних видів гідробіонтів і зміною клімату.

Крім того, проведення біологічної меліорації супроводжується випадковою й неумисною акліматизацією у фауні риби України представників східноазійської та північноамериканської іхтіофауни, які інтенсивно розширюють свої ареали, нарощують чисельність, і, вступаючи у жорсткі конкурентні взаємовідносини з автохтонними рибами, виступають регуляторами їх чисельності, чому адекватно у природних та природно-технічних водоймах не можуть протидіяти ні природні фактори, ні діяльність людини [310].

Оцінка ефекту від біологічної меліорації дуже часто проводиться лише з позицій отримання додаткової рибної продукції. Значення ж таких робіт для функціонування великих водних об'єктів, наприклад, дніпровських водосховищ, оцінюється тільки якісно. Екологічні ж оцінки ефективності біологічної меліорації з точки зору поліпшення їх функціональних особливостей відсутні. У той же час, така оцінка повинна бути з позицій встановлення як її необхідності, так і результативності.

Кожен водокористувач (водоспоживач) має свої вимоги до технологічних особливостей водних об'єктів. Найбільш часто в Україні біологічна меліорація проводиться в формі іхтіомеліорації - зариблення у водній об'єкт риб-меліорантів. Іхтіомеліорація, крім зміни загального біорізноманіття гідробіонтів, найбільш сильний вплив може спричиняти на функціональні особливості водних об'єктів загальногосподарського призначення для здійснення рибогосподарської діяльності. У першу чергу це стосується кормової бази риб, особливо молоді окремих туводних видів.

Так, одним з найпродуктивнішим за виловом товстолобиків у каскаді дніпровських водосховищ є Кременчуцьке водосховище. У період 1996-2000 рр. за рахунок вилову цих видів формувалося до 32 % улову великого частика. Вселення товстолобиків у Кременчуцьке водосховище, головним чином, проводиться на акваторії Сулинської затоки (площа понад 24,0 тис. га) [104]. Вселенці не здійснюють тривалих міграцій, тобто Сулинська затока є основним місцем їх концентрації у Кременчуцькому водосховищі [318].

У товщі води товстолобики тримаються в 1-3 метровому поверхневому шарі води, при цьому вони відшуковують температурний оптимум як у горизонтальній, так і у вертикальній площині, тобто у весняний період мілководдя з глибинами до двох метрів, які прогріваються у першу чергу, є основним місцем їх нагулу [319].

Строкатий товстолобик у природних водоймах – зоопланктофаг, який споживає переважно коловерток і нижчих ракоподібних і переходить на живлення фітопланктоном і детритом тільки при нестачі зоопланктону [320].

Білий товстолобик – фітопланктофаг, але у складі його поживи також присутній зоопланктон [104].

Поряд з цим, на акваторії Сулинської затоки зосереджена значна частка нерестових і нагульних угідь таких видів риб, як лящ, плітка, плоскирка, сазан, судак,

щука, окунь та інші. Значення цих нерестовищ продовжує зростати, оскільки через значні добові коливання рівня води частина нерестовищ у вершині водосховища втратила своє значення, а заплавні луки у межиріччях Росі й Вільшанки відторгнені для сільськогосподарського використання [321].

Висока чисельність товстолобиків у Сулинській затоці може призвести до інтенсивного трофічного пресу на кормові об'єкти риб, зокрема, зоопланктонні угруповання, особливо на ділянках з підвищеною концентрацією молоді аборигенних видів риб.

У цих умовах важливого значення набуває необхідність більш детального вивчення живлення та трофічних взаємовідносин вселенців з молоддю аборигенних видів риб та оцінка екологічних чинників, які визначають об'єми поповнення стад товстолобиків, у межах, що не призводять до деградації іхтіоценозу [104].

Крім харчової конкуренції, яка може бути створена товстолобиками, вселення екологічно необґрунтованої кількості білого амура може призвести до втрати сприятливих біотопів для окремих аборигенних видів риб і зменшення й без цього недостатньої кількості нерестовищ для фітофільних видів риб дніпровських водосховищ. Подібне явище спостерігалось на ряді водних об'єктів. Так, вселення нових видів риб у Великі африканські озера супроводжувалося зниженням, а в деяких випадках і вимиранням місцевих видів риб через втрату відповідних місць мешкання. При цьому спостерігалось зниження біорізноманіття риб озер [322].

Відсутність заростей макрофітів визначає інтенсивне споживання зоопланктону рибами і бурхливий розвиток фітопланктону («цвітіння» води). У той же час, інтенсивний розвиток макрофітів призводить до протилежних результатів - появи додаткових місць мешкання зоопланктону, який споживає водорості, та виділенню макрофітами екзометаболітів, що пригнічує розвиток водоростей [48].

Більшість мілководь дніпровських водосховищ і зараз є кращим місцем для відтворення й нагулу молоді риб, проте їх певна частина під дією низки чинників почала заростати, заболочуватися, замиватись земснарядами та втратила своє попереднє значення [142]. Однак інтенсивний розвиток твердої рослинності й синьозелених водоростей, а також зниження вмісту розчиненого у воді кисню настільки погіршили санітарно-гідробіологічний режим деяких мілководних ділянок,

що вони не лише втратили своє значення для відтворення та нагулу промислових видів риб, але стають джерелом забруднення водойм [323].

Висновок

Оцінку екологічної ефективності біологічної меліорації за змінами функціональних особливостей водних об'єктів України загальногосподарського призначення можна проводити за показниками стану нерестових угідь і умов нагулу молоді цінних фітофільних аборигенних видів риб.

2. ПІДХОДИ ДО ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОЇ ЕФЕКТИВНОСТІ БІОЛОГІЧНОЇ МЕЛІОРАЦІЇ МАЛИХ ТА ТЕХНОЛОГІЧНИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ УКРАЇНИ (ВОДОЙМ-ОХОЛОДЖУВАЧІВ, ВОДОВІДНИХ КАНАЛІВ, РИБОГОСПОДАРСЬКИХ ВОДОЙМ ТА ІН.)

2.1. За змінами стану екологічних груп гідробіонтів

2.1.1. Зміни фітопланктону

Найбільш часто для біологічної меліорації технологічних водних об'єктів України використовують далекохідних рослиноїдних риб - білого й строкатого товстолобиків і білого амура. При цьому основною їжею товстолобиків (особливо білого) є фітопланктон. Це позначається на кількісних показниках розвитку організмів фітопланктону. Так, середньосезонна біомаса фітопланктону в озері Хотан (В'єтнам) площею 400 га, де щорічно виловлювали близько 1 т/га риби, з якої 80 % становили білий і строкатий товстолобики, не була вище 0,1-0,3 мг/л [186].

Тому дослідження стану угруповання фітопланктону повинні бути обов'язковими при оцінці екологічної ефективності біологічної меліорації малих і технологічних водних об'єктів, про що свідчать спостереження на ряді водойм даного типу. При цьому однією з основних характеристик фітопланктону повинен бути його кількісний розвиток.

Форми вираження розвитку фітопланктону можуть бути різні. Наприклад, при контролі іхтіомеліорації Берегівської польдерної системи (Закарпатська обл., Україна) розвиток фітопланктону у староріччі Чаронда площею 48,4га, оцінювали в його біомасі на одиниці об'єму (мг/л) [187]. В евтрофному бразильському водосховищі Параноя (площа 48 км²) в експериментальних дослідженнях щодо впливу білого товстолобика (*Hypophthalmichthys molitrix*) на угруповання фітопланктону стан фітопланктону оцінювався за загальною біомасою, вираженій у вмісті хлорофілу-а та чистій первинній продукції [188].

При аналізі змін екосистеми озера Великі Швакшти (площа 9,6 га; Білорусь) після вселення в озеро рослиноїдних риб, стан фітопланктону також оцінювали за загальною біомасою (мг/л) і вмісту в ньому хлорофілу-а. Крім того, в озері визначали прозорість води по диску Секкі й частку синьозелених водоростей у загальній біомасі (табл. 2.1), [189].

Таблиця 2.1 Гідроекологічні показники озера Великі Швакшти до і після зариблення рослинніми рибами [189]

Показник	До зариблення	Після зариблення		
	1948-1991	2008	2009	2011-2015
Прозорість води, диск Секкі, м	2,83	0,56	0,79	0,75
хлорофіл-а, мкг/л	2,80	-	23,89	36,80
Біомаса фітопланктону, мг/л	4,06	28,90	-	20,80
Частка синьозелених водоростей, %	6,00	-	-	28,25

Багаторічні гідробіологічні дослідження малих водосховищ різного цільового призначення Степової зони України, які зазнають вираженого антропогенного навантаження, показали, що ці водойми формують істотний біопродукційний потенціал. Перш за все, це стосується розвитку угруповання фітопланктону. В оцінці необхідності та щільності посадки риб-меліорантів Ю. В. Пилипенко для фітопланктону застосовував питому біомасу фітопланктону, г/м³ [239]. Це також свідчить про можливість використання таких показників для оцінки екологічної ефективності біологічної меліорації водних об'єктів.

Організми фітопланктону спричиняють значний вплив на формування технічних якостей охолоджуючої води водойм-охолоджувачів енергооб'єктів. Помірний розвиток мікрводоростей є корисним, оскільки сприяє процесам самоочищення, сильний - відіграє негативну роль, знижуючи вміст у воді вуглекислоти та підсилюючи утворення накипу на конденсаторах турбін [190]. Крім того, інтенсивний розвиток водоростей сприяє появі органічних відкладень на стінках конденсаторів [191,192].

У водоймі-охолоджувачі Березовської ГРЕС відмічався ефект товстолобиків як біомеліораторів - завдяки накопиченню біомаси товстолобиків, яких вселили у 2002 р. Це стало впливати на біомасу мікрводоростей вже у 2006 р. Вселення товстолобиків призвело до зниження ступеня «цвітіння» у водоймі-охолоджувачі Березовської ГРЕС і зміні домінуючих комплексів мікрводоростей (вже у 2007 р. синьозелені не були домінантами у літні місяці) [193].

Масове зариблення водойми-охолоджувача Зміївської ТЕС дволітками білого та строкатого товстолобиків у 1983-1985 рр. призвело до зниження розвитку фітопланктону: через 2 роки його біомаса зменшилась з 11,3 до 4,5 г/м³ [5].

З появою у водоймі-охолоджувачі Зміївської ТЕС в 1995 р. дрейссени спостерігалися значні зміни його екосистеми. Молюск дрейссена є потужним фільтратором, і зростання його популяції призвело до різкого збільшення прозорості води з 0,8-1,2 до 1,6-3,4м і значних коливань питомої біомаси фітопланктону [263-265].

Це пов'язано з тим, що двостулкові молюски у водоймах виступають як ефективні природні біофільтри, які очищають воду від речовин, що знаходяться в ній у завислому стані. При цьому ефективність видалення молюсками з води суспензій досягає 92-100 % [194]. Міхеєвим В.П. було встановлено, що дрейссена може вловлювати часточки розміром 1-3 мкм [195]. Тому популяція дрейссени може спричиняти вплив на планктонні організми водойми-охолоджувача Зміївської ТЕС, а значить - й на ефективність біомеліораційних робіт на водоймі.

Для перевірки цього нами були розраховані коефіцієнти кореляції між питомими біомасами фітопланктону, обсягами зариблення товстолобиками і біомасами дрейссени у водоймі-охолоджувачі (табл. 2.2). Дані розрахунків представлені у табл.2.3.

Таблиця 2.2 Середньорічні концентрації фітопланктону та обсяги зариблення товстолобиками водойми-охолоджувача Зміївської ТЕС, [263-265,196,197]

Рік	Фітопланктон, мг/л	Зариблення товстолобиками, 1+, тис. шт	Біомаса дрейссени, тис. т
1986	10,32	147,4	0
1987	14,56	54	0
1988	7,11	250	0
1989	6,03	235,6	0
1990	7,74	57,1	0
1992	3,52	215	0
1993	7,89	157	0
1995	3,74	100	0

1997	6,85	292,6	0
1998	6,95	229,2	0,119
1999	5,70	285,1	0,217
2000	3,29	409,2	0,585
2001	5,70	267,6	0,210
2002	9,07	351,98	0,257
2003	9,76	339,0	2,247
2004	3,97	412,5	4,058
2005	3,26	118,0	3,191
2006	5,00	259,7	2,866
2008	5,00	365,0	0,989
2011	4,80	*Н. д.	0,873

Примітка: * - н. д. - немає даних

Таблиця 2.3. Величини кореляції між середньорічними концентраціями фітопланктону, обсягами вселення товстолобиків та біомасами дрейссени у водойми-охолоджувачі Зміївської ТЕС

Показники	Роки	Кореляція
Середньорічна концентрація фітопланктону та обсяги зариблення товстолобиками при відсутності дрейссени	1986-1997	- 0,447
Середньорічна концентрація фітопланктону та обсяги зариблення товстолобиками у присутності дрейссени	1998-2008	+ 0,116
Середньорічна концентрація фітопланктону і біомаси дрейссени	1998-2011	- 0,306

Крім загального впливу на фітопланктон водойми-охолоджувача Зміївської ТЕС, наші дослідження дозволили оцінити вплив іхтіомеліорації на видове різноманіття основних відділів фітопланктону водойми. Дані для розрахунків та отримані величини кореляції представлені у табл. 2.4 і 2.5.

Таблиця 2.4. Видове різноманіття фітопланктону водойми-охолоджувача Зміївської ТЕС у 1962-1998 рр., [5]

Роки	Суанопhyta	Dino-phyta	Crypto-phyta	Eugle-nophyt a	Chloro-phyta	Chryso-phyta	Xantho-phyta	Bacillar iophyta
1962-65	17	5	-	12	152	4	-	29
1974	8	3	-	4	41	-	-	20
1976	10	1	1	3	28	-	-	13
1981	14	3	1	9	61	-	3	55
1986	7	1	1	5	53	-	3	22
1987	7	1	1	5	53	1	3	22
1988	6	-	1	3	36	1	2	23
1989	4	1	1	3	41	1	2	19
1990	6	1	1	4	45	1	4	24
1992	6	1	-	3	37	-	3	21
1993	4	1	1	3	39	-	2	25
1994	7	1	1	3	43	-	3	17
1995	6	1	-	4	44	-	3	20
1997	2	3	-	9	93	2	3	46
1998	14	2	-	12	75	-	8	80

Таблиця 2.5. Величини кореляції між видовим різноманіттям (кількістю видів) окремих відділів фітопланктону водойми-охолоджувача Зміївської ТЕС у 1962-1999 рр. та обсягами вселення товстолобиків у водоймі-охолоджувачі Зміївської ТЕС, [5]

Показники	Роки	Кореляція
Видове різноманіття (кількість видів) <i>Cyanophyta</i> і обсяги зариблення товстолобиками при відсутності дрейссени	1962-1997	-0,419
Видове різноманіття (кількість видів) <i>Dinophyta</i> і обсяги зариблення товстолобиками при відсутності дрейссени	1962-1997	-0,633
Видове різноманіття (кількість видів) <i>Cryptophyta</i> і обсяги зариблення товстолобиками при відсутності дрейссени	1962-1997	+0,202
Видове різноманіття (кількість видів) <i>Euglenophyta</i> і обсяги зариблення товстолобиками при відсутності дрейссени	1962-1997	-0,593
Видове різноманіття (кількість видів) <i>Chlorophyta</i> і обсяги зариблення товстолобиками при відсутності дрейссени	1962-1997	-0,515

зариблення товстолобиками при відсутності дрейссени	1997	
Видове різноманіття (кількість видів) <i>Chrysophyta</i> і обсяги зариблення товстолобиками при відсутності дрейссени	1962-1997	-0,340
Видове різноманіття (кількість видів) <i>Xanthophyta</i> і обсяги зариблення товстолобиками при відсутності дрейссени	1962-1997	-0,083
Видове різноманіття (кількість видів) <i>Bacillariophyta</i> і обсяги зариблення товстолобиками при відсутності дрейссени	1962-1997	-0,539
Видове різноманіття (кількість видів) <i>Cyanophyta</i> і обсяги зариблення товстолобиками у присутності дрейссени	1997-1999	+0,681
Видове різноманіття (кількість видів) <i>Dinophyta</i> і обсяги зариблення товстолобиками у присутності дрейссени	1997-1999	-0,915
Видове різноманіття (кількість видів) <i>Cryptophyta</i> і обсяги зариблення товстолобиками у присутності дрейссени	1997-1999	-
Видове різноманіття (кількість видів) <i>Euglenophyta</i> і обсяги зариблення товстолобиками у присутності дрейссени	1997-1999	-0,249
Видове різноманіття (кількість видів) <i>Chlorophyta</i> і обсяги зариблення товстолобиками у присутності дрейссени	1997-1999	-0,843
Видове різноманіття (кількість видів) <i>Chrysophyta</i> і обсяги зариблення товстолобиками у присутності дрейссени	1997-1999	-0,994
Видове різноманіття (кількість видів) <i>Xanthophyta</i> і обсяги зариблення товстолобиками у присутності дрейссени	1997-1999	+0,403
Видове різноманіття (кількість видів) <i>Bacillariophyta</i> і обсяги зариблення товстолобиками у присутності дрейссени	1997-99	-0,032

Проведені розрахунки показали наступне:

1. Вселення товстолобиків має великий меліоративний вплив на угруповання фітопланктону. При цьому, за відсутності дрейссени, кореляція між середньорічними концентраціями фітопланктону та обсягами зариблення товстолобиками має середню величину і негативний характер ($R = - 0.447$).

2. Фільтраційна активність дрейссени впливає на функціонування угруповання фітопланктону. Кореляція між середньорічними концентраціями фітопланктону й біомасами дрейссени дорівнює 0,306. Це свідчить, що при наявності у водоймі-охолоджувачі популяції дрейссени меліоративний вплив товстолобиків буде знижуватися. Останнє підтверджується величиною кореляційного зв'язку між середньорічними концентраціями фітопланктону та обсягами зариблення товстолобиками у присутності дрейссени, який складає + 0,116 і має позитивне значення.

3. Аналогічні дані отримані також при оцінці впливу іхтіомеліорації на видове різноманіття основних відділів фітопланктону водойми при відсутності та у присутності дрейссени.

Висновки

Таким чином, дані літератури та результати досліджень УКРНДІЕП показують, що при оцінці екологічної ефективності біологічної меліорації малих і технологічних водних об'єктів України за змінами фітопланктону необхідним є виконання наступних робіт:

1. Відбір і аналіз загальноприйнятими методами проб фітопланктону до і в процесі проведення біологічної меліорації малих і технологічних водних об'єктів.

2. У пробах необхідно визначати основні характеристики угруповання фітопланктону - видовий склад, чисельність і біомасу (загальні та виявлених відділів водоростей).

3. При відборі проб проводити додаткові вимірювання прозорості (по диску Секкі) і температури води.

2.1.2. Зміни вищих водних рослин

Вища водна рослинність як представник базового трофічного та середовищеформуєчого рівнів є, на думку окремих авторів, основним компонентом біоти більшості водних екосистем та їх найчуттєвішою ланкою [72].

Флуктуації структурних показників рослинного покриву тісно взаємопов'язані зі зміною стану екосистеми. У зв'язку з цим вивчення зміни структури водної рослинності має важливе значення для виявлення адаптаційних механізмів водних екосистем [73].

Крім того, у малих і технологічних (рибогосподарських, водоймах-охолоджувачах, водовідних каналах, та ін.) водних об'єктах вища водна рослинність часто сильно впливає на їх технологічні характеристики, які визначаються галузевою належністю таких водних об'єктів.

Відзначається велика меліоративна ефективність вирощування білого амура в якості біологічного меліоратора ставків, озер, а також водойм-охолоджувачів теплових електростанцій та іригаційних каналів, в яких, як правило, відбувається

сильний розвиток жорсткої водної рослинності, що утруднює їх експлуатацію. Очищення від зайвої рослинності запобігає передчасній дистрофікації [198].

У Білорусі до початку проведення інтенсивних рибоводних заходів озеро В. Швакшти (9,6 км²) характеризувалося як неглибока, слабо евтрофна (мезотрофна) водойма, яка сильно заростала. До 80 % площі заростання займали занурені види макрофітів (хара, рдести, елодея і т. п.) [199, 200]. Оз. М. Швакшти (1,9 км²) характеризувалося як слабо евтрофне (мезотрофне з ознаками дистрофікації), мілководне, сильно заросле. Проективна площа покриття макрофітами досягала 100 %, домінували рослини з плаваючим листям (латаття й глечики), а також занурені гідрофіти (телоріз, рдести, елодея) [199, 200]. Від 2003 р. до 2008 р. з метою збільшення рибопродуктивності та підвищення привабливості для рибалок-аматорів в оз. Б. Швакшти були зроблені посадки щуки, вугра, коропа, білого амура й строкатого товстолобика. Загалом в озеро було посаджено 130,55 тис. річників і дворічок/дворічників риб (без урахування вугра), що склало 137 екз./га, причому 58,5 % з них склала частка білого амура і 15,9 % - частка щуки. Вже до кінця 2008 р. були виявлені кардинальні зміни екологічної ситуації в оз. Б. Швакшти під впливом рослиноїдних риб [201].

Через досить високий рівень прозорості води оз. Б. Швакшти раніше характеризувалося сильним розвитком зануреної та надводної рослинності [199, 200]. Уздовж берегів на всьому протязі відмічалася смуга з очерету, а також очерету з домішкою рогозу, ситнягу та хвоща шириною до 50-100 м. Біля північного й західного берегів мав розвиток пояс з рослин з плаваючим листям (калитка, латаття і рдест плаваючий з домішкою телорізу й стрілиці). Однак основне значення у біомасі макрофітів відігравали занурені форми (переважно харові), які утворювали густі зарості на карбонатних ґрунтах. Після зариблення озера білим амуром зберігся і виражено присутній лише пояс надводної рослинності приблизно у колишніх межах заростання. Практично зникли рослини з плаваючим листям. Занурена рослинність сильно порідшала, відбувся перехід від суцільного покриття до фрагментарного, але площа поширення все ще залишається у колишніх межах [202].

Озеро М. Швакшти раніше відрізнялося суцільним заростанням [200]. Уздовж берега на 50-100 м тягнувся пояс надводної рослинності з тростини, очерету, рогозу, хвоща, які змінювалися лататтям, частухою, рдесниками, елодеєю, тілорізом, що

килимом устеляли дно водойми. Найбільші глибини були вкриті харовими заростями. Проективна площа покриття досягала 100 % площі акваторії. Як і в оз. Б. Швакшти, після появи білого амура у даній водоймі в теперішній час заростання скоротилося до пояса надводних макрофітів і займає не більше 20 %. Через зниження прозорості води практично повністю зникли не тільки занурені види, а й рослини з плаваючим листям, які відмічаються у даній час лише серед макрофітів прибережних мілководь. Таким чином, зміни відобразилися на загальній площі заростання, головним чином за рахунок скорочення поширення «м'якої» зануреної рослинності. [202]

В якості модельного об'єкта для біомеліорації було обрано староріччя Чаронда (площею 0,5 км²) - звивисту систему р. Чаронда, яка раніше була притокою р. Латориці. Вища водна рослинність староріччя Чаронди перебуває на останній стадії заростання водойм – інтенсивного розростання повітряно-водних рослин. По берегах розвинуті зарості рогозу вузьколистого й широколистого, очерету звичайного, сусаку зонтичного. Плеса заростають угрупованнями різка водяного алоеподібного, глечиків жовтих, горіха водяного, рясками та зануреними рослинами. Загалом зареєстровано 19 видів, серед яких 10 – гелофітів, 5 – з плаваючим на воді листям, 4 – занурених і один вид нитчастих водоростей. Водне дзеркало заростало до 50 %, а товща води – на 80 – 90 %. Рослинність на староріччі розповсюджується до глибини 2 м. Сукупна річна продукція рослин становила приблизно 725 т, основну частку складав водяний різак алоеподібний, що займав площу близько 27,2 га (52 % площі водойми) і на окремих ділянках озера утворював разом з ряскою суцільний покрив.

Вселення риб відбулось 26 квітня 2013 р. Загалом було запущено: дворічок білого амура – 1500 особин середньою масою 330 г, дворічок коропа – 160 ос. середньою масою 350 г, дворічок білого товстолобика – 140 ос. середньою масою 340 г.

Внаслідок виїдання рослин відбувалася перебудова гідроекосистеми, що супроводжувалося змінами у структурі фітопланктону, зоопланктону, донної фауни. Кількісні та якісні зміни водної рослинності також впливають на фітофільне рибне населення, що використовує її як нерестовий субстрат, місце нагулу та укриття. Меліоративний ефект від вселення білого амура проявився вже у перший рік, про що свідчить помітне зменшення кількості м'якої рослинності – рдестів та рясок (майже втричі – від 1,3 до 0,45 кг/м²) [187].

Сукцесії вищих водних рослин при проведенні біологічної меліорації з використанням білого амура відзначалися й на інших технологічних водних об'єктах.

Так, біологічна меліорація шляхом вселення білого амура у два малі водосховища, що забезпечуються водою з Каракумського каналу (Куртлінське – 11,0 км² і Східне – 3,0 км²) зумовила зоогенну сукцесію вищих водних рослин. Раніше акваторія обох водосховищ на 60-100 % заростала уруттю колосовою (*Myriophyllum spicatum*), епізодично зустрічався жовтець водяний Ріона (*Batrachium rionii*) - можливо, отруйний для амура. Після вселення білого амура урутть зникла, а кількість жовтеця значно збільшилася. Інших занурених макрофітів виявлено не було. [203]

Сильний вплив на вищу водну рослинність спричиняє біологічна меліорація водойм-охолоджувачів енергооб'єктів.

Істотна роль вищих водних рослин у забезпеченні нормального функціонування охолоджуючої системи електростанцій та формування активної зони охолодження у водоймах-охолоджувачах вимагає постійного спостереження за розвитком фітоценозів. Особливо це необхідно при проведенні біомеліоративних робіт з регулювання заростання акваторії водойм-охолоджувачів.

Так, за два роки після початку робіт з біологічної меліорації (вселення білого амура) водойми-охолоджувача Балаковської АЕС площа, зайнята м'якою зануреною рослинністю, зменшилася майже у два рази: якщо в 2001 році вона займала 45 %, то у 2003 - лише 23 % акваторії [42].

У перші роки експлуатації Читинської ТЕЦ спостерігалось сильне заростання її водойми-охолоджувача (озера Кенон) рдестом кучерявим (*Potamogeton crispus*), для боротьби з яким (шляхом біологічної меліорації) були вселені рослиноїдні види риб, у тому числі білий амур. В результаті зарості рдеста були істотно скорочені, звільнена ніша стала заселятися угрупованнями урутті сибірської (*Myriophyllum sibiricum*), найбільш щільні зарості якої сформувалися уздовж північного узбережжя на глибинах 2,0-3,5 м [205].

Біологічна меліорація водойми-охолоджувача Ростовської АЕС з метою боротьби із зайвим заростанням водойми проводиться з 2002 р. шляхом вселення меліоратора - білого амура. До початку проведення меліоративних робіт відсоток заростання водойми становив приблизно 40 % від загальної площі водного дзеркала. У теперішній час площа заростання макрофітами складає близько 14 %. Крім

зменшення площі заростання водойми спостерігалось зниження питомої біомаси макрофітів [206].

При інтродукції білого амура спостерігалось значне зменшення площі заростання літоральної зони водойми-охолоджувача Рязанської ГРЕС (Новомічурінського водосховища) зануреною водною рослинністю. Також біло встановлено скорочення площі заростання фітоценозами *Vallisneria spiralis* на водоймі-охолоджувачі Смоленської АЕС (Десногорське водосховище) [207].

На Середньоуральській ГРЕС (СУГРЕС) в результаті вселення білого амура площа заростання водоймища-охолоджувача водоростями знизилася з 15 до 4 % [208].

Біологічна меліорація (вселення білого амура) водойми-охолоджувача Балаковської АЕС мала великий вплив на вищі водні рослини водойми-охолоджувача. Результати виконання біомеліоративних робіт на водоймі-охолоджувачі БАЕС стали очевидними вже через кілька років і відобразилися як на складі й структурі водної флори та рослинності, так і на продуктивності угруповань. Видове різноманіття водної флори водойми-охолоджувача за період досліджень різко знизилася з 34 (2009 р.) до 12 видів (2015 р.) (рис. 2.1).

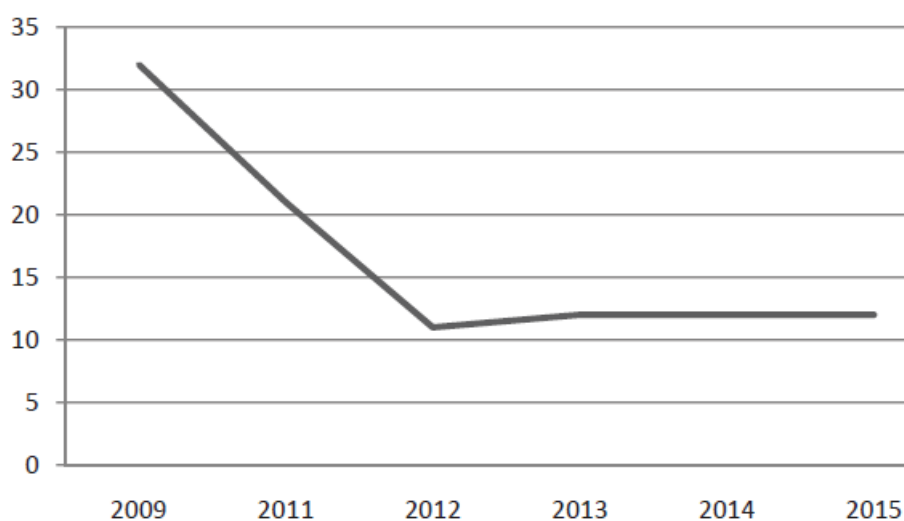


Рис. 2.1. Зміна видового різноманіття водної флори водойми-охолоджувача Балаковської АЕС, [209]

При цьому зниження видового різноманіття відбулося за рахунок практично повного випадіння видів-гідрофітів (занурених рослин) і збіднення гелофітної (повітряно-водної) складової флори (рис. 2.2).

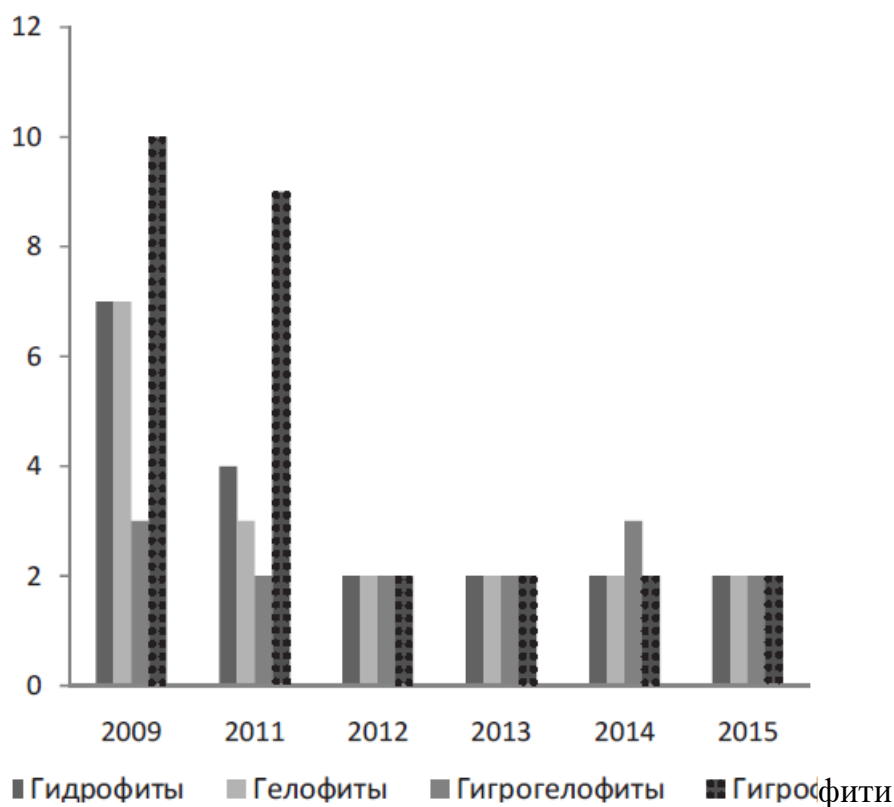


Рис. 2.2. Зміна різних типів водної флори водойми-охолоджувача Балаковської АЕС, [209]

Крім того, відбулося суттєве скорочення площі заростання водойми-охолоджувача Балаковської АЕС. У 2003 р. заростання акваторії становило до 10 % загальної площі водойми, в 2004 р. - 5-7 %, у 2005 р. – 5 %, в 2006 р. – 1 %. У 2009 - 2015 рр. площа заростання водойми-охолоджувача незначно варіювала і в середньому складала 5 %.

Зміни, що відбулися, очевидно, обумовлені ефективністю заходів, вжитих для боротьби із заростанням водойми-охолоджувача. Фітоценози занурених макрофітів, розвиток яких створював значні технічні проблеми в експлуатації водойми, практично зникли [209].

За даними наших досліджень [5, 263-265] флора водойми-охолоджувача Зміївської ТЕС нараховує 25 видів вищих водних рослин, що відносяться до 14 родин. У період 1986-1998 рр. видовий склад практично не змінювався, хоча постійно здійснювалася біологічна меліорація водойми далекосхідними рослиноїдними рибами.

Площі, які були зайняті вищими водними рослинами у 1986-1998 рр., коливалися в межах 8,0-10,5 % водного дзеркала. Це, скоріше за все, можна пояснити

міжрічними флуктуаціями та похибками визначення, ніж суцесійними змінами. Площі занурених рослин були у 2,5 - 4 рази більше площ, зайнятих повітряно-водними.

За даними наших багаторічних досліджень розвитку вищих водних рослин та обсягів вселення риби для біологічної меліорації водойми-охолоджувача Зміївської ТЕС у різні роки (табл. 2.6) були розраховані коефіцієнти кореляції Пірсона між біомасами рослинних угруповань у водоймі та обсягами зариблення білим амуром і товстолобиками (табл. 2.7).

Таблиця 2.6. Загальні біомаси, що утворювалися різними рослинними угрупованнями вищої водної рослинності у водоймі-охолоджувачі Зміївської ТЕС у 1986-98 рр., т сирої біомаси, [5, 263-2655, 263-264]

Рік	Рослинні угруповання, разом		Загалом по водоймі	Зариблення, тис. екз.	
	Гелофіти	Гідатофіти		Товстолобики, 1+	Білий амур, 1+
1986	3143	3545	6688	147,4	122
1987	1649	584	2233	54	12
1988	1361	2037	3399	250	99
1989	2757	2449	5205	235,6	9,8
1990	2528	1970	4500	57,1	9,5
1992	2360	1540	3900	215	-
1993	2281	1445	3726	157	-
1994	2120	2697	4817	112	-
1995	2323	1777	4100	100	-
1997	2193	3217	5410	292,6	27,0
1998	2121	2654	4775	229,2	-
1999	н. д.	н. д.	6564	285,1	-
2000	н. д.	н. д.	5175	409,2	-
2001	н. д.	н. д.	5100	267,6	8,6
2002	н. д.	н. д.	4700	351,98	-
2003	н. д.	н. д.	3930	339,0	-
2004	н. д.	н. д.	6247	412,5	28,5

2005	н. д.	н. д.	4850	118,0	18,7
2006	н. д.	н. д.	4180	259,7	15,6

Примітка: н. д. - немає даних; - зариблення не було.

Таблиця 2.7. Величини кореляції Пірсона між біомасами рослинних угруповань та обсягами зариблення білим амуром і товстолобиками у водоймі-охолоджувачі Зміївської ТЕС

Показники	Роки	Кореляція
Обсяги зариблення білим амуром та загальна біомаса рослинних угруповань	1986-2006	+0,216
Обсяги зариблення зариблення білим амуром та біомаса гелофітів	1986-1998	+ 0,084
Обсяги зариблення зариблення білим амуром та біомаса гідатофітів	1986-1998	+0,445
Обсяги зариблення зариблення товстолобиками та загальна біомаса рослинних угруповань	1986-2006	+0,388

Дані табл. 2.7 показують слабку кореляцію (+0,216) між обсягами зариблення білим амуром і загальною біомасою рослинних угруповань. Це може пояснюватися тим, що обсяги вселення білого амура, з позицій проведення біологічної меліорації водойми-охолоджувача, були недостатніми. В окремі роки зариблення не було взагалі, хоч обсяги зариблення у роки, що розглядаються, розраховувалися УКРНДІЕП за результатами детальних натурних досліджень. У той же час кореляція між обсягами зариблення білим амуром і біомасою занурених вищих водних рослин (гідатофітів), незважаючи на недостатні обсяги зариблення, має середню позитивну величину. Середня величина кореляції (+0,388) встановлена також між загальною біомасою рослинних угруповань та обсягами зариблення товстолобиками, які споживають фітопланктон і підвищують можливість вилучення біогенних речовин вищими водними рослинами, що збільшує їх біомасу.

Неоднозначні факти впливу білого амура на екосистеми водних об'єктів відзначалися у літературі ще в 1970-1980-ті роки. При цьому відмічалось, що знищення макрофітів - а разом з ними всього фітофільного біоценозу - не може не спричинити впливу на водний об'єкт в цілому [89,90]. Пізніше результати робіт стосовно використання білого амура в якості біологічного меліоратора у рибоводних ставках дозволили встановити необхідність постійного контролю за його

чисельністю. Це дозволить підтримувати екосистему в стані, при якому зберігаються сприятливі умови для риб, у тому числі білого амура [91].

В цілому огляд наявних літературних джерел і результати власних досліджень вказують на необхідність контролю за станом водних рослин після вселення білого амура.

Висновок

Таким чином, для оцінки екологічної ефективності біологічної меліорації малих та технологічних водних об'єктів за станом вищих водних рослин необхідно відстежувати зміни у якісному складі, структурі угруповань рослин та кількісних показниках запасів фітомаси та динаміку змін площ заростання.

Так, оцінка впливу білого амура на стан водної рослинності в озерах Сибіру проводилася за питомими біомасами рослин (г/м^2) і заростанням акваторії (%). Роботи включали також вивчення видового складу водоростей досліджуваних водойм [93].

На малих водосховищах різного цільового призначення степової зони України при оцінці необхідності та щільності посадки риб-меліорантів також використовувалася питома біомаса водоростей (г/м^2) [239].

Наведені факти свідчать, що показник питомої біомаси водоростей (г/м^2) можна використовувати для оцінки екологічної ефективності біологічної меліорації малих і технологічних водних об'єктів. Згідно з методами дослідження водних рослин водойм України для цього виконується опис і картування водної рослинності. Крім того, проводиться вивчення структури фітоценозів. Використовують також об'ємну рясність рослин (співвідношення суми об'ємів тих просторів, які знаходяться у центрі поширення кожної рослини певного виду, до всього об'єму води, зайнятого угрупованням) та чисельність (кількість екземплярів рослин на одиницю площі). Часто використовується також величина проективного покриття – площа горизонтальної проекції рослин на поверхню дна, у % площі [94].

Тому оцінку екологічної ефективності біологічної меліорації малих і технологічних водних об'єктів за станом вищих водних рослин можна проводити, керуючись загальноприйнятою методикою геоботанічних досліджень водної рослинності [95 - 97], згідно з якою проводиться вивчення змін наступних показників:

- Структура та флористичний склад угруповань вищих водних рослин;
- Ступінь заростання водойм, % загальної площі;
- Щільність заростання, кг/м²;
- Загальна біомаса рослинності, т/га.

Для оцінки зміни характеристик угруповань водних рослин також можна використовувати космічні знімки [72].

2.1.3. Зміни зоопланктону

Зоопланктон – один з індикаторів оцінки стану водних екосистем. У водоймах він помітно впливає на чисельність фотосинтезуючих водоростей фітопланктонних угруповань, регулюючи кисневий режим, але при значній кількості організмів зоопланктону у водоймах можливе зниження розчиненого у воді кисню до мінімальних значень [210, 211].

Крім того, зоопланктонні організми є чутливим індикатором умов існування риби [212].

Заходи з біологічної меліорації малих і технологічних водних об'єктів впливають на стан зоопланктонних угруповань. Так, в евтрофному бразильському водосховищі Параноя (площею 48 км²) проводилися експериментальні дослідження стосовно впливу білого товстолобика (*Hypophthalmichthys molitrix*) на угруповання фітопланктону й зоопланктону. Встановлено вплив риби на мікрозоопланктон - веслоногих ракоподібних і коловерток (завдовжки менше 200 мкм). Контроль мікрозоопланктону проводився за загальною чисельністю та біомасою [213].

Після біологічної меліорації староріччя Чаронда (Закарпатська область) у складі зоопланктону відбулись помітні структурні перебудови, викликані іхтіомеліорацією. До проведення іхтіомеліорації у складі зоопланктону даної водойми було зареєстровано 43 види, з яких коловерток – 19, ракоподібних – 24. Вплив вселення білого амуру на зоопланктон проявився вже у першому році, про що свідчить виявлення у його складі 48 видів. Найбільш різноманітно була представлена група коловерток, переважали евритопні види та представники потамофільного комплексу. Домінуючими групами за чисельністю були коловертки, а за біомасою - гіллястовусі рачки *Simocephalus vetulus* та веслоногі *Cyclops vicinus*. Численними також були копеподити циклопів різних стадій розвитку. Відчутно зменшилось

видове багатство гіллястовусих раків, притаманних зарослим водоймам, проте підвищилась частка коловерток, більш характерних для річкового планктону, що також відображає позитивний вплив від вселення рослиноїдних риб на загальний екологічний стан водойми. [187]

У рибоводних ставках при вселенні білого товстолобика спостерігалось збільшення біомаси зоопланктону. Це, на думку автора, пояснюється дією добрив фекалій товстолобика, що є гарним субстратом для інтенсивного розвитку бактеріопланктона, який, у свою чергу, слугує їжею для нижчих ракоподібних і коловерток [214].

Результати багаторічних досліджень УКРНДІЕП на водоймі-охолоджувачі Зміївської ТЕС дозволяють оцінити вплив біологічної меліорації на стан угруповання зоопланктону водойми. Для цього нами були зібрані у літературних джерелах та отримані в натурних умовах на водоймі-охолоджувачі дані щодо стану зоопланктону, обсягів зариблення-вилову риб-меліорантів (товстолобиків) та загальної біомаси дрейссени у водоймі в різні роки (табл. 2.8-2.10). За цими даними були розраховані коефіцієнти кореляції між різними показниками (табл. 2.11).

Таблиця 2.8. Середньорічні концентрації зоопланктону, обсяги зариблення-вилову товстолобиків та біомаса дрейссени у водоймі-охолоджувача Зміївської ТЕС, [5, 263-265]

Рік	Зоопланктон, мг/л	Товстолобики		Біомаса дрейссени, тис. т
		Зариблення, 1+, тис. ос.	Виллов, т	
1963	2,85	0	0	0
1964	1,26	0	0	0
1965-66	4,44	0	0	0
1976	2,56	400	*н.д.	0
1981	5,1	0	16,4	0
1986	0,96	147,4	25,4	0
1987	1,15	54	30,0	0
1988	1,51	250	37,1	0
1989	1,73	235,6	33,3	0
1990	0,64	57,1	44,5	0

1992	0,82	215	31,0	0
1993	0,88	157	28,8	0
1995	1,54	100	23,1	0
1997	1,92	292,6	38,8	0
1998	2,23	229,2	23,9	0,119
1999	0,47	285,1	н.д.	0,217
2000	1,12	409,2	95,6	0,585
2001	1,16	267,6	90,5	0,210
2002	1,59	351,98	111,2	0,257
2003	0,25	339,0	76,2	2,247
2004	0,81	412,5	н.д.	4,058
2005	1,52	118,0	85,9	3,191
2006	0,95	259,7	90,0	2,866
2008	0,97	365,0	н.д.	0,989

Примітка: * - н. д. - немає даних

Таблиця 2.9. Видове різноманіття зоопланктону водойми-охолоджувача Зміївської ТЕС у 1962-1998 рр., [5]

Роки	<i>Rotatoria</i>	<i>Cladocera</i>	<i>Copepoda</i>	Разом
1962-66	36	23	8	67
1974-76	20	12	6	38
1981	19	7	7	33
1986	18	9	1	28
1987	23	15	3	41
1988	26	17	3	46
1989	27	19	5	51
1990	32	24	7	63
1992	26	16	3	45
1993	24	16	3	43
1994	18	8	3	29
1995	21	12	6	39

1996	20	16	5	41
1997	20	12	6	39
1998	24	17	5	47

Таблиця 2.10. Загальна кількість видів зоопланктону та обсяги зариблення-вилову товстолобиків у водоймі-охолоджувача Зміївської ТЕС, [5, 263-265]

Рік	Загальна кількість видів зоопланктону	Товстолобики	
		Зариблення, 1+, тис. ос.	Виллов, т
1962-66	67	0	0
1976	38	400	*н.д.
1981	33	0	16,4
1986	28	147,4	25,4
1987	41	54	30,0
1988	46	250	37,1
1989	51	235,6	33,3
1990	63	57,1	44,5
1992	45	215	31,0
1993	43	157	28,8
1995	39	100	23,1
1997	39	292,6	38,8
1998	47	229,2	23,9

Таблиця 2.11. Коефіцієнти кореляції Пірсона між показниками зоопланктону та обсягами вселення-вилову товстолобиків і біомасою дрейссени у водоймі-охолоджувачі Зміївської ТЕС, [5,263-265]

Показник	Роки	Коефіцієнт кореляції
Біомаса зоопланктону - обсяги зариблення товстолобиками	1963-2008	-0,446
Біомаса зоопланктону - вилов товстолобиків	1963-2006	-0,452
Загальна кількість видів зоопланктону - обсяги зариблення товстолобиками	1962-1998	-0,269
Загальна кількість видів зоопланктону - вилов товстолобиків	1962-1978	-0,103
Біомаса зоопланктону - біомаса дрейссени	1963-2008	-0,301

Дані табл. 2.11 показують, що щорічна біологічна меліорація в цілому негативно позначається на кількісних і якісних показниках розвитку зоопланктону

водойми-охолоджувача Зміївської ТЕС. При цьому величини коефіцієнта кореляції Пірсона (крім кореляції між загальною кількістю видів зоопланктону та виловом товстолобиків) мають середні значення. Низька величина коефіцієнта кореляції між загальною кількістю видів зоопланктону та виловом товстолобиків (-0,103) може бути пов'язана з некоректним урахуванням вилову риби. Справа в тому, що на водоймі-охолоджувачі Зміївської ТЕС розвинуто любительське рибальство, а також браконьєрський вилов риби. Тому нами була проведена оцінка реального (на відміну від офіційного - уловів місцевого рибгоспу - Лиманського ГПСРП) вилову риби. Для розрахунків використовувались відомості Лиманського ГПСРП щодо зариблення та вилову риби з водойми-охолоджувача Зміївської ТЕС. Встановлено, що реальний вилов товстолобиків перевищував офіційний у 2000 році в 1,93 рази, в 2001 р. - у 2,21, в 2002 р. - у 1,77, в 2003 р. - у 2,98 рази [215]. Тому низькі коефіцієнти кореляції між загальною чисельністю видів зоопланктону і виловом товстолобиків можуть бути пов'язані саме з цією причиною.

Коефіцієнт кореляції між біомасами зоопланктону і дрейссени також є негативним. Невелика його величина пов'язана, можливо, з частою загибеллю більшої частини популяції молюска при встановленні у водоймі високих температур води [216,217].

Висновки

1. Результати проведених досліджень показують, що вплив біологічної меліорації малих і технологічних водних об'єктів проявляється у зміні видового різноманіття та кількісного розвитку популяцій зоопланктону. При цьому форми та величина впливу визначаються як господарським призначенням водного об'єкта (водойма-охолоджувач, рибоводний ставок та ін.), так і видом організма-меліоранта (білий амур, товстолобики та ін.).

2. Оцінку екологічної ефективності біологічної меліорації малих і технологічних водних об'єктів можна проводити за змінами окремих показників зоопланктонного угруповання:

- загальної чисельності (тис. кл/л) і питомої біомаси (мг/л);
- співвідношення основних відділів зоопланктерів.

При цьому відбір та аналіз проб треба виконувати відповідно до стандартних гідробіологічних методик і визначників.

2.1.4. Зміни зообентосу

Експерименти у невеликих ставках в США показали, що товстолобик строкатий (*Hypophthalmichthys nobilis*), який є інвазійним планктонофагом, може сильно виснажувати планктонні ресурси. Внаслідок неефективного перетворення харчових продуктів в організмі риби великі порції речовин, що споживаються, переносяться до донних біотопів.

В експериментальних і контрольних ставках спостерігалася різниця у розвитку *Chironomidae*. В той же час, змін у *Trichoptera*, *Ephemeroptera* або *Odonata* не відмічалася. Жодних змін не було виявлено у стані *Culicidae*. Личинки *Chironomidae* мали в експериментальних ставках на 90 % вищу біомасу відносно контрольних [1]. Зазначене проілюстровано на рис. 2.3, 2.4.

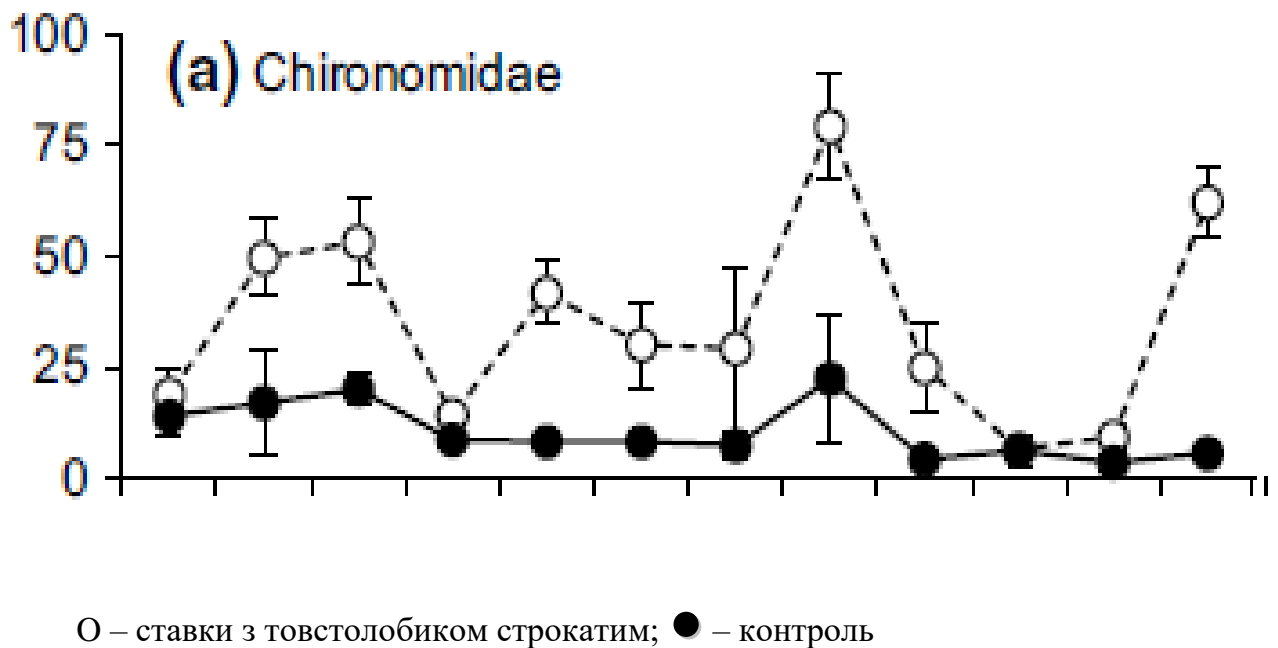


Рис. 2.3. Розвиток личинок *Chironomidae* у ставках, [218]

У Білоруських озерах Великі й Малі Швакшти (площею 956 і 191 га відповідно) під впливом рослиноїдних риб - білого амура та строкатого товстолобика - відзначена тенденція зниження біомаси кормового бентосу, що може пояснюватися як збільшенням доступності цього угруповання для бентосоїдних риб, так і зміною

структури домінуючих груп. Якщо раніше основу зообентосу (50,8 і 41,4 % відповідно) складала фітофільна форма молюсків, то в даний час – пелофільні личинки хірономід (67,2 і 57,2 % відповідно). Саме кількісний розвиток хірономід у зообентосі не зазнав істотних змін (деяке зростання відмічено лише в оз. Б. Швакшти), забезпечуючи кормові потреби риб в цілому [202]. Тобто, у розглянутих озерах під впливом риб-меліорантів також спостерігалось збільшення біомаси личинок хірономід, яке дещо пригнічується підсиленням тиску риб-бентофагів.

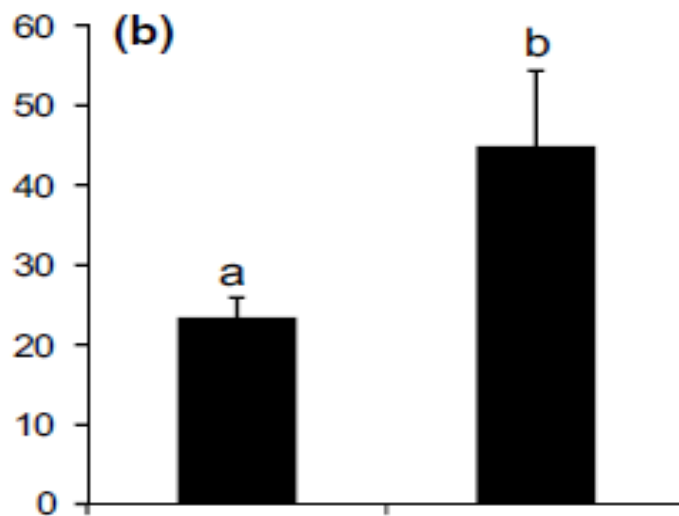


Рис. 2.4. Вплив товстолобика строкатого на біомасу личинок Chironomidae у ставках, мг сухої маси/м², [218]

Зібрані нами у літературних джерелах та отримані в натурних умовах на водоймі-охолоджувачі Зміївської ТЕС дані щодо питомих біомас зообентосу й обсягів зариблення-вилову риб-меліорантів (товстолобиків) у водоймі в різні роки дозволяють оцінити вплив біологічної меліорації на питому біомасу угруповання зообентосу. За цими даними (табл. 2.12) нами були розраховані коефіцієнти кореляції між різними показниками (табл. 2.13).

Розраховані нами коефіцієнти кореляції між питомою біомасою зообентосу й обсягами вселення-вилову риб-меліорантів (товстолобиків) у водоймі-охолоджувачі Зміївської ТЕС мають різні напрямки та низькі значення. Це, на нашу думку, може бути пов'язано з багатохарактерним впливом на зообентос в умовах водойми-охолоджувача. Крім заходів біологічної меліорації водоймища-охолоджувача, велику

роль у розвитку зообентосу виграє популяція дрейссени, яка з'явилася тут у 1995 році та у подальшому отримала значне поширення [226-228].

Таблиця 2.12. Середньорічні питомі біомаси зообентосу та обсяги зариблення-вилову товстолобиків у водоймі-охолоджувачі Зміївської ТЕС [5,219-225]

Рік	Зообентос, г/м ²	Товстолобики	
		Зариблення, тис. ос.	Виллов, т
1966	3,65	-	-
1967	5,46	-	-
1968	4,14	-	-
1981	5,54	-	-
1984	8,57	*н. д.	27,2
1985	23,59	140,0	30,2
1986	39,42	147,4	25,4
1995	21,12	100,0	23,1
1997	15,46	292,6	38,8
2001	7,39	267,6	90,5
2004	4,99	412,5	н. д.
2005	6,39	118,0	85,9
2006	7,16	259,7	90,0

*н. д. – немає даних

Таблиця 2.13. Коефіцієнти кореляції Пірсона між середньорічними питомими біомасами зообентосу та обсягами зариблення-вилову товстолобиків у водоймі-охолоджувачі Зміївської ТЕС

Показник	Роки	Коефіцієнт кореляції
Питома біомаса зообентосу- обсяги зариблення товстолобиками	1966-2006	+0,090
Питома біомаса зообентосу - виллов товстолобиків	1966-2006	-0,040

У той же час, в присутності дрейссенід різноманітність і кількісні показники зообентосу в цілому зростають. Так, у каналі Дніпро-Донбас чисельність бентосних безхребетних без дрейссени складає 5474 екз/м^2 , біомаса – $3,2 \text{ г/м}^2$; в угрупованнях дрейссени ці показники становлять 17400 екз/м^2 та $26,5 \text{ г/м}^2$ відповідно [229]. У Північно-Кримському каналі у місцях без дрейссени чисельність донної фауни дорівнювала 5083 екз/м^2 , з дрейссеною – 19783 екз/м^2 , біомаса – $85,5$ та $297,3 \text{ г/м}^2$ відповідно [230].

Висновки

1. Таким чином, результати виконаних досліджень показують, що в цілому проведення біомеліоративних робіт на малих і технологічних водних об'єктах відображається на показниках розвитку зообентичних угруповань. Тому, з огляду на важливість цієї групи організмів для функціонування водних екосистем, зміни показників стану зообентосу слід контролювати.

2. Як і для водних об'єктів загальногосподарського призначення, для характеристики стану донних макробезхребетних малих і технологічних водних об'єктів можливо використовувати наступні показники:

- число видів;
- частоту зустрічальності (%);
- чисельність (екз /м^2);
- біомасу (г/м^2);
- індекс видового різноманіття Шеннона.

Ці показники можна застосовувати для оцінки екологічної ефективності біологічної меліорації малих і технологічних водних об'єктів за змінами окремих характеристик зообентосного угруповання.

2.1.5. Зміни складу риб та рибопродуктивності

Наслідки вселення риб з метою біологічної меліорації малих і технологічних водних об'єктів на структуру та функціонування їхтіоценозів

Іхтіофауна малих і технологічних водних об'єктів складається на основі фауни риб власне водних об'єктів і господарських заходів, які проводилися на них.

Найбільший вплив на склад і формування структури (видове різноманіття, види-домінанти та ін.) іхтіофауни впливає рибогосподарська діяльність, одним із напрямків якої є вселення нових видів риб, у тому числі для біологічної меліорації.

Процес умисного введення нових для фауни Волги, Дону й Дніпра видів риб і кормових (для риб) безхребетних інтенсивно відбувався починаючи з 1950-х рр [231,232]. Рибоводно-ставкові господарства у басейнах середніх і нижніх течій Волги, Дону й Дніпра, зони скидання теплих вод ТЕС, ТЕЦ, промислових риб, покращували вселеннями нових цінних видів [233].

Так у іригаційні водоймі в Узбекистані, іхтіофауна яких повністю формувалася з місцевих риб, випадково завезли звичайного та балхаського окунів, одноколірного й плямистого губачів. З 1960-х більшість рівнинних водоймищ регулярно зариблювалася молоддю культивованих коропових риб з рибгоспів, у тому числі далекосхідними вселенцями [234].

Але вже з 1991 року, після того, як Узбекистан підписав Конвенцію про біорізноманіття та прийняв закони, що регламентують ввезення нових видів та вселення нових видів риб в дикі умови, щоб не підірвати біорізноманіття місцевої фауни [234].

Акліматизація нових риб, у тому числі з метою біологічної меліорації, у водні об'єкти Балхашської зоогеографічної провінції спричинила значемий вплив на аборигенні види риб.

Так, вселення чужорідного судака у невеликі водні об'єкти Балхашського басейну через короткий час призвело до повного знищення аборигенних видів риб [235]. Так дослідженнями Н. Ш. Мамілова з співавторами було встановлено, що в 1998-2004 рр. відбулося скорочення ареалів і зменшення чисельності балхашського окуня, балхашської маринки, гольця Северцова і тибетського гольця [236]. Пізніше Н. Ш. Маміловим із співавт. було встановлено подальше розширення ареалу судака і появу нових видів риб (змієголова, горчаків та ін.), що свідчить про триваючу інтродукцію, яка в даний час проводиться приватними особами і становить серйозну загрозу збереженню різноманіття аборигенної іхтіофауни [237].

Таким чином, акліматизація нових видів риб повністю змінила склад іхтіофауни Балхашської зоогеографічної провінції [238].

Ю. В. Пилипенко за результатами багаторічного екологічного моніторингу 56 малих водосховищ півдня України, призначених для питного й технічного водопостачання та забезпечення потреб зрошувального землеробства, встановив, що основу іхтіофауни малих водосховищ, у формуванні якої переважають стихійні процеси, складають малоцінні короткоциклічні види риб, що виключає можливість досягнення біомеліоративного ефекту та призводить до поступового накопичення органічної маси автохтонного походження й спричиняє вторинне забруднення.

Впровадження біологічних методів меліорації шляхом формування штучних іхтіоценозів пасовищного типу із залученням до їх складу цінних видів риб різної харчової спеціалізації забезпечує трансформацію у рибопродукцію органічні речовини автохтонного походження, які спричиняють забруднення гідроекосистем, дозволяє стримати процес їх деградації, створює передумови для стабілізації та поліпшення якості води, що є підставою для переходу малих водосховищ у більш високі категорії якості [239].

Проблемою малих водойм комплексного призначення є те, що при порушенні екологічного стану відбувається зміна іхтіоценозу. Дуже часто цінні промислові види риб витискуються дрібними непромисловими рибами. Тому необхідно впроваджувати також меліорацію видового складу популяцій риб. Більшість проблем з розселенням малоцінних видів риб пов'язана з недостатнім пресом хижаків, у зв'язку з чим рекомендується зариблювати подібні водойми хижими рибами – судаком, щукою, сомом [240].

Склад фауни риб водовідних каналів визначається складом водних об'єктів, які пов'язують канали. Наприклад, склад риб каналу Дніпро-Донбас визначається, в першу чергу, складом іхтіофауни Кам'янського (до 2017 р. Дніпродзержинського) водосховища, звідки забирається вода у канал. Надалі склад фауни риб багато в чому залежить від режиму експлуатації каналу, видових особливостей риб і екологічного стану окремих ділянок цього штучного водотоку. При цьому, поряд зі змінами видового складу, можуть відбуватися зміни чисельності окремих видів [241].

Наприкінці 1980-х років у районі водозабору каналу на Дніпродзержинському водосховищі та у самому магістральному каналі «Дніпро–Донбас» було знайдено 34 види риб. В останнє десятиріччя іхтіофауна каналу «Дніпро–Донбас» зазнала значних

змін - як у якісному складі, так і у структурі іхтіокомплексу, кількісних параметрах популяцій риби.

В 2010 р. УкрНДІЕП був розроблений проект режиму проведення робіт з біологічної меліорації каналу «Дніпро-Донбас», де на підставі вивчення екологічного стану каналу були розраховані нормативи зариблення рибами-меліорантами (далекосхідними рослиноїдними видами) ділянки каналу Дніпро-Донбас від головної водозабірної споруди до насосної станції № 9 [242].

При оцінці екологічної ефективності біологічної меліорації ділянки каналу Дніпро-Донбас від головної водозабірної споруди до насосної станції № 3, на якій проводилося зариблення рибами-меліорантами, було встановлено зниження питомої біомаси (кг/м²) і умовних (розрахованих за приростом білого амуру) площ заростання вищими водними рослинами ложа каналу. Крім того, за період з 1 вересня 2011 р. до 1 жовтня 2012 р. спостерігалось різке (в 5-10 разів) зниження надходження біоперешкод (водних рослин) і наростання поселень дрейссени на решітках насосних станцій. Отримані факти свідчать про перспективність і необхідність продовження біомеліоративних робіт на трасі каналу Дніпро-Донбас [243].

В 2014–2015 рр. у складі іхтіофауни каналу «Дніпро-Донбас» та Орільківського і Краснопавлівського водосховищ було зареєстровано 33 види риби, з яких 6 видів чужорідних, у тому числі білий амур, білий і строкатий товстолобики. Зариблення цими видами далекосхідного комплексу дозволяє більш повно формувати біомеліоративний ефект за рахунок вилучення надлишків рослинної біомаси [241].

Іхтіофауна малих водосховищ у Харківській області також складалася на базі складу риби малих річок, на яких такі водосховища були створені. Так, формування іхтіофауни Берекського водосховища (Харківська обл., площа 320га) відбувалося головним чином стихійно за рахунок аборигенних видів р. Берека. У подальшому, в тому числі й для біологічної меліорації, проводилось вселення цінних об'єктів пасовищної аквакультури. Після цього спостерігалось поліпшення структурно-функціональних показників аборигенної іхтіофауни [244].

Видовий склад іхтіофауни іншого малого водосховища у Харківській області - Трав'янського, складався на основі складу риби р. Харків і під дією факторів, пов'язаних з виникненням водосховища та рибогосподарської діяльності. Протягом ряду років, головним чином для збільшення рибопродуктивності водойми,

проводилося його зариблення товстолобиками (білим та строкатим) і білим амуром. Крім того, протягом декількох років на акваторії водосховища проводили вирощування товарної риби (коропа) у садках. Виробництво риби було невелике, максимальна кількість риби була вирощена у 1991 р. й становила 35 тонн. В останні десятиріччя роботи по цьому напрямку не проводились.

В даний час у складі риб водосховища відзначається 19 видів риб, серед яких масовими є лящ, судак, плітка, окунь, червонопірка, верховодка. Часто зустрічаються товстолобики (білий, строкатий та їх гібрид), короп, щука, плоскирка, карасі (срібний і золотий), голка-риба. Рідко зустрічаються йорж, бички (3 види) та білий амур.

Раніше зариблення Трав'янського водосховища рослиноїдними рибами було нерівномірне по роках і складало від 80,0 (1995 р.) до 7,7 (1998 р.) тис. шт. У 2018 р. УКРНДІЕП був розроблений проект «Розробка біологічного обґрунтування і Режиму біологічної меліорації Трав'янського водосховища Харківської області», в якому на підставі вивчення сучасного екологічного стану водойми були розраховані нормативи зариблення рибами-меліорантами (далекосхідними рослиноїдними) [245]. Екологічна ефективність заходів відповідно до цього проекту та вплив робіт з біомеліорації водосховища в останні роки на аборигенні види риб можуть бути визначені у найближчі роки.

Ще одне водосховище у Харківській області – Муромське - було створене на річці Муром - лівій притоці ріки Харків. Склад фауни риб цієї водойми подібний до складу Трав'янського водосховища, складався під дією факторів, пов'язаних з виникненням водосховища та рибогосподарською діяльністю. В даний час у складі риб водосховища також відзначається 19 видів. УКРНДІЕП в 2018 р. розробив проект «Розробка біологічного обґрунтування і Режиму біологічної Муромського водосховища Харківської області». У цьому проекті, на підставі вивчення сучасного екологічного стану водойми, були розраховані нормативи зариблення далекосхідними рослиноїдними рибами-меліорантами [246]. У найближчі роки може бути визначена екологічна ефективність заходів по цьому проекту.

Таксономічний склад іхтіофауни водойм-охолоджувачів, характер просторового розподілу риб і його фенологічні зміни визначаються впливом комплексу як природних, так і техногенних факторів. Багато в чому це пов'язано з

тим, що підвищена температура створює сприятливі умови для існування в них видів, не властивих для даного регіону.

Додаткову актуальність дослідженням складу та характеристик іхтіофауни водойм-охолоджувачів надає те, що ці водойми важливі для вирішення ряду проблем, пов'язаних із забезпеченням безпеки роботи енергооб'єктів, особливо атомних. Нормальна робота системи технічного водопостачання енергооб'єктів можлива тільки в тому випадку, якщо надходження біоперешкод не загрожує їх безпечній роботі. Багато в чому це залежить від рівня розвитку іхтіоценозів. Так, види-меліоратори допомагають контролювати заростання водойми, розвиток небажаних організмів - таких, як дрейссена (*Dreissena polymorpha* Pall.), і, навіть, боротися з цвітінням води [247-248].

При цьому наукові дослідження йдуть і в напрямку розширення видового складу риб, які покращують екологічний стан водойм-охолоджувачів. Ще на початку 2000-х років було висунуто пропозицію використовувати для біомеліорації водойм-охолоджувачів енергооб'єктів у комплексі з рослинними рибами детритофага піленгаса. Були розроблені біологічні обґрунтування на дослідне вселення з біомеліоративними цілями піленгаса у водойми-охолоджувачі Курської АЕС і Рязанської ГРЕС [250].

Аналіз літератури щодо іхтіомеліорації водойм-охолоджувачів електростанцій показує, що зариблення рибами-меліорантами за нормативами, які розраховуються виходячи зі стану груп гідробіонтів, які необхідно зменшити, часто дуже впливають на умови існування аборигенних видів риб. Наприклад, зменшення кількості зануреної рослинності може призвести до втрати нерестовищ для більшості представників аборигенної іхтіофауни.

Так, зменшення площі заростання гідрофітами літоральної зони водойми-охолоджувача Смоленської АЕС після вселення білого амура призвело до скорочення площі біотопів для мешкання і, відповідно, чисельності популяцій окремих лімнофілів - лина й червонопірки. Крім того, скорочення площі, зайнятої макрофітами у пригребельному плесі водойми-охолоджувача, яка придатна для нересту ляща, вплинуло на ефективність природного відтворення цього виду, і його запас у цій водоймі скоротився [251].

Підвищена температура та швидкість течії води, які можуть протягом короткого часу значно змінюватися (у залежності від робочої потужності енергооб'єкта), вплив гідротехнічних споруд, рибогосподарська діяльність і проведення заходів щодо біологічної меліорації спричиняють значний вплив на формування видового складу та біологічних характеристик окремих видів риб водойм-охолоджувачів. Крім того, на формування іхтіофауни може впливати й тип водойми-охолоджувача - прямоточний, замкнутий та ін.

Наведені причини визначають складний характер формування фауни риб водойм-охолоджувачів.

Дослідження водойми-охолоджувача Курської АЕС показали, що становлення його іхтіофауни є тривалий багатоступінчастий процес, в якому періоди відносної стабілізації чергуються з періодами швидкоплинних біотичних змін, обумовленими зміною характеру й рівня антропогенного впливу. На кожному етапі формування іхтіофауни її якісний і кількісний склад, а також характер просторового розподілу й сезонна динаміка визначається комплексом факторів як техногенного, так і природного характеру. Підігрів води й підвищений рівень біопродукційного процесів створюють передумови для акліматизації у водоймах-охолоджувачах риб-меліораторів, життєдіяльність яких підвищує безпеку роботи АЕС. В іхтіофауні водойми-охолоджувача Курської АЕС риби-меліоратори становлять 12 % [249].

Співробітники УкрНДІЕП проводили вивчення процесів формування фауни риб у водоймі-охолоджувачі Зміївської ТЕС [5,252-254]. Аналіз зібраних даних показав, що оз. Лиман, на базі якого побудовано водойму-охолоджувач Зміївської ТЕС, було замикаючим у ланцюзі Лиманських озер. За своїми характеристиками озеро було мілководним, сильно заростало вищими водними рослинами і було безстічним. Зважаючи на це, вода озера містила велику кількість солей (до 3 г/дм³) і характеризувалася напруженим кисневим режимом, що позначалося на складі риб, які у ньому мешкали. У 1920-30-х роках минулого сторіччя в оз. Лиман було виявлено лише кілька видів - карась золотий, окунь, в'юн. При цьому в окремі роки після суворих зим тут виживав тільки карась золотий [255].

Після будівництва водойми-охолоджувача заповнення її чаші здійснювалося водою р. Сіверський Дінець, що і визначило первинний склад іхтіофауни. У цей період тут зустрічалися майже всі види риб, які були характерні для ділянки р.

Сіверський Донець від м. Зміїва до м. Балаклія. Виняток становили лише нечисленні у річці та холодолюбні підкаменщик і минь. Загалом у перші роки існування водойми-охолоджувача тут було визначено 22 види риб з 7 родин, з яких 19 річкових видів і 3 вселенці (короп, пелядь і сом) [256].

Введення нових блоків електростанції та зростання теплового навантаження на водойму в наступні роки призвело до зникнення ряду звичайних раніше видів риб - в'язя, головня, синця й плоскирки. Перестала зустрічатися і пелядь - слабке промислове повернення зумовило припинення зариблення.

У той же час спостерігалось збільшення рибогосподарської діяльності на водоймі-охолоджувачі. Було розпочато вселення у водойму рослиноїдних видів риб (білого та строкатого товстолобиків, білого амура) і вирощування риби у садках. З садків часто (при їх пошкодженні) відбувалося стихійне зариблення водойми. У 1981 р. було проведено разове зариблення буффало. Тому, поряд зі зникненням менш теплолюбних риб, відбувалося збагачення складу риб за рахунок зариблення та з рибних садків (каналний сом). Загалом за період досліджень 1991 - 1998 рр. у водоймі було виявлено 25 видів риб з 8 родин. У 2000-2004 рр. загальний склад риб налічував 24 види риб з 7 родин.

Варто зазначити, що зміни фауни риб водойми, що розглядається, під впливом теплового навантаження і рибогосподарської діяльності відбуваються на фоні постійного впливу іхтіоценозу р. Сіверський Донець, зважаючи на наявність гідравлічного зв'язку між ними у періоди підкачки води. Станція підкачки ТЕС на річці обладнана електрозагороджувачами, що робить надходження риби на водозабір малоімовірним, однак поодинокі потрапляння личинок риб можливо. Тому виявлення у річці (в створі підкачки) нових видів риб вказує на ймовірність їх потрапляння у водойму-охолоджувач. Про це свідчить, наприклад, поява в 2002 р. у водоймі-охолоджувачі вида-інтервента - чорноморської голки-риби пухлощокої *Syngnathus nigrolineatus*, яка потрапила в р. Сіверський Дінець з дніпровських водосховищ по каналу Дніпро-Донбас [257,258]. У 2006 р. у водоймі-охолоджувачі поодинокі була виявлена колючка мала південна *Pungitius platygaster* і плоскирка *Blicca bjoerkna*. Плоскирка, яка є звичайним видом р. Сіверський Дінець, постійно мешкала у водоймі-охолоджувачі в перші роки роботи ТЕС [256], але зникла зі складу його фауни із зростанням теплового навантаження. В 2007 р. колючка мала південна у

водоймі-охолоджувачі не зустрічалася, проте було виловлено кілька особин плоскирки (довжиною тіла 14-20 см, вагою 50-200 г), що може свідчити про процеси відновлення популяції цього виду риби, яка мешкала тут у 60-і роки минулого століття.

У літній період 2007 р. у водоймі-охолоджувачі регулярно і повсюдно виявлявся каналний сом *Ictalurus nebulosus*, який зустрічався в уловах в 1991-1998 рр., але не був знайдений в 2000-2004 рр. Цей вид вирощується у рибоводних садках Лиманського рибгоспу, звідки може потрапляти у водойму-охолоджувач при їх пошкодженні. Канальний сом є теплолюбною рибю (температурний оптимум 25-30°C), хоч окремі автори вважають, що він може переносити зимівлю під льодом у ставках протягом 3-4 місяців [259]. Були виявлені дворічки сома довжиною тіла 15-23,5 см, вагою до 200 г. У той же час, є відомості про вилови у водоймі-охолоджувачі статевозрілих особин канального сома масою понад 1,5 кг. Остання обставина, а також непоодинокі (по кілька особин) виявлення риби у дуже віддалених один від одного районах, свідчить про те, що в даний час у водоймі склалася популяція даного виду риби. При встановленні тривалої холодної зими окремі особини канального сома можуть виживати, мігруючи в район водоскиду електростанції.

Загальна характеристика складу іхтіоценозу водойми-охолоджувача Зміївської ТЕС і зустрічальність окремих видів у промислових і контрольних уловах в різні роки представлені нижче у таблиці 2.14.

Таблиця 2.14. Видовий склад іхтіофауни водойми-охолоджувача Зміївської ТЕС та зустрічальність окремих видів у промислових і контрольних уловах

Вид риби	Зустрічальність, роки			
	1966-68	1991-98	2000-04	2008-11
Родина Cyprinidae				
Жерех <i>Aspius aspius</i>	+	+	+	-
Головень <i>Leuciscus cephalus</i>	+	-	-	-
Плоскирка <i>Blicca bjoerkna</i>	+	-	-	+
Карась срібний <i>Carassius auratus gibelio</i>	-	++	+++	+++
Карась золотий <i>Carassius carassius</i>	+	+	+	+
Лящ <i>Abramis brama</i>	+++	+++	+++	++

Вид риби	Зустрічальність, роки			
	1966-68	1991-98	2000-04	2008-11
Плітка <i>Rutilus rutilus</i>	++	++	++	++
Лин <i>Tinca tinca</i>	+	++	++	++
Синець <i>Abramis ballerus</i>	+	-	-	-
Товстолобик білий <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	-	+++	+++	+++
Товстолобик строкатий <i>Aristichthys nobilis</i>	-	+++	+++	+++
Білий амур <i>Stenopharyngodon idella</i>	-	++	++	++
Короп (сазан) <i>Cyprinus carpio</i>	++	++	++	++
Верховодка <i>Alburnus alburnus</i>	+++	+++	+++	+++
Горчак <i>Rhodeus sireceus</i>	-	+	+	+
Пічкур звичайний <i>Gobio gobio</i>	+	+	+	+
Червонопірка <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	+++	++	++	++
В'язь <i>Leuciscus idus</i>	++	-	-	-
Родина Percidae				
Окунь <i>Perca fluviatilis</i>	+++	+++	+++	+++
Судак <i>Stizostedion lucioperca</i>	+++	++	++	++
Йорж <i>Gymnocephalus cernua</i>	+	+	+	+
Родина Gobiidae				
Бичок мармуровий <i>Proterorhinus marmoratus</i>	+	++	++	++
Бичок-піщаник <i>Neogobius fluviatilis</i>	++	+	+	++
Родина Gobiidae				
Щиповка звичайна <i>Cobitis taenia</i>	++	+	+	+
В'юн <i>Misgurnus fossilis</i>	-	+	+	+
Родина Esocidae				
Щука <i>Esox lucius</i>	++	+	+	+
Родина Siluridae				
Сом <i>Silurus glanis</i>	+	+	+	+
Родина Ictaluridae				

Вид риби		Зустрічальність, роки			
		1966-68	1991-98	2000-04	2008-11
Канальний сом <i>Ictalurus nebulosus</i>		-	+	-	+
Родина Salmonidae					
Пелядь <i>Coregonus peled</i> (Gmelin)		+	-	-	-
Родина Catostomidae					
Буфало великоротий <i>Ictiobus cyprinellus</i>		-	+	-	-
Родина Syngnathidae					
Риба-голка пухлощека <i>Syngnathus nigrolineatus</i>		-	-	+	++
Разом	Видів	22	25	24	27
	Родин	7	8	7	8

Примітки: +++ - масовий вид; ++ - часто зустрічається; + - поодинокі екземпляри; - - в уловах не відмічений.

Восени 2007 р. неподалік від району водозабору Зміївської ТЕС з р. Сіверський Дінець був виявлений амурський чебачок. Це свідчить про можливість появи даного виду риби у складі іхтіоценозу водойми-охолоджувача

Вплив вселення риб-меліорантів на рибопродуктивність малих і технологічних водних об'єктів

У малих і технологічних водних об'єктах часто проводяться заходи щодо зміни складу риб, які в них мешкають. Причиною таких змін може бути підвищення рибопродуктивності, особливо це стосується рибогосподарських водойм, наприклад, рибоводних ставків. Іншою причиною є поліпшення експлуатаційних якостей водних об'єктів. Для водовідних каналів це поліпшення проточності (і обсягу води, яка подається по каналу), зниження цвітіння води і надходження біологічних перешкод на їх смітєутримуючі решітки. Для водойм-охолоджувачів енергооб'єктів - збільшення охолоджуючої здатності водойми за рахунок збільшення площі активної зони охолодження (через споживання рибами-меліорантами водних рослин), зниження накопичення органічної плівки на стінках конденсаторів турбін та надходження біоперешкод на водозабори. Також зазначені заходи проводяться з

метою зменшення поселень і розвитку молюсків (дрейссена) у внутрішній водовідній системі.

Незважаючи на різні причини штучного формування іхтіоценозів малих і технологічних водних об'єктів, практично завжди такі заходи відображаються на рибопродуктивності водойм.

В середні й невеликі за площею озера та водосховища Казахстану вселення нових видів риб здійснювалося головним чином з метою підвищення рибопродуктивності. У більшості водойм, особливо на півночі Казахстану, де були достатні кормові ресурси для риб, зариблення мало позитивний результат. Так, у водойми Акмолинської області (Есільській, або Ішимський басейни) за період з 1935 до 1988 рр. було здійснено 76 вселень (зариблення). У період 1972-1987 рр. тривало зариблення сазаном і лящем. Крім того, спектр видів риб, які завозились, був розширений з включенням ріпуса, білого товстолобика і білого амура. Рослиноїдні види риб вселялися і з метою біологічної меліорації водойм. Негативним моментом було проникнення у басейн небажаних вселенців китайського комплексу і балхашського окуня [20].

Вселення рослиноїдних риб в Хаузханське водосховище на Каракумському каналі закінчилося їх натуралізацією та створенням популяцій, які могли самовідтворюватися. Це зумовило збільшення частки рослиноїдних риб у загальному улові, яка у деякі роки досягала 75 % [260-262]. Зростали також улови вселенця сазана, а улови аборигенного вусаня зменшувалися [172].

Вважається, що вселення РІР у внутрішні водойми України дозволяє значно підвищити їх рибопродуктивність внаслідок більш повного використання природного кормового ресурсу. Було встановлено, що при сформованому різновіковому стаді інтродуцентів вони можуть забезпечити до 80 % видобутку риби у малих та середніх водосховищах [143].

З початку 80-х років минулого сторіччя товстолобика стали основними промисловими рибами водойми-охолоджувача Зміївської ТЕС. Щорічне зариблення цими рибами дозволило сформувати потужне промислове стадо. У 2007 р. був досягнутий максимальний вилов цієї групи риб за весь період рибогосподарського використання водойми, який складав 149,7 т [263].

Розрахунок коефіцієнтів кореляції між виловом рослиноїдних риб, які найчастіше застосовуються для біологічної меліорації, і загальним виловом, а також виловом аборигенних видів риб у малих і технологічних водних об'єктах різного господарського значення в різні роки показав наступне (табл.2.15).

Таблиця 2.15. Коефіцієнт кореляції Пірсона між виловом рослиноїдних (РІР) і аборигенних видів риб у малих та технологічних водних об'єктах різного господарського значення

Водний об'єкт, роки	Співвідношення показників вилову	Кореляція R	Джерело
Невеликі водосховища			
Берекське у Харківській області; 3,2км ² ; 2006-2009	Загальний - аборигенні	+0,913	244
	Загальний - РІР	+0,999	
	Аборигенні – РІР	+0,907	
Озера			
Мокра Буйвола, Крим; 7,5км ² ; 2005-2013	Загальний - аборигенні	+0,771	266
	Загальний - РІР	+0,875	
	Аборигенні – РІР	+0,367	
Свір, у Білорусі; 26,0км ² ; 1971-2009	Загальний - аборигенні	+1,000	267
	Загальний - РІР	+0,586	
	Аборигенні – РІР	+0,569	
Тишки у Челябінській області (РФ); 25,5км ² ; 1958-2016	Загальний - аборигенні	+0,999	268
	Загальний - РІР	+0,860	
	Аборигенні – РІР	+0,839	
На трасах водовідних каналів			
Південне водосховище (в кінці каналу Дніпро-Кривий Ріг); 2007-2011	Загальний - аборигенні	+0,720	269
	Загальний - РІР	+0,998	
	Аборигенні – РІР	+0,680	
Хаузханське водосховище на Каракумському каналі, Туркменістан; 1967-1974	Загальний - аборигенні	0,999	270
	Загальний - РІР	0,980	
	Аборигенні – РІР	0,979	
Водойми-охолоджувачі			
Черепетської ТЕС, РФ; 1984-1988	Загальний - аборигенні	-0,536	271
	Загальний - РІР	+0,994	
	Аборигенні – РІР	-0,621	
Змиєвської ТЕС, 1980-2007	Загальний - аборигенні	-0,615	272,273
	Загальний - РІР	+0,981	
	Аборигенні – РІР	-0,753	

Хмельницької АЕС, 2009-2015	Загальний - аборигенні	+0,336	274
	Загальний - РІР	+0,998	
	Аборигенні – РІР	+0,274	

Аналіз наведених у таблиці даних показує, що у невеликих водосховищах, озерах і водних об'єктах спеціального господарського призначення (водоймах-охолоджувачах електростанцій, водосховищах на трасах водовідних каналів) вселення рослинних риб дозволяє значно збільшити рибопродукцію. Крім того, як показують результати наших досліджень, рослинні риби не лише підвищують рибопродукцію, а й покращують експлуатаційний (для головного водокористувача або водоспоживача) стан таких водних об'єктів і дають економічний ефект промисловим підприємствам [275-279].

Напрями оцінки впливу вселення видів-меліорантів на склад і характеристики іхтіоценозів малих і технологічних водних об'єктів

Проведені дослідження показують, що для оцінки впливу вселення видів-меліорантів на іхтіоценози малих і технологічних водних об'єктів необхідно на підставі вивчення результатів власних іхтіологічних досліджень та динаміки уловів риби рибпромислових організацій. проведення наступних досліджень:

1. Встановлення таксономічного складу, зустрічальності окремих видів риб

Про необхідність проведення робіт з цього напрямку свідчать дані, які були отримані на двох озерах Білорусі, де була проведена оцінка впливу зариблення білоруських озер Великі Швакшти (9,6 км²) і Малі Швакшти (1,9 км²) рослинними та хижими рибами. Показано, що вплив білого амура позначився на екосистемі озер у цілому, в тому числі на формуванні нових умов для нагулу риб. Це, а також вселення додаткової кількості щуки, призвело до зміни трофічного й рибогосподарського статусу водойм.

Рибне населення обох водойм було представлено комплексом аборигенних видів, характерних для більшості водойм Білоруського Поозер'я. За складом іхтіофауни оз. Б. Швакшти раніше характеризувалося як плітково-окуневе, оз. М. Швакшти - карасево-линеве [280]. З 2003 до 2008 рр. в оз. Б. Швакшти з метою підвищення рибопродуктивності й привабливості для рибалок-аматорів були зроблені

посадки щуки, вугра, коропа, білого амура й строкатого товстолобика. Вже до кінця 2008 р. були виявлені кардинальні зміни екологічної ситуації в озері під впливом рослинної риби [281].

Основу промислової іхтіомаси в оз. Б. Швакшти раніше складали плітка (до 60 % загального улову) та окунь (19,7 %), по оз. М. Швакшти - лин і карась звичайний (сумарно 87 %). В останні роки основу уловів визначали два види - лящ (в середньому 55,7 % вилову в оз. Б. Швакшти і 19,3 % в оз. М. Швакшти) та щука (16,2 і 65,2 % відповідно), а склад іхтіоценозів обох озер можна характеризувати як лящево-щучо-плітковий.

Загальна біомаса рибного стада водойм зменшилася (в оз. Б. Швакшти зі 106 кг/га на кінець 80-х рр. до 60 кг/га на даний час, в оз. М. Швакшти з 66,4 до 42,9 кг/га відповідно) за рахунок перебудови іхтіоценозу в бік більш довгоциклічних видів і зростання частки хижаків у структурі угруповання.

Вплив вселення нових риб, на думку В. Г. Костоусова з співавт., можна розглядати з позитивної та негативної сторін. На тлі зниження якості вод збільшилося біологічне різноманіття іхтіофауни водойм за рахунок вселенців. У структурі іхтіоценозу замість прибережно-зарослевих форм стали переважати відкрито-профундальні й пелагічні форми, що поліпшило промислову обстановку та знизило питомі витрати на ведення рибного промислу. Змінилася якісна значущість уловів у бік різкого переважання господарсько-значущих видів. Якщо на кінець 80-х рр. частка цінних промислових видів на оз. Б. Швакшти становила лише 16,3 %, а 83,7 % припадало на малоцінні (з яких 79,7 % - плітка й окунь), то у даний час 89,4 % уловів представлені «цінними» видами [281].

Подібні зміни у структурі рибного населення відбулися у р. Пасвик (прикордонна річка між Росією і Норвегією) після інтродукції ряпушки. Основні зміни у структурі рибного населення були наступні:

1. Ряпушка стала домінантним видом у зоні пелагіалі, при цьому потіснила середньотичинкового сига та знизила його чисельність.

2. Середньотичинковий сиг-планктофаг у віці сьоголетки й дворічки перейшов з пелагіалі у профундальну зону, а щука та минь (довжиною понад 30см) перемістилися в літоральну зону [10].

2. Аналіз біологічних характеристик, вікової, статеві структури й темпу зростання риб

Про необхідність дослідження біологічних показників аборигенних і чужорідних видів риб, які вселяються, свідчать нещодавні дослідження Н. В. Ільмаста з співавт. Дослідниками при оцінці впливу вселення в Урозеро (РФ, Карелія, площа - 13.4 км²) нових видів риб використовувалися дані за біологічними показниками аборигенного окуня й виду, який був інтродукований - ряпушки [178].

Про необхідність дослідження біологічних показників видів риб, які використовуються у біологічній меліорації, свідчать і дослідження УКРНДІЕП (раніше ВНДІВО, УкрНЦОВ, УкрНДІЕП) [263-265]. Такі дані необхідні як для з'ясування процесу біологічної меліорації водного об'єкта, так і для оцінки екологічного (а також розрахункового економічного) ефекту заходу. Крім того, ці дані використовуються для визначення необхідності корекції нормативів зариблення (а можливо й видового складу) риб-меліорантів.

Зариблення водойми-охолоджувача Зміївської ТЕС рослиноїдними видами риб почалося у 1968 р. Спочатку проводилося вселення личинок і річників товстолобиків (білого й строкатого) і білого амура. Однак промислове повернення було недостатнім. Тому з 1979р. в якості посадкового матеріалу рослиноїдних риб стали використовуватися дворічки.

Первинною метою вселення рослиноїдних видів риб було підвищення рибопродуктивності водойми-охолоджувача. Однак з 1984 р. УкрНДІЕП після всебічного дослідження екосистеми водойми-охолоджувача Зміївської ТЕС запропонував проводити його біологічну меліорацію. Тому з того часу рибгоспу, що існує на водоймі-охолоджувачі, УкрНДІЕП щорічно пропонував нормативи зариблення, які розраховувалися на підставі вивчення поточного стану екосистеми водойми та необхідність обмеження певних груп гідробіонтів. Слід зазначити, що ці рекомендації виконувалися не в повному обсязі та не завжди.

В 1995 р. у водоймі-охолоджувачі була виявлена дрейссена. Із зростанням популяції молюска спостерігалось зниження біомеліоративного ефекту від вселення товстолобиків, незважаючи на досить великі обсяги зариблення. У той же час, як показали наші спостереження, при масовій загибелі дрейссени (2001 і 2002 рр.) фітопланктонні організми дуже швидко збільшували свою біомасу [263].

Нижче представлені результати досліджень УКРНДІЕП стосовно зростання риб-меліорантів у водоймі-охолоджувачі Зміївської ТЕС у різні роки.

Товстолобики

У табл. 2.16 представлені результати дослідження зростання товстолобиків у різні роки (крім першого, коли зарибок відбувався не у водоймі, а в місці вирощування - ставках або садках).

Таблиця 2.16 Зростання товстолобиків у водоймі-охолоджувачі Зміївської ТЕС в різні роки, см, [265]

Білий товстолобик								
Вік, років	1986-88	1997-99	2000-02	2003	2004	2005	2006	2007
2	39,6	26,6	29,9	26,6	30,4	28,4	-	22,0
3	54,2	35,3	40,8	-	-	38,0	40,0	-
4	-	62,1	50,7	43,5	-	-	52,0	46,5
Строкатий товстолобик								
Вік, років	1986-88	1997-99	2000-2004		2005	2006	2007	
2	38,3	24,0	29,5		29,0	-	38,0	
3	59,7	31,8	32,9		-	44,5	56,6	
4	-	-	-		-	-	59,0	

Дані табл. 2.16 свідчать про флуктуації швидкості зростання товстолобиків у різні роки. З появою і розвитком у водоймі-охолоджувачі дрейссени, яка є харчовим конкурентом товстолобиків, стан популяції молюска став, на нашу думку, визначальним фактором зростання цих риб у кожен конкретний рік. Так, збільшення зростання товстолобиків у 2000-2002 рр. ми пов'язуємо з масовою (до 80-90 %) загибеллю дрейссени - кормового організму для товстолобиків - у літні періоди цих років. Подібне явище спостерігалось і в 2006 р., коли в літній період спостерігалася загибель молюска. У 2007 р. також відмічалася загибель молюска, яка складала, за нашими спостереженнями, від 80 до 40 % поселень дрейссени (у залежності від віддаленості місця скиду вод електростанції) [263-265].

Білий амур

Показники зростання білого амура у водоймі-охолоджувачі Зміївської ТЕС свідчать про сприятливі умови його нагулу (табл. 2.17). Це дозволяє розглядати цей вид як важливий елемент біомеліоративних заходів.

Таблиця 2.17 Зростання білого амура у водоймі-охолоджувачі Зміївської ТЕС в різні роки, см, [265]

Вік, років	1986-1989	1990-1993	2003-2004	2006-2007
2	24,2	25,6	27,3	26,8
3	27,3	41,3	43,0	39,5
4	47,3	51,8	-	-
5	-	-	-	72,0

3. Вивчення харчування риб і встановлення змін трофічної структури іхтіоценозу

Як зазначалося вище, вселення риб-меліорантів для біологічної меліорації часто відбивається на харчових ланцюгах аборигенних видів риб, які склалися раніше в конкретному водному об'єкті. Тому одним з напрямків вивчення змін в іхтіоценозі при проведенні біологічної меліорації є вивчення харчування риб і встановлення змін трофічної структури іхтіоценозу.

Доцільність таких досліджень підтверджується роботами на ряді водних об'єктів. Так на річці Пасвик було встановлено, що після інтродукції ряпушки на харчування цією рибою активно переключилися хижі риби. У спектрі їх харчування спостерігалася заміна сига на ряпушку [10].

При оцінці впливу вселення нових видів риб на екосистему оз. Урозеро (РФ, Карелія, площа - 13.4 км²) було встановлено, що у даний час в харчуванні найбільш масового аборигенного виду – окуня - вселенець ряпушка стала займати значну частку [178].

Висновки

Таким чином, проведені дослідження свідчать про наступне:

1. Іхтіофауна малих і технологічних водних об'єктів звичайно характеризується невисоким видовим різноманіттям. Тому проведення на таких водних об'єктах заходів біологічної меліорації слабо позначається на фауні риб, які в них мешкають. У той же час, при аналізі видового складу риб конкретного водного об'єкта велику увагу слід звертати на можливість існування в ньому рідкісних і червонокнижних видів, оскільки поява чужорідних видів-меліорантів може призвести до повного їх зникнення.

2. Аналіз даних літератури й власних досліджень на ряді водних об'єктів спеціального господарського призначення (водоймах-охолоджувачах електростанцій, водосховищах на трасах водовідних каналів) показує, що вселення риб-меліорантів (зокрема, рослиноїдних) дозволяє значно збільшити рибородукцію.

3. Для оцінки впливу вселення видів-меліорантів на іхтіоценози малих і технологічних водних об'єктів необхідно на підставі вивчення результатів власних іхтіологічних досліджень та динаміки уловів риби рибопромислових організацій проведення наступних досліджень:

- встановлення таксономічного складу, зустрічальності окремих видів риб;
- аналіз біологічних характеристик, вікової, статевої структури й темпів зростання риб;
- вивчення харчування риб і встановлення змін трофічної структури іхтіоценозу.

2.2. За змінами функціональних особливостей малих та технологічних водних об'єктів

Ефект від проведення біологічної меліорації часто оцінюється лише з позицій отримання додаткової рибної продукції. Значення ж таких робіт для функціонування конкретних водних об'єктів у більшості досліджень оцінюється тільки якісно. Екологічні, а тим більш економічні оцінки ефективності біологічної меліорації з точки зору поліпшення використання водних об'єктів основними водокористувачами (водоспоживачами) через складність їх визначення часто відсутні. У той же час, роботи, які були виконані в УКРНДІЕП, показують, що проведення біологічної меліорації, крім поліпшення загального екологічного стану водних об'єктів різного господарського призначення, можуть покращувати їх експлуатаційні характеристики. Так, проведені нами розрахунки показали, що розрахункова економічна ефективність послуг Лиманського рибгоспу з біологічної меліорації водоймища-охолоджувача Зміївської ТЕС навіть за вирахуванням витрат на підкачування води для Лиманського риборозплідника досягала значних величин і змінювалася в 2004-2011 рр. від 23,6 до 2013,2 млн. грн. [282,283].

Крім того, функціональні особливості малих і технологічних водних об'єктів різного господарського призначення мають специфічні відмінності. Тому підходи до оцінки екологічної ефективності їх біологічної меліорації можуть відрізнятись.

Водойми-охолоджувачі

Теплове навантаження, обумовлене надходженням скидних вод електростанцій, є потужним екологічним фактором, що призводить до структурних та функціональних зрушень у біоценозах на всіх трофічних рівнях і порушує рівновагу між окремими компонентами екосистеми.

Однією з істотних причин погіршення роботи ТЕС є зниження теплообміну та зменшення вакууму на конденсаторах турбін і перевитрата палива через відкладення на поверхні трубок теплообмінників мінеральних та органічних речовин, що утворюють плівку. При цьому органічна плівка має в 6 разів меншу теплопровідність у порівнянні з мінеральними відкладеннями [284]. Внаслідок утворення на мідних трубках конденсаторів шару товщиною 0,1 мм тепловіддача знижується більш ніж у 4 рази [285].

Утворення органічної плівки обумовлено високим вмістом у воді водоймоохолоджувачів органічних речовин, що, зокрема, може бути пов'язане з надмірним розвитком гідробіонтів. Так, масовий розвиток - "цвітіння" - фітопланктону супроводжується інтенсифікацією процесів осадження карбонатів кальцію – утворенням накипу. [286]

Було встановлено, що обростання безпосередньо у системі водопостачання станцій можуть призводити до серйозних порушень технологічних процесів [287,288]. Підсилюється гідравлічний опір за рахунок збільшення шорсткості стінок, зменшується перетин трубопроводів навіть до повного закупорювання, спостерігається зниження ефективності роботи фільтраційного обладнання і т. п. При цьому частка органічних речовин у відкладеннях - наприклад, конденсаторів турбін Зміївської ТЕС - становила 5,7-20,0 %. Крім того, там були виявлені відмерлі водні рослини, розвивалися бактеріальні відкладення [289]. Отже, органічна частина забруднень є досить істотною, що обумовлює необхідність зниження кількості органічних речовин в охолоджуючій воді.

Нормальна робота систем водопостачання ТЕС можлива лише при збереженні передбачених проектними розробками функціональних характеристик водоймоохолоджувачів. У той же час, їх функціональні властивості можуть погіршуватися внаслідок розвитку у водоймах біологічних перешкод. Так, інтенсивний розвиток вищої водної рослинності (ВВР) скорочує площу активної зони й різко погіршує ефективність охолодження води [284].

У періоди масового відмирання рослин або тварин погіршується якість води, що викликає забруднення теплообмінних апаратів органічними відкладеннями. Аналогічні перешкоди виникають під час масового розвитку водоростей, що викликає «цвітіння» води [290-292]. «Цвітіння» води є однією з основних причин виникнення біоперешкод у роботі систем водопостачання енергетичних об'єктів, що може призвести до надзвичайних ситуацій. Тому своєчасне виявлення цього явища та вжиття заходів з його попередження або усунення є одним із аспектів забезпечення безпечного функціонування електростанції [290].

При «цвітінні» води охолоджуюча здатність водойми погіршується також внаслідок зниження тепловіддачі в атмосферу [290-292].

Великі технічні труднощі у перекачуванні води можуть створювати тварини - обростателі (дрейссена, губки та ін.) [291].

Великі експлуатаційні труднощі створюються й при надмірному розвитку ВВР, яка перешкоджає поширенню циркуляційного потоку, чим знижує охолоджувальний ефект водойм-охолоджувачів, збільшує надходження біоперешкод на водозабори електростанцій та утворює відкладення у теплообмінних апаратах [287,293].

Досвід багаторічних досліджень УКРНДІЕП на водоймі-охолоджувачі Зміївської ТЕС показує, що біологічна меліорація є дуже вигідною для електростанції – за рахунок розширення активної зони (зменшення кількості ВВР білим амуром) і зниження утворення органічної плівки на стінках конденсаторів турбін (споживання фітопланктону товстолобиками) [282,283]. Результати розрахунків, проведених за даними натурних досліджень, представлені у табл. 2.18. і 2.19.

Таблиця 2.18. Вплив рослиноїдних риб на утворення органічної плівки на стінках трубок конденсаторів і зниження перепалу вугілля Зміївською ТЕС, [283]

Показники		Роки						
		2004	2005	2006	2007	2008	2010	2011
Середнє зниження вмісту у воді органічних речовин (за сух. реч.)	Білим товстолобиком	414,7	343,3	348,8	216,9	371,2	192,7	184,7
	Строкатим товстолобиком	115,6	95,7	97,2	145,3	102,9	21,2	25,1
	Білим амуром	17,4	50,5	84,5	172,7	153,2	100,3	114,6
	Разом, тонн	547,7	489,5	530,5	534,9	627,3	314,2	324,4
	мг/дм ³	16,17	14,45	15,67	15,59	18,28	9,2	9,5
Запобігання утворенню органічної плівки, мм/рік		$13,4 \cdot 10^{-4}$	$12,0 \cdot 10^{-4}$	$13,0 \cdot 10^{-4}$	$12,9 \cdot 10^{-4}$	$15,2 \cdot 10^{-4}$	$7,6 \cdot 10^{-4}$	$7,9 \cdot 10^{-4}$

Таким чином, ефективність біологічної меліорації водойм-охолоджувачів можливо визначати на підставі оцінки зміни накопичення органічної плівки на стінках конденсаторів турбін, поліпшення охолоджуючої здатності водойми-охолоджувача за рахунок збільшення площ активної зони охолодження й зниження в ній питомих біомас вищої водної рослинності. Крім того, про хід біомеліоративних

процесів можуть свідчити дані щодо обсягів надходження різних видів біологічних перешкод (вищі водні рослини, моллюск-дрейссена та ін.) на водозабірні споруди та рівень наростання біоперешкод (зокрема, поселень дрейссени) у водовідних системах.

Таблиця 2.19. Вплив білого амура на охолоджуючу здатність водойми-охолоджувача, [283]

Показники		Роки						
		2004	2005	2006	2007	2008	2010	2011
Споживання ВВР білим амуrom, т		128,0	371,3	620,0	1042,7	1130,0	607,54	693,75
Середня біомаса ВВР в активній зоні, кг/м ²		2,19	1,46	1,05	0,97	0,81	*0,90	0,98
Максимальні глибини поширення ВВР, м		2,1	3,0	3,0	3,0	3,0	-	2,9
Зниження річних площ ВВР білим амуrom, га	Разом	5,84	25,43	59,05	76,8	139,5	24,80	28,32
	В активній зоні	0,91	11,49	26,69	34,70	61,05	11,21	12,80

Примітки: *середня у 2008 та 2011 рр.

Водоводні канали

Погіршення експлуатаційних показників і створення труднощів в експлуатації каналів при заростанні їх русел зануреною водною рослинністю було встановлено ще у 1970-ті роки. Було відзначено, що заростання, зокрема, Каракумського каналу, знижувало його проектну пропускну здатність у 3,5-4 рази [294, 295].

Один з основоположників біологічної меліорації каналів в Україні П. С. Вовк зазначав, що водна рослинність, утворюючи нерідко суцільні зарості на протязі всієї траси каналів, створює великі труднощі в його експлуатації. При цьому, перш за все, відбувається зниження пропускну здатності каналу, збільшення втрати води на випаровування, підвищення рівня й посилення тиску води на укуси, що може викликати їх руйнування та призвести до інших небажаних наслідків. На ряді каналів багато рослин легко вимиваються й зносяться течією, накопичуються у великих

кількостях на загороджувальних решітках, чим порушують нормальний ритм роботи насосних станцій і створюють у деяких випадках аварійні ситуації. Нарешті, рослинність при відмиранні розкладається та погіршує якість води, прискорює процеси замулення каналу [296].

Гідравліками було встановлено, що зниження пропускної здатності при заростанні каналів відбувається не стільки за рахунок зменшення поперечного перерізу русла, скільки за рахунок гідравлічного опору руху води, що викликає рослинність [297-299].

Крім вищої зануреної водної рослинності, великий вплив на гідравлічний опір каналів спричиняє розвиток фітопланктону (перш за все, синьозелених водоростей), як це було встановлено на Азовському та Нижньо-Донському магістральних, Великому Ставропольському каналах та зрошувальних системах Ростовської області [300-302].

Вважається, що у південних регіонах найбільш серйозними перешкодами руху потоку в руслах каналів у літній період є синьозелені водорості, біомаса яких за сприятливих умов досягає 2000-4000 г/м² [303].

Тому, якщо вчасно не видалити рослинність, значення коефіцієнтів шорсткості та гідравлічного опору різко зростають і пропускна здатність каналів суттєво зменшується [304].

Заростання каналів водними рослинами (перш за все, зануреними) і розвиток фітопланктону погіршують гідравлічні характеристики каналів. У таких умовах закономірно знижується ефективність перекачування води. Кількісних характеристик зменшення продуктивності роботи насосів при прокачуванні по зарослому руслу каналу та збільшенні кількості у воді водоростей в наявних літературних джерелах знайти не вдалося. Однак є відомості, що при зниженні кількості рослинності у каналах спостерігається зниження витрати електроенергії на перекачку води [305].

З цих позицій показниками зміни функціональних особливостей та екологічної ефективності біологічної меліорації водоводних каналів будуть зміни площ заростання й питомої біомаси (кг/м²) вищої водної рослинності. Важливими показниками поліпшення функціонального стану водоводних каналів є також питома біомаса (мг/л) і структура (питома вага синьозелених водоростей) фітопланктону.

Через питне призначення каналу Дніпро-Донбас застосування хімічних засобів для зниження розвитку в ньому занурених ВВР неприпустимо. Можливо тільки механічне прибирання занурених ВВР або їх вилучення білим амуром. УКРНДІЕП була проведена оцінка ефективності біологічної меліорації ділянки каналу Дніпро-Донбас від головної водозабірної споруди (ГВС) до насосної станції (НС) №3. Роботи включали розрахунок впливу вилучення рибами-меліорантами гідробіонтів, які підлягають обмеженню згідно з обсягами зариблення рибами-меліорантами, та фактичного приросту цих риб у каналі. Крім того, проводилась оцінка впливу цих робіт на інтенсивність надходження біоперешкод і появу поселень дрейссени на водоочисних решітках насосних станцій [306,307]. Отримані результати представлені у табл. 2.20.

Таблиця 2.20. Розрахунок впливу білого амура на занурені ВВР, [306]

Показник		Відрізок каналу		
		Від ГВС до НС №1	Від НС №1 до НС №2	Від НС №2 до НС №3
Довжина, км		23,07	20,93	18,25
Було до зариблення (2010 р.)	Середня ширина, м	3,5	3,5	3,5
	Площа, га	8,0745	7,3255	6,3875
	Питома біомаса, кг/м ²	3,5	2,1	2,4
	Загальна маса, т	186,5	101,6	101,2
Спожито білим амуром (2012 р.)	т	102,5	93,50	79,50
	Умовних га	5,8571	8,9048	6,525
	%, га	72,5	121,5	102,2

Надходження на водозабірні споруди насосних станцій біоперешкод, перш за все занурених вищих водних рослин, вимагає зупинки насосів та очищення їх сміттєутримуючих решіток. Обсяг біоперешкод, що надходять на насосні станції при прокачуванні води по каналу Дніпро-Донбас, ніколи не визначався, тому дати кількісну оцінку зниження їх надходження завдяки біомеліоративному впливу риб-меліорантів не представлялося можливим. У той же час, наші спостереження й

відомості чергових на станціях підкачки свідчать про різке (у 5-10 разів) зниження надходження біоперешкод (занурені вищі водні рослини або поселення дрейссени на сміттеутримуючих решітках).

Тому якісна оцінка свідчить про сприятливий вплив біомеліорації на значне зниження надходження біоперешкод до насосних станцій.

Рибоводні ставки

Головною функціональною особливістю рибоводних ставків є забезпечення сприятливих умов для існування й росту риби та високої рибопродуктивності. Тому важливим підходом до оцінки екологічної ефективності біологічної меліорації рибоводних ставків буде поліпшення газового режиму за рахунок зниження частки синьозелених водоростей і викликаного ними цвітіння води. Це зменшить імовірність втрат кормової бази (планктону та зообентосу) і риби через замори при масовому розвитку фітопланктону (особливо синьозелених водоростей), як це спостерігалось нами у рибоводному ставку під Харковом [308,309]. Тому ефективність біологічної меліорації рибоводних ставків доцільно оцінювати за зміною ростових показників риби, яка вирощується у ставках, стану її кормової бази (фітопланктон, у тому числі частка синьозелених водоростей; зоопланктон і зообентос) та рибопродуктивності.

Висновки

Оцінку екологічної ефективності біологічної меліорації за змінами функціональних особливостей малих і технологічних водних об'єктів можна проводити у залежності від типів водних об'єктів.

Водойми-охолоджувачі

Ефективність біологічної меліорації водойм-охолоджувачів визначається на підставі оцінки зміни накопичення органічної плівки на стінках конденсаторів турбін, поліпшення охолоджуючої здатності водойми-охолоджувача за рахунок збільшення площ активної зони охолодження та зниження в ній питомих біомас вищої водної рослинності. Крім того, про хід біомеліоративних процесів можуть свідчити дані щодо обсягів надходження біологічних перешкод на водозабірні споруди й рівень наростання біоперешкод (зокрема, поселень дрейссени) у водоводних системах.

Водоводні канали

При біологічній меліорації водоводних каналів її ефективність буде визначатися зменшенням площ заростання і питомих біомас ($\text{кг}/\text{м}^2$) вищої водної рослинності, а також зниженням загальних питомих біомас ($\text{мг}/\text{л}$) і частки синьозелених водоростей.

Рибоводні ставки

Ефективність біологічної меліорації рибоводних ставків доцільно оцінювати за зміною ростових показників риби, яка вирощується, стану її кормової бази та рибопродуктивності.

ВИСНОВКИ

Даний науковий звіт є I етапом виконання НДР «Оцінка екологічної ефективності біологічної меліорації водних об'єктів України».

На I етапі НДР виконано аналіз вітчизняного та закордонного досвіду щодо встановлення підходів і визначення показників зміни стану основних екологічних груп гідробіонтів, а також функціональних характеристик водних об'єктів різного господарського призначення. У звіті наведено вибрані показники окремих груп гідробіонтів.

2. Підходи до оцінки екологічної ефективності біологічної меліорації водних об'єктів України загальногосподарського призначення

Зміни фітопланктону

Оцінку екологічної ефективності біологічної меліорації водних об'єктів загальногосподарського призначення можна проводити за змінами окремих показників фітопланктонного угруповання:

- загальної чисельності (млн. кл/л) й питомої біомаси (мг/л);
- співвідношення основних відділів водоростей.

Зміни вищих водних рослин

Оцінку екологічної ефективності біологічної меліорації водних об'єктів загальногосподарського призначення за станом вищих водних рослин можна виконувати за змінами наступних показників:

- структура та флористичний склад угруповань вищих водних рослин;
- ступінь заростання водойм, % від загальної площі;
- щільність заростання, кг/м²;
- загальна біомаса рослинності, т/га.

Як і для досліджень фітопланктону, в останній час для вивчення стану вищих водних рослин набув великого розповсюдження метод дистанційного зондування. Широке застосування отримало використання у даних цілях космічних знімків.

Зміни зоопланктону

Оцінку екологічної ефективності біологічної меліорації водних об'єктів загальногосподарського призначення можна проводити за змінами таких показників зоопланктонного угруповання:

- загальної чисельності (млн. кл/л) та питомої біомаси (мг/л);
- співвідношенням основних відділів зоопланктерів.

Зміни зообентосу

Для характеристики зміни стану донних макробезхребетних рекомендується використовувати наступні показники:

- число видів;
- частоту зустрічальності (%);
- чисельність (екз /м²);
- біомасу (г/м²);
- індекс видового різноманіття Шеннона.

Зміни складу риби та рибопродуктивності

Оцінки впливу вселення видів-меліорантів на іхтіоценози водних об'єктів загальногосподарського призначення необхідно виконувати на підставі вивчення результатів власних іхтіологічних досліджень і динаміки уловів риби рибпромислових організацій та проведення наступних досліджень:

1. Встановлення таксономічного складу, зустрічальності окремих видів риби.
2. Аналіз біологічних характеристик, вікової, статеві структури й темпів росту риби.
3. Вивчення харчування риби і встановлення змін трофічної структури іхтіоценозу.
4. У той же час, при аналізі видового складу риби конкретного водного об'єкта велику увагу слід звертати на можливість існування в ньому рідкісних і червонокнижних видів, оскільки поява чужорідних видів-меліорантів може призвести до їх повного зникнення.

За змінами функціональних особливостей водних об'єктів загальногосподарського призначення

Оцінку екологічної ефективності біологічної меліорації за змінами функціональних особливостей водних об'єктів України загальногосподарського призначення можна проводити за показниками стану нерестових угідь і умов нагулу молоді цінних фітофільних аборигенних видів риби.

3. Підходи до оцінки екологічної ефективності біологічної меліорації малих та технологічних водних об'єктів України (водойм-охолоджувачів, водовідних каналів, рибогосподарських водойм та ін.)

Зміни фітопланктону

Дані літератури та результати досліджень УКРНДІЕП показують, що при оцінці екологічної ефективності біологічної меліорації малих і технологічних водних об'єктів України за змінами фітопланктону необхідним є виконання наступних робіт:

1. Відбір і аналіз загальноприйнятими методами проб фітопланктону до і в процесі проведення біологічної меліорації малих і технологічних водних об'єктів.

2. У пробах необхідно визначати основні характеристики угруповання фітопланктону - видовий склад, чисельність і біомасу (загальні та виявлених відділів водоростей).

3. При відборі проб проводити додаткові вимірювання прозорості (за допомогою диску Секкі) та температури води.

Зміни вищих водних рослин

Для оцінки екологічної ефективності біологічної меліорації малих і технологічних водних об'єктів за станом вищих водяних рослин необхідно відстежувати зміни у якісному складі, структурі угруповань рослин і кількісних показниках запасів фітомаси та динаміку змін площ заростання.

Оцінку екологічної ефективності біологічної меліорації малих і технологічних водних об'єктів за станом вищих водяних рослин можна проводити, керуючись загальноновизнаною методикою геоботанічних досліджень водної рослинності [95-97].

Проводиться вивчення змін наступних показників:

- структура та флористичний склад угруповань вищих водних рослин;
- ступінь заростання водойм, % загальної площі;
- щільність заростання, кг/м²;
- загальна біомаса рослинності, т/га.

Для оцінки зміни характеристик угруповань водних рослин також можна використовувати космічні знімки.

Зміни зоопланктону

Оцінку екологічної ефективності біологічної меліорації малих і технологічних водних об'єктів можна виконувати за змінами окремих показників зоопланктонного угруповання:

- загальної чисельності (тис. кл/л) і питомої біомаси (мг/л);
- співвідношення основних відділів зоопланктерів.

Зміни зообентосу

Для характеристики стану донних макробезхребетних малих і технологічних водних об'єктів можливо використовувати наступні показники:

- число видів;
- частоту зустрічальності (%);
- чисельність (екз /м²);
- біомасу (г/м²);
- індекс видового різноманіття Шеннона.

Зміни складу риб та рибопродуктивності

Оцінку екологічної ефективності біологічної меліорації за змінами функціональних особливостей малих і технологічних водних об'єктів можна проводити у залежності від типів водних об'єктів.

Водойми-охолоджувачі

Ефективність біологічної меліорації водойм-охолоджувачів визначається на підставі оцінки зміни накопичення органічної плівки на стінках конденсаторів турбін, поліпшення охолоджуючої здатності водойми-охолоджувача за рахунок збільшення площ активної зони охолодження та зниження в ній питомих біомас вищої водної рослинності. Крім того, про хід біомеліоративних процесів можуть свідчити дані щодо обсягів надходження біологічних перешкод на водозабірні споруди й рівень наростання біоперешкод (зокрема, поселень дрейссени) у водоводних системах.

Водоводні канали

При біологічній меліорації водоводних каналів її ефективність буде визначатися зменшенням площ заростання і питомих біомас (кг/м²) вищої водної рослинності, а також зниженням загальних питомих біомас (мг/л) і частки синьозелених водоростей.

Рибоводні ставки

Ефективність біологічної меліорації рибоводних ставків доцільно оцінювати за зміною ростових показників риби, яка вирощується, стану її кормової бази та рибопродуктивності.

4. Матеріали даної НДР можуть бути корисними для оцінки екологічної ефективності біологічної меліорації водних об'єктів України. Крім того, вони необхідні для встановлення необхідності здійснення (або коригування) заходів з біологічної меліорації.

Перелік джерел посилання

1. Алимов, А.Ф. Введение в продукционную гидробиологию – Ленинград: Гидрометеиздат, 1989. – 152 с.
2. Закон України від 19.02.2004 № 1516-IV "Про Загальнодержавну програму розвитку рибного господарства України на період до 2010 року".
3. Біологічна меліорація водойм - Енциклопедія Сучасної України esu.com.ua › search_articles
4. Тодераш И. К., Владимиров М. З., Чорик Ф. П. и др. Биотический баланс экосистемы водохранилища-охладителя и основные принципы конструирования высокопродуктивных гидроценозов. В кн.: Биопродукционные процессы в водохранилищах-охладителях ТЭС. – Кишинев: Штиинца, 1988. – С. 229-234.
5. Васенко О. Г. Екологічні основи водоохоронної діяльності в теплоенергетиці. – Харків: УкрНДІЕП, 2000. - Том 1. – 243 с.
6. Євтушенко М.Ю., Дудник С.В., Глєбова Ю.А. Акліматизація гідробіонтів : підруч. - Київ : Аграрна освіта, 2011. – 240 с.
7. Попова О.А., Решетников Ю.С, Терещенко В.Г. Мониторинг и оценка рыбной части сообщества пресноводных экосистем // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. СПб., 2007. С. 303-309.
8. Решетников Ю.С, Попова О.А., Стерлигова О.П. и др. Изменение структуры рыбного населения эвтрофируемого озера. М.: Наука, 1982. 245 с.
9. Salonen Erno, P.-A. Amundsen and T. Born. Bum and bust development by invading vendace *Coregonus albula* in the subarctic Inari-Pasvik watershed (Finland, Norway and Russia) // *Advanc. Limnol.* 2005. N 60. P. 331-342.
10. Решетников Ю. С., Попова О. П., Амундсен П.-А. Структурные перестройки в экосистеме реки Пасвик. - - Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем II. Сборник материалов международной конференции. Санкт-Петербург: Любавич, 2011. - С. 232-238.
11. Козлов В. И., Абрамович Л. С. Краткий словарь рыбовода – Москва: Россельхозиздат, 1982. – 106с.

12. Біологія і промисел далекосхідних рослиноїдних риб великих водосховищ України: Монографія / Бузевич І.Ю., Котовська П. О., Рудик-Леуська Н. Я. та ін. – Київ: 2012. - 126 с.

13. Горская О.И. Проблемы «биологических помех» при эксплуатации АЭС и пути их решения. - Тезисы докладов седьмой международной научно-технической конференции «Безопасность, эффективность и экономика атомной энергетики». - Москва, 2010 г. –С. 325-326.

14. Васенко А.Г., Старко Н. В., Колесник А.Н., Хабюк А. С. Анализ необходимости и возможности биологической мелиорации Краснопавловского водохранилища// V Міжнар. наук.-практ. конф. “Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення”: Сб. наук. ст. у 2-х т. Т. 1/УкрНДІЕП. – Харків: Райдер, 2009. – С. 233-238.

15. Васенко А.Г., Старко Н. В. О биологической мелиорации водных объектов различного хозяйственного использования. - Збірник статей VII Всеукр. наук.-практ. конф. «Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України». м. Запоріжжя: ЗДІА, 2011р. – С. 81-83.

16. Васенко А.Г., Старко Н. В. Анализ необходимости и возможности проведения мероприятий по биологической мелиорации канала Днепр-Донбасс в условиях его нерегулярной эксплуатации. - V міжнародна науково-технічна інтернет-конференція «Ресурсозбереження та енергоефективність інженерної інфраструктури урбанізованих територій». – Харків: ХНАГХ, 2013. eprints.kname.edu.ua/32199/1/20.pdf.

17. Старко Н. В. К вопросу о биологической мелиорации водоводных каналов. - Матеріали міжнародної науково-практичної конференції: «Водні ресурси України та меліорація земель» 22 березня 2013 р. - Київ-2013 – С. 145-146.

18. Старко Н. В. Экологический мониторинг хода биологической мелиорации Южного водохранилища на трассе канала Днепр-Кривой Рог// XI Міжнародна наук.-практ. конф. “Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення”: Сб. наук. ст. / УкрНДІЕП. – Харьков: Райдер, 2015. – С. 187-191.

19. Старко Н. Оценка экономической эффективности биологической мелиорации водоема-охладителя Змиевской ТЭС в 2004-2011 годах. - Матеріали XXII Всеукраїнської науково-практичної інтернет-конференції «Вітчизняна наука на

зламів епох: проблеми та перспективи розвитку»: Зб. наук. праць. - Переяслав-Хмельницький, 2016. - Вип. 22. - С. 52-54.

20. Асылбекова С. Ж. Акклиматизация рыб и водных беспозвоночных в водоемах Казахстана: результаты и перспективы. Диссертация на соискание ученой степени доктора биологических наук. – Алматы; Товарищество с ограниченной ответственностью «Казахский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства», 2016. – 348с.

21. Негоновская И. Т. Потенциальная рыбопродукция растительноядных в крупных водохранилищах и воздействие этих рыб на водные экосистемы. Сб. н. тр. ГОСНИОРХ, вып. 301. Ленинград: ПО-3 Ленуприздата, 1989. – С. 38-59.

22. Walker B., Steffen F. An overview of the implications of global change for natural and managed terrestrial ecosystems. - Ecology and Society, 1997.-V.1. - Iss. 2. - P. 1-17.

23. Pimentel D., McNair S., Janecka J. and etc. Economic and environmental threats of alien plant, animal and microbe invasions - Agriculture, Ecosystems and Environment, 2001. - № 84. - P. 1-20.

24. Закон України про аквакультуру із змінами і доповненнями, внесеними Законом України від 23 травня 2017 року N 2059-VIII.

25. Гринжевський М. В. Інтенсифікація виробництва продукції аквакультури у внутрішніх водоймах України. – Київ: Світ, 2000. – 192с.

26. Балтаджи Р. А., Шевченко Е. И. Пастбищная аквакультура растительноядных рыб как способ повышения продуктивности водоемов-охладителей Украины. Тез. докл. Междун. научной конф. «Пресноводная аквакультура в условиях антропогенного пресса». – Киев: ИРХ УААН, 1994. - С. 173-174.

27. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. Russian version. - FAO. Aquaculture development. 4. Ecosystem approach to aquaculture. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. No. 5, Suppl. 4 - Rome: FAO. 2010. – 53 P.

28. Gozlan, R.E. Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? / R.E. Gozlan // Fish and Fisheries, 2008. - V.9. - Iss.1. - P. 106-115.

29. Simberloff, D. Given the stakes, our modus operandi in dealing with invasive species should be «guilty until proven innocent» / D. Simberloff // Conservation Magazine 8, 2007. - P. 18-19.

30. Варфоломеев В.В. Биология промысловых рыб прудов-водохранилищ Удмуртии // Учен. зап. Пермского гос. пед. института. 1967. Вып. 41. С. 49–150.
31. Истомина А.М., Истомин С.Г., Казакова Н.С. и др. Экологическое состояние Ижевского пруда // Рыбные ресурсы Камско-Уральского региона и их рациональное использование. Пермь: Изд-во Пермского университета, 2008. - С. 46–51.
32. Харченко Т.А. Дрейссена: ареал, экология, биопомехи // Гидробиолог. журн., 1995. - Т.31. - № 3. - С. 3 -21.
33. Харченко Т.А. Днепровская тарань (*Rutilus rutilus heckeli* (Nord)) как фактор регулирования численности дрейссены в каналах // Биологическое самоочищение и формирование качества воды. – Москва: Наука, 1975. – С. 73-74.
34. Пономарев С. В., Лагуткина Л. Ю., Киреева И. Ю. Фермерская аквакультура: Рекомендации. — М.: ФГНУ «Росинформагротех», 2007. — 192 с.
35. Ильевский А. В., Васенко А. Г. Способ повышения самоочищающей способности водной экосистемы. – Тез. докл. Всесоюзной конф. «Методология экологического нормирования». Часть 2. – Харьков: 1990. – С.35.
36. Загребенко А. В. Козловский И. П. К вопросу о мелиорации днепровских водохранилищ. Тез. докл. Междун. научной конф. «Пресноводная аквакультура в условиях антропогенного пресса». – Киев: ИРХ УААН, 1994. - С. 213-214.
34. Мисюра А. В., Дыга А. К. Фитопланктон и зоопланктон как кормовая база рыб, выращиваемых в садках на подогретых водах, и показатель санитарного режима. Сб. науч. тр. Днепропетровского гос. университета. г. Днепропетровск: 1985. – С. 82-85.
38. Романенко В. Д., Крот Ю. Г., Киризі́й Т. Я. Природні і штучні біоплато: фундаментальні та прикладні аспекти. К.: Наук. думка, 2012. 109 с.
39. Heike Hoffmann, Christoph Platzer, Martina Winker, Elisabeth von Muench Technology review of constructed wetlands Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH Eschborn, 2011. p. 36.
40. Садчиков А.П., Кудряшов М.А. Экология прибрежно-водной растительности (учебное пособие для студентов вузов). - М.: Изд-во НИИ-Природа, РЭФИИ, 2004. - 220 с.

41. Богданов Н.И. Биологические основы предотвращения «цветения» Пензенского водохранилища сине-зелеными водорослями – 2-е издание, дополненное и исправленное. - Пенза: РИО ПГСХА, 2007. – 75 с.

42. Богданов Н.И. Биологическая реабилитация водоёмов / Н.И. Богданов. 3 изд., доп. и перераб. – Пенза: РИО ПГСХА, 2008. – 126 с.

43. Котегов Б. Г., Аксенова Н. П., Захаров В. Ю. и др. Биологические и химические эффекты антропогенного эвтрофирования Ижевского водохранилища. - Ижевск: Удмуртский университет, 2013. - 177с.

44. Методика оцінки ефективності реалізації регіональних природоохоронних та державних (загальнодержавних) цільових екологічних програм. Затверджено Наказом Міністерства екології та природних ресурсів України 15.10.2012 № 491. Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 25 грудня 2012 р. за № 2146/22458.

45. Turchini G.M. Bio-economical and ethical impacts of alien finfish culture in European inland waters / G.M. Turchini, S.S. De Silva // *Aquaculture International*. – 2008. – № 16. – S. 243–272.

46. Мастицкий С. Э., Адамович Б. В. Оценка потенциальной инвазивности чужеродных Видов рыб Беларуси. – Вопросы Рыбного хозяйства Беларуси, выпуск 26. – Минск: РУП «Институт рыбного хозяйства», 2010. - С. 250-258.

47. Жуков П.И. Справочник по экологии пресноводных рыб. – Минск.: Наука и техника, 1988. – 310 с.

48. Остапеня А. П. Изменение экологической ситуации в озере Большие Швакшты и его причины / А.П. Остапеня, Т.В. Жукова // Доклады Национальной академии наук Беларуси. – 2009. – Т. 53. № 3. – С. 98–101.

49. Клименко М. О., Клименко О. М., Петрук А. М. Гідроекологічний моніторинг водних екосистем з огляду на сучасні європейські напрями у природоохоронній діяльності. - Вісник полтавської державної аграрної академії. - № 3 – Полтава: Видавець редакційно-видавничий відділ Полтавської державної аграрної академії: 36003, м., 2013. – С. 22-27.

50. Beardmore JA Mair GC Lewis RI (1997) Biodiversity in aquatic systems in relation to aquaculture. *Aquacult Res* 28:829–839

51. Chapin FSI, Zavaleta ES, Eviner VT, Naylor RL, Vitousek PM, Reynolds HL, Hooper DU, Lavorel S, Sala OE, Hobbie SE, Mack MC, Di'az S (2000) Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405:234–242.

52. Никольский Г.В., Веригин Б.В., Корнеев А.И. и др. Современное состояние и перспективы рыбоводства в теплых водах //Биологические ресурсы внутренних водоемов СССР. - Москва: Наука, 1979. - С. 125-138.

53. Вовк П.С. Биология дальневосточных растительноядных рыб и их хозяйственное использование в водоемах Украины. - Киев: Наук. думка, 1976.- 245 с.

54. Веригин Б.В., Макеева А. П. Разработка биологических основ рыбохозяйственного и мелиоративного использования дальневосточных растительноядных рыб, - В кн: Современные проблемы ихтиологии. Москва: 1981.

55. Hochman L.,Sporka F. Možnosti chovu rúb v zadržovych nádržich na Slovensku.//Živocisna výroba, 1986.

56. Чаплина А.М. О некоторых изменениях гидробиологического режима Зеленодольского водохранилища ГРЭС-2 в связи с вселением растительноядных рыб //Освоение теплых вод энергетических объектов для интенсивного рыбоводства. – Киев: Наукова думка, 1978. - С. 228-232.

57. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення: Вид. офіційне. – Київ: Твій формат, 2006. – 240 с.

58. Пушкарь В.Я., Кузнецов Е.А. Природная продуктивность и мелиоративный эффект при выращивании толстолобиков.- В кн.: Итоги и перспективы рыбохозяйственного использования растительноядных рыб. Киев: Наукова думка, 1977, с. 111-113.

59. Савина Р.А. Питание белого толстолобика (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.). - Автореф. дис. канд. биол. наук. - Москва: 1968. - 24 с.

60. Топачевский А.В., Цееб Я.Я., Сиренко Л.А. и др. "Цветение" воды как результат нарушения процессов регуляции в гидробиоценозах. В кн.: Биологическое самоочищение и формирование качества воды. М., 1975, с. 41-45.

61. Веригин Б.В., Макеева А. П. Разработка биологических основ рыбохозяйственного и мелиоративного использования дальневосточных растительноядных рыб, - В кн: Современные проблемы ихтиологии. Москва: 1981.

62. Hochman L.,Sporka F. Možnosti chovu rúb v zadržovych nádržich na

Slovensku.//Živocisna výroba, 1986.

63. Хижняк М. І., Євтушенко М. Ю. Біопродуктивність водних екосистем. Методичний посібник для підготовки магістрів за спеціальністю 207-«водні біоресурси та аквакультура». – Київ: «Центр учбової літератури», 2017. – 224 с.

64. Приймаченко А.Д. Фитопланктон и первичная продукция Днепра и Днепровских водохранилищ. - К.: Наукова думка, 1981. - 227 с.

65. Кружиліна С. В. Рівень розвитку гідробіонтів як характеристика умов нагулу риб водосховищ Дніпровського каскаду. - Рибогосподарська наука України. - № 4. – Київ: 2015. – С. 15-30.

66. Романенко В. Д., Афанасьев С. А., Васенко А. Г. и др. Влияние рыбного хозяйства на биологическое разнообразие в бассейне реки Днепр. Определение пробелов и проблем. – Киев: Академперіодика, 2003. – 188с.

67. Бузевич І.Ю. Ефективність формування та експлуатації запасу рослиноїдних риб в Каховському водосховищі/ І.Ю. Бузевич// Рибогосподарська наука України.- К., 2011. – Вип. 2.- С.23-29.

68. Гринжевський М. В. Аквакультура України.- Львів: "Вільна Україна", 1998. - 364с.

69. Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ. – Киев: Наукова думка, 1989. – 248 с.

70. Звіт за завданням "Розробити рибоводно-біологічне обґрунтування та комплекс заходів щодо забезпечення максимального рибогосподарського ефекту від вселення рослиноїдних риб у водосховища дніпровського каскаду". – Київ: ІРГ УААН, 2007. – 33с.

71. Кружилина С.В., Котовская А.А. Кормовая база рыб и потенциальные биопродукционные возможности водохранилищ Днепровского каскада// Вісник Запорізького національного університету: Збірник наукових праць. Біологічні науки. – Запоріжжя: Запорізький національний університет, 2013. – №3. – С. 22-31.

72. Томільцева А. І., Яцик А. В., Мокін В. Б. та ін. Екологічні основи управління водними ресурсами. - Київ: Інститут екологічного управління та збалансованого природокористування, 2017. – 200с.

73. Козловская О. И. Структура растительного покрова крупного водохранилища в условиях антропогенной нагрузки. - № 1. - Вестник КГУ им. Н.А. Некрасова. - Кострома: 2008. - С. 22-28.

74. Гейны С., Дубына Д., Сытник К. и др. Макрофиты – индикаторы изменений природной среды– Київ: «Наукова думка», 1993. – 433 с.

75. Ковальчук А.А. Планктон и бентос Днепровских водохранилищ как кормовая база рыб. – Производственно-издательский комбінат ВИНТИ: Киев.–1986 - 10с.

76. Зеров К.К. Некоторые особенности будущего Каневского водохранилища и возможности зарастания в нем растительности // Гидробиол. журн. – 11, № 6. – Київ: 1966. - С.18-24.

77. Зимбалевська Л.Н., Плигин Ю.В., Хороших Л.А. и др. Структура и сукцессии литоральных биоценозов днепровских водохранилищ. – Київ: Наук. думка, 1987. - 204 с.

78. Сиренко Л.А., Корелякова И.Л., Михайленко Л.Е. и др. Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ. Київ: Наук. думка, 1989.– 232 с.

79. Дубняк С.С. Гідродинаміка мілководь Дніпровських водосховищ, її екологічна роль: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. – Київ: 1997. – 16 с.

80. Цапліна К.М., Лінчук М.І. Розподіл рослинних угруповань у Канівському водосховищі залежно від факторів середовища. - Наук. праці УкрНДГМІ. – 2003. – Вип. 251. - С. 184-189.

81. Мальцев В. І., Зуб Л. М., Карпова Г. О. та ін. Водно-болотні угіддя Дніпровського екологічного коридору. Київ: Недержавна наукова установа Інститут екології ІНЕКО, Карадазький природний заповідник НАН України, 2010. – 142с.

82. Барановський Б. О. Антропогенна трансформація водної та прибережної рослинності Запорізького водосховища. Автореф. дис... канд. біол. наук. Д.: ДДУ, 1993. 16 с.

83. Конограй В. А., Расевич В. В., Осипенко В. В. Аналіз флори території Кременчуцького водосховища. – Укр. ботан. Журн. - Т. 68. - № 4. – Київ: 2011. - С. 507-516.

84. Сиренко Л.А., Корелякова И.Л., Михайленко Л.Е. и др. Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ - Київ: Наук. думка, 1989. — 232 с.

85. Цапліна К.М., Іванова І.Ю. Формування вищої водної рослинності у Канівському водосховищі - Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. Володимира Гнатюка. Сер.: Біол. Спец. вип. "Гідроекологія". - 2005. - № 3 (26). - С. 465-467.

86. Вовк П. С. Итоги и перспективы работ по обогащению внутренних водоемов Украины ценными видами рыб. Акклиматизация животных в СССР: материалы конф. по акклиматизации животных в СССР. Алма-Ата: Изд-во Акад. наук Каз. ССР, 1963. С. 122–127.

87. Вовк П. С. Некоторые биологические особенности белого амура и толстолобика в связи с их акклиматизацией в водоемах УССР. Совещание по акклиматизации амурских рыб в водоемах Европейской части СССР: тезисы докл. К.: ИГ АН УССР, 1958. С. 10–14.

88. Порядок штучного розведення (відтворення), вирощування водних біоресурсів та їх використання. Затверджено Наказом Міністерства аграрної політики та продовольства України. 07.07.2012 № 414. - 15 с.

89. Коган Ш. И. О зарастании Каракумского канала и некоторых последствиях вселения в водоемы белого амура. – Гидробиологический журнал. - № 2. – Киев: 1974. – С. 110-115.

90. Чарыев Р., Рылов А., Белый амур и явление сукцессии в водоемах. - Экология. - №4. - Свердловск: Наука, 1980. - С. 93-95.

91. Магомаев Ф. М. Биологические основы рыбохозяйственного освоения внутренних водоемов юга России (на примере Дагестана) - Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. - Москва: ВНИИПРХ, 1994. – 64с.

92. Садчиков А.П., Кудряшов М.А. Экология прибрежно-водной растительности (учебное пособие для студентов вузов). - Москва: Изд-во НИИ-Природа, РЭФИА, 2004. - 220 с.

93. Литвиненко А. И. Оптимизация рыбохозяйственного использования биопродукционного потенциала водоемов западной Сибири. – Автореферат

диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. – Новосибирск: 2007. – 52с.

94. Якубенко Б. Є., Царенко П. М., Алейников І. М. и др. Ботаника з основами гідроботаніки (водні рослини України). – Київ: Фітосоціоцентр, 2011. – 535с.

95. Катанская В. М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения. – Л.: Наука, 1981. – 187с.

96. Катанская В. М. Растительность водохранилищ-охладителей тепловых электростанций Советского Союза. Ленинград: Наука, 1979. - 279с.

97. Матвеев В. И., Соловьева В. В., Саксонов С. В. Экология водных растений: учеб. пособие / изд. 2-е, доп. и перераб. - Самара: Изд-во Самар. науч. центра РАН, 2005. - 282с.

98. ДЕП. Маляревская А. Я., Гурвич В. В., Гусынская С. Л. и др. Планктон и бентос Днепровских водохранилищ. – Киев: Институт гидробиологии, 1986. - 225с. - Рукопись деп. в ВИНТИ. - № 5881-В86.

99. Кружиліна С.В., Діденко О.В. Структурно-функціональні характеристики зоопланктону Кременчуцького водосховища в сучасний період та його взаємозв'язок з деякими компонентами фітопланктону - Рибогосподарська наука України. - № 2. – Київ: ТОВ «ДІА», 2007. - С.71-76.

100. Кружиліна С.В., Котовська Г.О. Кормова база риб та потенційні біопродукційні можливості водосховищ дніпровського каскаду. - Вісник Запорізького національного університету: Збірник наукових праць. Біологічні науки. – Запоріжжя: Запорізький національний університет, 2013. – №3. – С. 22-31.

101. Кружиліна С. В. Рівень розвитку гідробіонтів як характеристика умов нагулу риб водосховищ Дніпровського каскаду. - Рибогосподарська наука України. - № 4/2015. – С. 15-30.

102. Яковенко В. О. Зоопланктон Дніпровського водосховища в умовах антропогенного пресу - Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук. – Київ: Інститут гідробіології НАН України, 2009. - 239с.

103. Яковенко В. О. Зоопланктон Дніпровського водосховища в умовах антропогенного пресу – Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук. – Київ: Інститут гідробіології НАН України, 2009. – 28с.

104. Кружиліна С. В. Трофічні взаємовідносини білого (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.) і строкатого (*Aristichthys nobilis* Rich.) товстолобів та молоді промислових видів риб Кременчуцького водосховища. - Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук. - Київ: Інститут рибного господарства УААН, 2006. – 27с.

105. Гейна К. М. Харчові взаємовідносини тюльки та товстолобів Каховського водосховища. - Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук. – Київ: 2007. – 23с.

106. Мордухай-Болтовской Ф.Д. Особенности водных биогеоценозов и методов их изучения. – В кн. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. - Москва: Наука, 1975. - С. 5-9.

107. Мисейко Г.Н., Безматерных Д.М., Тушкова Г.И. Биологический анализ качества пресных вод – Барнаул: АлтГУ, 2001. – 201 с.

108. Mandaville S.M. Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters – Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. – Soil and Water Conservation Society of Metro Halifax, 2002. – 128 p.

109. Плигин Ю. В. Многолетняя сукцессия макрозообентоса Каховского водохранилища. – Природничий альманах. - №7. – Херсон: 2006. - С. 186-197.

110. Щербина Г. Х. Изменение видового состава и структурно-функциональных характеристик макрозообентоса водных экосистем северо-запада России под влиянием природных и антропогенных факторов. - Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. - Санкт-Петербург: 2009. – 51с.

1.1.5. Зміни складу риб та рибопродуктивності

111. Invasion of Alien Species in Holarctic: programme and book of abstracts the IV International Symposium (22-28 september, 2013). – Yaroslavl: Publishers bureau “Filigran”, 2013. – 199 p.

112. Болотова Н. Л., Зуянова О. В., Зуянов Е. А. и др. Акклиматизация судака *Stizostedion lizjcioperca* и включение его в систему пищевых отношений озера Воже - Вопросы ихтиологии. - Том 35. - № 3. - Москва: Наука: 1995. с. 374 – 387.

113. Семенченко В. П., Ризевский В. К. Чужеродные виды беспозвоночных и рыб в речных экосистемах Беларуси: распределение, биологическое загрязнение и воздействия. - [Гидробиологический журнал](#). - 2016. - Т. 52, № 5. - С. 28-44.

114. [Загора Л. П.](#), Легкодимова З. И., Карагойшиев К. К. Перспективы развития пастбищного рыбоводства на водохранилищах Волжско-Камского каскада. - Инф. пакет. Сер. Аквакультура. Прудовое и озерное рыбоводство. - N 2-3. – Москва: 1997. - С. 37-38.

1115. Canonico G., Arthington, A., McCray J., and Thieme M.. The effects of introduced tilapias on native biodiversity // *Aquatic Conservation Marine Freshwater Ecosystems*. – 2005, 15: 463–483.

116. Cahn A.R.. The effect of carp on small lake, the carp as a dominant // *Ecology*. -1929, 10: 271–274.

117. Drenner R.W., Gallo K.L., Edwards C.M., Rieger K.E. Common Carp Affect Turbidity and Angler Catch Rates of Largemouth Bass in Ponds // *North American Journal of Fisheries Management*. – 1997. – № 17: 1010–1013.

118. Ogutu-Ohwayo R. The reduction in fish species diversity in lakes Victoria and Kyoga (East Africa) following human exploitation and introduction of non-native fishes // *J. Fish Biol.* – 1990, 37: 207–208.

119. Отчет Псковского отделения ГосНИОРХ. Разработка научно-методических рекомендаций по рыбохозяйственному использованию Сурского водохранилища. – Псков: 1991. - 43 с.

120. Семенченко В. П. Чужеродные виды животных в естественных экосистемах Беларуси. - Наука и инновации № №7 (185). – Минск: РУП «Издательский дом «Белорусская наука», 2018 – С. 20-25.

121. Терещенко В.Г. Динамика разнообразия рыбного населения озер и водохранилищ России и сопредельных стран: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. – Санкт Петербург: 2005. – 52с.

122. Борисова А.Т. Случайные вселенцы в водоемах Узбекистана. - *Вопр. Ихтиологии.*, т.12, вып. 1. – Москва: 1972. - С. 49–53.

123. Камиллов Г.К., Борисова А.Т. Малоценные и сорные виды рыб прудхоза «Калган-Чирчик» // *Позвоночные животные Средней Азии*. Ташкент: Фан, 1966. - С. 31–32.

124. Юлдашов М.А., Камиллов Б.Г. Результаты интродукций чужеродных видов рыб в водоемы Узбекистана. - Научные труды Дальрыбвтуза, № 1 (т. 44). - Владивосток: Дальрыбвтуз, 2018.– С. 40-48.

125. Richard Ogutu-Ohwayo, Robert E. Hecky, Andrew S. Cohen et al. - Environmental Biology of Fishes 50: 117–131, 1997.

126. Дгебуадзе, Ю. Ю. Экология инвазий и популяционные контакты животных: общие подходы. - Инвазионные виды в Европейских морях России: Апатиты, 2000. - С. 35-50.

127. Мягченко А.П. Влияние акклиматизации дальневосточной кефали пиленгаса (*Mugil soiuu*) на биоразнообразие и состояние рыбных запасов Азовского моря - Біорізноманіття та роль зооценозу в природних і антропогенних екосистемах: Матеріали II Міжнародної наукової конференції. - Дніпропетровськ: ДНУ, 2003. - С. 61-63.

128. Новіцький Р. О. Масштаби, спрямованість та наслідки інвазій чужорідних видів риб у дніпровські водосховища Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора біологічних наук. – Київ: Інститут гідробіології, 2019. – 367с.

129. Демченко Н. А. Трансформація іхтіоценозів річок північно-західного приазов'я. - Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук - Мелітополь: Таврійський державний агротехнологічний університет, 2016. – 166с.

130. Новоселов А.П. 2007. Некоторые аспекты трансформации водных экосистем Архангельской области при появлении инвазийных видов // Естественные и инвазийные процессы формирования биоразнообразия водных и наземных экосистем. - Тезисы докладов Международной научной конференции. - Ростов-на-Дону: 2007. - С. 231–232.

131. Шакирова Ф.М. Современное состояние чужеродных видов рыб Куйбышевского водохранилища. - Исследования по ихтиологии и смежным дисциплинам на внутренних водоемах в начале XXI века (к 80-летию профессора Л.А. Кудерского). Сборник научных трудов. Вып. 337. - Санкт-Петербург - Москва: Товарищество научных изданий КМК, 2007. - С. 157–170.

132. Попков В. К., Попкова Л. А., Рузанова А. И. Особенности экологии леща *Abramis brama* (L.) и последствия его акклиматизации в бассейне Средней Оби. - Вестник Томского государственного университета, № 306. – Томск: 2008. — С. 154–157.

133. Болотова Н. Л., Коновалов А. Ф., Борисов М. Я. и др. Естественные и антропогенные факторы формирования популяций рыб вселенцев в водных экосистемах Вологодской области. - Российский Журнал Биологических Инвазий, № 3. – Москва: 2010. - С. 13–32.

134. Студенов И.И., Новоселов А.П. О негативном экологическом эффекте при саморасселении судака *Stizostedion lucioperca* (Linnaeus, 1758) в бассейне р. Онеги. - Чужеродные виды в голарктике (БОРОК-2): Тезисы докладов 2 Международного симпозиума по изучению инвазийных видов, Борок, 27 сент.–1 окт., 2005. Рыбинск, Борок: 2005. - С. 174–175.

135. Свирский В.Г., Барабанщиков Е.И. Биологические инвазии как элемент антропогенного давления на сообщество гидробионтов озера Ханка. - Российский Журнал Биологических Инвазий, № 2. – Москва: 2009. - С. 29–35.

136. Sedat Vahdet Yerli1, Ahmet Alp, Vedat Yeğen, Rahmi Uysal, Meral Araydın Yağcı, İsmet Balık. Evaluation of the Ecological and Economical Results of the Introduced Alien Fish Species in Lake Eğirdir, Turkey Evaluation of the Ecological and Economical Results of the Introduced Alien Fish Species in Lake Eğirdir, Turkey. - Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 13: - P. 795-809 (2013).

137. Алимов А. Ф., Богуцкая Н. Г., Орлова М. И. и др. Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. – Москва: Товарищество научных изданий КМК, 2004. – 436 с.

138. Терещенко В.Г. Динамика биологического разнообразия Рыбного населения озер при различных Антропогенных воздействиях. - Динамика разнообразия гидробионтов во внутренних водоемах России. - Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2002. - С. – 154-173.

139. Стрельников А.С. Влияние акклиматизантов на пространственное распределение местных рыб. - Экологические факторы пространственного распределения и перемещения гидробионтов. - Санкт-Петербург: Гидрометеиздат, 1993. - С. 280–296.

140. Стерлигова О. П. Динамика рыбного населения водоёмов восточной Фенноскандии. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. – Москва: Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н.Северцова РАН, 2000. – 48с.

141. Семенченко В., Пугачевский А. Проблема чужеродных видов в фауне и флоре Беларуси. - Наука и инновации №10(44)_2006. – Минск: РУП «Издательский дом «Белорусская наука», – С. 15-20.

142. Гурбик О. Б. Іхтіофауна Канівського водосховища в умовах рибогосподарського використання. - Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук. - Київ: Інститут гідробіології, 2018. – 193с.

143. Гейна К. М., Гейна Ю. К. Біомеліоративні заходи у понищі південного Бугу - Сучасні проблеми викладання та наукових досліджень біології у ВНЗ України: матеріали I Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих вчених та студентів з міжнародною участю – Дніпропетровськ: Вид-во ДНУ, 2014. – С. 114-117.

144. Кружиліна С. В. Трофічні взаємовідносини білого (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.) і строкатого (*Aristichthys nobilis* Rich.) товстолобів та молоді промислових видів риб Кременчуцького водосховища. – Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук. - Київ: 2006. - 28с.

145. Гейна К. М. Харчові взаємовідносини тюльки та товстолобів Каховського водосховища. - Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук. – Київ: 2007. – 23с.

146. Бузевич І. Ю., Котовська П. О., Рудик-Леуська Н. Я. та ін. Біологія і промисел далекосхідних рослиноїдних риб великих водосховищ України - Київ: 2012. - 126 с.

147. Исаев А. И., Карпова Е. И. Рыбное хозяйство водохранилищ. Справочник. - Москва: Агропромиздат 1989. - 255с.

148. Карнаухов Г.И. Запасы рыб, состояние промысла и перспективы его развития в Чограйском водохранилище // Материалы IX международной научно-практической конференции. Керчь. 2017 г. С. 60-65.

149. Рыбакова А. В. Анализ промыслового вылова рыб Чограйского водохранилища. – Вестник Института комплексных исследований аридных территорий. - № 2(23). – Элиста: «ИКИАТ», 2011г. С. 70-73.

150. НТЗ по по г/д №745 «Розробка і проведення екологічного аудиту водойм багатоцільового призначення, як об'єктів водогосподарської діяльності, підприємств та організацій, які користуються водними ресурсами та розташовані у водоохоронній зоні водойм Харківської області». УкрНДІЕП. - Харків: 1998. – С. 145.

151. НТО по теме «Разработка основных направлений повышения рыбопродуктивности водоемов Харьковской области. – Харьков: Харьковский госуниверситет им. А. М. Горького, 1984. - 38с.

152. Звіт Управління охорони, використання і відтворення водних біоресурсів та регулювання рибальства в Чернівецькій області (Чернівцірибоохорона) за 2014 рік. – Чернівці. 2015. – 156с.

153. НТО по теме «Разработка основных направлений повышения рыбопродуктивности водоемов Харьковской области. – Харьков: Харьковский госуниверситет им. А. М. Горького, 1984. - 38с.

154. НТЗ по по г/д №745 «Розробка і проведення екологічного аудиту водойм багатоцільового призначення, як об'єктів водогосподарської діяльності, підприємств та організацій, які користуються водними ресурсами та розташовані у водоохоронній зоні водойм Харківської області». УкрНДІЕП. - Харків: 1998. – 227 с.

155. Гоголь О. М. Геоєкологічні основи охорони і раціонального використання біологічних ресурсів Печенізького водосховища. - Дисертація.....к. г. н. – Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2017. – 240с.

156. Камілов Б.Г., Каримов Б.К., Салихов Т.В. Озерно-товарное хозяйство как перспективная система аквакультуры в Узбекистане. – Ташкент: 2014. – 106с.

157. Авакян А. Б., Шарапов В. А., Салтанкин В. П. и др. Водохранилища мира. – Москва: Наука. – 288с.

158. Ядренкина Е. Н. Структурно-функциональная организация рыбного населения в заморных озерах западной Сибири. - Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. – Томск: 2011. – 41с.

159. Кашулин Н. А., Денисов Д. Б., Валькова С. А. и др. Современные тенденции изменений пресноводных экосистем Евро-арктического региона. – Труды Кольского научного центра РАН. Прикладная экология севера. - Выпуск 1. – Апатиты: 2012. - С.7-54.

160. Жукинський В.Н., Вятчанина Л.И., Щербуха А.Я. Формалізована характеристика іхтіофауни України для оцінки її складу і стану популяцій //Гидробиол. журн.-Т.31.-№4.-1995. - С.17-41.

161. Денщик В. А. Стан іхтіофауни басейну середньої течії Сіверського Дінця та заходи щодо її збереження //Мат.Междун.научн.конф.мол.ученых «Водные ресурсы и пути их рационального использования. Киев.-2000. - С.57-59.

162. Мелищук В.И., Чередарик М.И., Приходская Е.Г., Старик З.С. Некоторые изменения структуры гидроэкосистемы верхнего Днестра под влиянием антропогенных факторов. - Мат. Всес. конф. мол.уч. «Актуальные вопросы водной экологии». - Киев: 1990. - С.101.-102.

163. Вятчанина Л.И., Гончаренко Н.И. Проблема охраны окружающей среды и сохранение видовой разнообразия рыб Днепровских водохранилищ //Материалы международной научной конференции «Проблемы рационального использования биоресурсов водохранилищ».- Киев, 1995. - С.18-19.

164. Васенко О. Г., Бузевич І. Ю., Старко М. В. Іхтіофауна водойми-охолоджувача Зміївської ДРЭС в умовах антропогенного навантаження. – Харків: Торнадо, 1999. – 71с.

165. Старко Н. В. Мониторинговые исследования ихтиофауны р. Уды. - Тез. доп. наук.-практ. конф. "Безпека життєдіяльності", Харків, 2005. С.15-17.

166. Колесник А.Н., Старко Н. В., Фоменко А. В. Фауна круглоротых и рыб участка реки Северский Донец в пределах Змиевского района Харьковской области. - Вестник ХНУ, сер. Біологія, вып. 5 (768), 2007 г. – С. 94-99.

167. Васенко А.Г., Старко Н. В. Колесник А.Н. и др. О причинах и возможных последствиях появления в водоемах Харьковской области черноморской пухлощечкой иглы-рыбы (*SYNGNATHUS NIGROLINEATUS* EICHWALD, 1831). - Міжвід. темат. наук. зб. "Ветеринарна медицина". Харків: 2008. - С. 85-92.

168. Васенко А. Г., Старко Н. В. Оценка вклада растительных рыб в рыбопродукцию водных объектов. - ХУ Міжнародна науково-практична конференція «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення», зб. наук. наукових статей. - Харків: ПП «Стиль-Іздат», 2019. – С. 77-81.

169. Павлов Д.С., Луцкекина А.А. Международная программа «Диверситас» и участие России в ее осуществлении // Изучение и охрана разнообразия фауны, флоры и основных экосистем Евразии. М.: ИПЭЭ РАН, 2000. С. 232-237.

170. Павлов Д.С., Степанова Н.Г., Шатуновский М.И. Подпрограмма «Биологическое разнообразие» Федеральной целевой научно-технической программы и вклад академика В.Е. Соколова в ее создание и развитие // Изучение и охрана разнообразия фауны, флоры и основных экосистем Евразии. М.: ИПЭЭ РАН, 2000. С. 238-243

171. Терещенко В. Г. Динамика биологического разнообразия рыбного населения озер при различных антропогенных воздействиях. - Динамика разнообразия гидробионтов во внутренних водоемах России. - Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2002. – С. 154-173.

172. Терещенко В.Г., Шакирова Ф.М., Латыпова В.З и др.. Влияние вселения растительноядных рыб на формирование рыбного населения водоемов (на примере Хаузханского водохранилища, Туркменистан). - Ученые записки казанского университета. серия естественные науки 2019, т. 161, кн. 1. – Казань: 2019. - С. 172–194.

173. Pielou E.C. Mathematical Ecology. – N. Y.: John Wiley & Sons, 1977. – 385 p.

174. Терещенко В.Г., Терещенко Л.И., Сметанин М.М. Оценка различных индексов для выражения биологического разнообразия сообщества // Биоразнообразие: Степень таксономической изученности. – Москва: ИПЭЭ РАН, 1994. – С. 86–98.

175. Терещенко В.Г. Динамика разнообразия рыбного населения озер и водохранилищ России и сопредельных стран: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. – Санкт-Петербург: 2005. – 49 с.

176. Терещенко Л.И., Терещенко В.Г. О точности информационных характеристик видовой структуры ихтиоценоза. - Вопросы ихтиологии. - Т. 27. - Вып. 6. – Москва: Наука, 1987. - С. 919–923.

177. Правдин И.Ф. 1966. Руководство по изучению рыб. Москва: Пищепромиздат, 1966. - 376 с.

178. Ильмаст Н.В., Стерлигова О.П., Кучко Я.А. Экосистема Урозера и результаты вселения в водоём новых видов рыб. - Российский Журнал Биологических Инвазий № 3. - [Москва](#): 2018. – С. 62-68.

179. Методическое пособие по изучению питания и пищевых отношений рыб в естественных условиях. - Москва: Наука, 1974. - 254 с.

180. Решетников Ю.С., Сабино Атенсио Л. и др. Питание рыб в бассейне р. Укаяли. - Экология и культивирование амазонских рыб. Москва: Наука, 1993. С. 66 - 143.

181. Терещенко В.Г., Вербицкий В.Б. Использование метода фазовых портретов для анализа динамики структуры сообществ гидробионтов и оценки состояния водных экосистем //Материалы международной научной конференции «Проблемы рационального использования биоресурсов водохранилищ». – Киев: 1995. - С.64-65.

182. Николаев С.А., Куделин В.М. Ихтиоценозы малых рек Ярославской области. - Биогеоценология рек и озер Волжского бассейна. Ярославль: Изд-во Ярославл. гос. ун-та, 1985. С. 61–70.

183. Козлов В.И. Пресноводная ихтиофауна горных ландшафтов Понто-Каспийского региона //Тез. Докл. VI съезда ВГБО.- Мурманск: Красная звезда.-1991.- Т.2.-С.37-38.

184. Конобеева В.К. Сукцессионный мониторинг как метод оценки антропогенной нагрузки на экосистему //Матер. междун. науч. конф. «Проблемы рационального использования биоресурсов водохранилищ».- Киев, 1995.-С.203-204.

185. Терещенко В. Г., Вербицкий В. Б. Метод фазовых портретов для анализа динамики структуры сообществ гидробионтов. - Биология внутренних вод, № 1. - ФГУП «Издательство «Наука», 1997. С. 23–31.

186. Нгуен Чонг Нью. Продукционно-экологическая характеристика планктона тропического озера Хотай (Вьетнам). - Автореф. дис...к. б. н. – Ленинград: 1985. – 19с.

187. Афанасьев С.А., Долинський В.Л., Летицька О.М. та ін. Обґрунтування зариблення та контроль іхтіомеліорації Берегівської польдерної системи// Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології: матеріали VII Міжнародної

іхтіологічної науково-практичної конференції (Мелітополь-Бердянськ, 10-13 вересня 2014 р) – Херсон: Грінь Д.С., 2014. – С.19-22.

188. Fernando Luis do RCgo Monteiro Starling. Control of eutrophication by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in the tropical Paranoá Reservoir (Brasília, Brazil): a mesocosm experiment. - Hydrobiologia. - Volume 257, [Issue 3](#). - P. 143–152.

189. Михеева Т.М., Адамович Б.В., Жукова Т. В. и др. [Фитопланктон озера Большие Швакшты \(Беларусь\) при переходе экосистемы из макрофитного - слабоэвтрофного к фитопланктонному - гиперэвтрофному состоянию](#). - Сибирский экологический журнал. - №6. - Новосибирск: Изд. СО РАН, 2018. – С. 661-676.

190. Виноградская Т. А. Основные закономерности развития фитопланктона в водохранилищах-охладителях тепловых электростанций юга СССР. - Борьба с загрязнениями конденсаторов турбин и других трактов технического водоснабжения ТЭС. - Москва: Энергия, 1977. - С. 123-149.

191. Лапотышкина Н. П., Шелатуркина И. А. Противонакипная обработка охлаждающей воды в прямоточных системах и системах с прудами-охладителями. - Борьба с загрязнениями конденсаторов турбин и других трактов технического водоснабжения ТЭС. - Москва: Энергия, 1977. - С. 26-34.

192. Шиманский Б. А., Аксельрод Р. Н., Наталюк Н. Т., Лазаренко Ю. И. О возможности влияния обработки воды в водохранилищах-охладителях сернокислой медью на качество питательной воды котлов. - Борьба с загрязнениями конденсаторов турбин и других трактов технического водоснабжения ТЭС. - Москва: Энергия, 1977. - С. 190-195.

193. Заделенов В. А., Щур Л. А. [Влияние рыбы-сестофага белого толстолобика *hypophthalmichthys molitrix* на состояние фитопланктона в Берешском водохранилище \(Красноярский край\)](#). - Вестник КрасГАУ. 2009. №8. – С. 89-97.

194. Кондратьев Г.П. Фильтрационная и минерализационная работы двустворчатых моллюсков Волгоградского водохранилища //Автореферат канд. дис., 1970.- 23 с.

195. Михеев В. П. Фильтрационное питание дрейссены. - Тр. ВНИИПРХ, вып. 15. – Москва: Пищевая промышленность, 1967. – С. 117-129.

196. Отчет по теме: " Мониторинг состояния окружающей природной среды в районе размещения змиевской ТЭС" (х/д № 1626/2.1.). Аннотированный отчет по этапу 3. - Харьков: УкрНИИЭП, 2008. - 35с.

197. Отчет по теме: „Оцінка екологічної та економічної ефективності зариблення оз. Лиман у 2010-2011 рр”. - Харьков: УкрНИИЭП, 2011. - 37с.

198. Кончиц В. В. Интенсификация рыбоводства Беларуси на основе поликультуры растительноядных рыб. - Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора сельскохозяйственных наук Жодино: 2000 г. – 41с.

199. Власов, Б.П. Озера Беларуси: справочник / Б.П. Власов [и др.]. – Мн.: БГУ, 2004. – 284с.

200. Якушко, О.Ф. Озера Белоруссии /О.Ф.Якушко [и др.]; БГУ–Минск, 1987. – 216с.

201. Остапеня, А. П., Жукова Т. В.Изменение экологической ситуации в озере Большие Швакшты и его причины - Докл. НАН Беларуси, 2009. – Т.53. – № 3. – С. 98-101.

202. Костоусов В. Г., Попиначенко Т.И., Баран И. Н. и др. Анализ экосистемного ответа гидрологического комплекса «озеро-река» на проведение рыбоводных мероприятий. - Вопросы рыбного хозяйства Беларуси: сб. науч. тр. - Вып. 32. – Минск: 2016. – С. 169-197.

203. Коган Ш. И. О зарастании Каракумского канала и некоторых последствиях вселения в водоемы белого амура. – Гидробиологический журнал. - № 2. – Киев: 1974. – С. 110-115.

204. Владимирова З. Ф. Водная растительность и её регулирование в водоёме – охладителе Читинской ГРЭС (оз. Кенон). - Охрана природы и воспроизводство природных ресурсов. Чита. – 1979. – С. 113–114.

205. Базарова Б. Б. Многолетние изменения растительности озера Кенон (Забайкальский край). - И з в е с т и я Иркутского государственного университета. Серия «Биология. Экология». - Т. 5. -№ 4. – Иркутск: ФГБОУ ВО «ИГУ», 2012. - С. 18–23.

206. Стрельченко О. В. Эффективность борьбы с зарастаемостью макрофитами водоема-охладителя Ростовской атомной электростанции путем его зарыбления белым амуром *Stenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844). - Водные биоресурсы и

среда обитания. - Том 1. - № 3–4. - Ростов-на-Дону: ФГБНУ «АзНИИРХ», 2018. – с. 112-116.

207. Быков А. Д. Рыбохозяйственное значение и оценка влияния белого амура на экосистему водоемов-охладителей центральной России - Рыбоводство и рыбное хозяйство. - №2 - Издательский Дом «Просвещение», 2016. - С. 25-36.

208. Белоконова Н. А., Зубарева Э. Л. Улучшение качества воды водохранилищ-охладителей биологическим способом. - Проблемы энергетики, 2007, № 1-2. – С. 65-69.

209. Грищенко К. Г., Седова О. В., Воронин М. Ю. и др. Современное состояние высшей водной растительности водоема-охладителя Балаковской АЭС под воздействием растительноядных рыб. - Изв. Саратов. ун-та. Нов. сер. Сер. Химия. Биология. Экология. - Т. 16, вып. 2. – Саратов: Типография Саратовского университета, 2016. - С. 231-236.

210. Акімова Г.Г., Баранов С.А., Бахтіна В.І. Вказівки по контролю за гідрохімічним і гідробіологічним режимами ставків товарних господарств. М.: ВНИИПРХ, 1980. 54 с.

211. Кражан С.А., Хижняк М.І. Природна кормова база рибогосподарських водойм: навчальний посібник. К.: Аграрна освіта, 2014. 333 с.

212. Макаренко А. А. Сезонні зміни біологічного різноманіття зоопланктону в рибогосподарських водоймах України. - Водні біоресурси та аквакультура. - №2. – Херсон: 2018. - 42-50.

213. Fernando Luis do RCgo Monteiro Starling Control of eutrophication by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in the tropical Paranoá Reservoir (Brasília, Brazil): a mesocosm experiment. - Hydrobiologia. - Volume 257, [Issue 3](#). – 1993. – Pp. 143–152.

214. Кончиц В.В. Белый толстолобик - *Hypophthalmichthys molitrix* как объект прудового рыбоводства в условиях Белорусской ССР. - Автореферат диссертации кандидата сельскохозяйственных наук. - Москва, 1975.- 16 с.

215. Старко Н. В., Глущенко Л. Ф. Первичная продукция фитопланктона и рыбопродуктивность водоема-охладителя Змиевской ТЭС. - Сб. науч. ст. наук. - практ.- конф. “Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення, Харків, 2005, т. 1. - С. 374-377.

216. Васенко А. Г., Старко Н. В., Лунгу М. Л., Глущенко Л. Ф. Вплив високих літніх температур води 2001 р. на екосистему водойми-охолоджувача Зміївської ТЕС. Тез. доп. міжн. конф. "Проблеми сучасної екології", Запоріжжя, 2002. - С.61.

217. Васенко А. Г., Старко Н. В. Воздействие популяции дрейссены (*Dreissena polymorpha pallas*, 1971) на эксплуатационные характеристики водоема-охладителя Змиевской ТЭС. Збірка доповідей національного екологічного форуму «Екологія промислового регіону», т.2. – Донецьк: 2012. - С. 36-38.

218. Collins Scott F., Wahl David H. Invasive planktivores as mediators of organic matter exchanges within and across ecosystems. - *Oecologia* (2017) 184:521–530.

219. Дукина В. В., Захаренко А. В., Уманская М. А. Формирование фауны донных биоценозов водоема-охладителя Змиевской ГРЭС оз. Лиман и их кормовая ценность// Рыбное хозяйство, вып. 15. – Киев: 1972. – С. 68-76.

220. Пидгайко М. Л., Гринь В. Г., Поливанная М. Ф. и др. Гидробиологический режим водоемов-охладителей тепловых электростанций Украины // Гидробиол. журн., т. 3 №5, - Киев: Наукова думка, 1967. – С. 81-92.

221. Шкорбатов Г. Л., Захаренко А. В., Васенко А. Г. Макрозообентос водоема-охладителя Змиевской ГРЭС оз. Лиман. - Мат. II симпоз.»Влияние тепловых станций на гидрологию биологию водоемов». п. Борок: 1974. – С. 197-199.

222. НТО по теме х/д № №79-74 «Исследование гидрохимического и гидробиологического режимов оз. Лиман в связи с поступлением подогретых вод ГРЭС» - Харьков: Государственный университет им. А. М. Горького, 1974. – 53с.

223. НТО по теме х/д № 218: «Разработать рекомендации по улучшению гидробиологического и гидрохимического состояния пруда-охладителя Змиевской ГРЭС» – Харьков, 1982. - 111 с.

224. Васенко А. Г., Старко Н. В. Макрозообентос водоемов-охладителей энергообъектов в условиях функционирования садковых рыбных хозяйств. Матер. IV Всеукр. Наук.-практ. конф. «Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України», Запоріжжя, 2008. – С. 76-78.

225. Старко Н. В. Влияние садкового рыбоводства на экологическое состояние водоемов-охладителей. - Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення / Сб. наук. ст. IV Міжнар. наук.-практ. конф. - Т. 1. – Х.: 2008. – С. 368-373.

226. Васенко А.Г., Ермоленко В.А., Бузевич И. Ю, Прохода Т. А.и др. О биологических помехах на водозаборах Змиевской ГРЭС. - Харьков: УкрНИИЭП, 1998. – 55с.

227. Старко Н. В., Глущенко Л.Ф., Лунгу М.Л. и др. Влияние дрейссены на экосистему водоема-охладителя Змиевской ТЭС. Тез. докл. II Междун. науч. конф. "Биоразнообразие и роль зооценоза в естественных и антропогенных экосистемах", Днепропетровск ДНУ, 2003. С.79-81.

228. Васенко А. Г., Старко Н. В. Воздействие популяции дрейссены (*Dreissena polymorpha* Pallas, 1971) на эксплуатационные характеристики водоема-охладителя Змиевской ТЭС. Збірка доповідей національного екологічного форуму «Екологія промислового регіону», т.2. – Донецьк, 2012- С. 36-38.

229. Харченко Т.А. Значение вида-эдификатора в образовании консорции водных беспозвоночных в каналах / Т.А. Харченко // Экология. – 1989. – № 6. – С. 63-67.

230. Харченко Т.А. О консорциях в водных экосистемах. - Гидробиол. журн. – Т. 17. - № 4. – Киев: 1981. - С. 15-20.

231. Карпевич А.Ф. Теория и практика акклиматизаций водных организмов. Москва: Пищевая промышленность, 1975. - 342 с.

232. Karpova E.I., Petr T., Isaev A.I. Reservoir Fisheries in the Countries of the Commonwealth of Independent States. - FAO Fisheries Circular, 1996. 915. - 132 pp.

233. Слынько Ю.В., Дгебуадзе Ю.Ю., Новицкий Р.А., Христов О.А. Инвазии чужеродных рыб в бассейнах крупнейших рек Понто-Каспийского бассейна: состав, векторы, инвазионные пути и темпы // Российский журнал биологических инвазий. 2010. № 4. С. 74–89.

234. Камилов Б.Г., Салихов Т.В., Каримов Б.К. Вселения чужеродных видов рыб в водоемы Узбекистана.– Мат. Респ. научной конференции «Теоретические и прикладные проблемы сохранения биоразнообразия животных Узбекистана». – Ташкент: 2013. - С. 67-71.

235. Дукравец Г.М. *Stizostedion lucioperca* (Linné) – обыкновенный судак. - Рыбы Казахстана. - Т. 4. - Алма-Ата: Наука, 1989. С. 203–265.

236. Мамилов Н.Ш., Линник А.С., Ибрагимова Н.А. и др. Динамика рыбного населения малых рек бассейна реки Или. - Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана. Тезисы докладов 2 Всероссийской конференции. Борок, 16–19 ноября 2004 г. Борок: Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина. 2004. С. 57–58.

237. Мамилов Н.Ш., Балабиева Г.К., Койшыбаева Г.С. Распространение чужеродных видов рыб в малых водоемах Балхашского бассейна. - Российский Журнал Биологических Инвазий. - № 2. - [Москва](#): 2010. – С 29-36.

238. Стрельников А. С., Терещенко В. Г., Стрельникова А. П. Анализ последствий массовой акклиматизации и сапморасселения новых видов рыб и их влияние на аборигенную ихтиофауну в водоемах Балхашской зоогеографической провинции. – Вестник АГТУ. - № 3. – Астрахань: Типография АГТУ, 2016. - С. 37-44.

239. Пилипенко Юрій Володимирович. Теоретичні основи формування і функціонування гідроекосистем малих водосховищ різного цільового призначення Степової зони України в умовах антропогенного навантаження : дис... д-ра с.-г. наук: 03.00.16 / Херсонський держ. аграрний ун-т. — Херсон, 2007. — 397с.

240. Маренков О.М., Дворецкий А.І., Кошель А. В., Бобяк Н.П. "Впровадження іхтіомеліорації як засобу покращення функціонування водних екосистем" / Сучасний стан та проблеми розвитку сільськогосподарських меліорацій // Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції. - Дніпропетровськ, Дніпропетровський державний аграрний університет, 2010. - с.121-123

241. Новіцький Р. О., Кочет В. М., Христов О.О. і ін. Сучасна характеристика іхтіофауни каналу «Дніпро–Донбас». - Вісник Харківського національного університету імені В.Н.Каразіна. Серія: біологія, Вип. 25. – Харків: 2015. - С. 191-195.

242. НТО по теме: Изучение современного экологического состояния участка канала Днепр-Донбасс от головного водозабора до девятой насосной станции с целью разработки биологического обоснования и режима проведения работ по его биологической мелиорации (х/д № 184/1.1). - Харьков: УкрНИИЭП, 2010. – 67с.

243. НТО по теме: Аналіз ефективності проведення робіт по біологічній меліорації каналу Дніпро-Донбас від головної водозабірної споруди до третьої насосної станції за період з 1 вересня 2011 року по 1 жовтня 2012 року. - Харьков: УкрНИИЭП, 2012. – 20с.

244. Титечко О.В. Сучасний стан іхтіофауни Берекського водосховища, яке експлуатується в режимі СТРГ. - Рибогосподарська наука України, № 4. – Київ: 2010. - С. 114-117.

245. Звіт за темою : «Розробка біологічного обґрунтування і Режиму біологічної меліорації Трав'янського водосховища Харківської області» (за договором № 953/1.1). - Харків: УКРНДІЕП: 2018. – 40с.

246. Отчет по теме «Разработка биологического обоснования и Режима биологической мелиорации Муромского водохранилища Харьковской области» (по договору № 417/1.1). - Харків: УКРНДІЕП: 2016. – 36с.

247. Васенко А.Г., Ермоленко В.А., Бузевич И. Ю, Прохода Т. А., Старко Н. В. О биологических помехах на водозаборах Змиевской ГРЭС. - Харьков: УкрНИИЭП, 1998. – 55с.

248. Старко Н. В., Глущенко Л.Ф., Ермоленко В.А. Влияние появления в водоеме-охладителе дрейссены на характер и количество биопомех на водозаборах Змиевской ТЭС. Тез. докл. II Междун. науч. конф. "Биоразнообразие и роль зооценоза в естественных и антропогенных экосистемах", Днепропетровск ДНУ, 2003. С.81-83.

249. Коткин К. С. Формирование ихтиофауны водоемов-охладителей АЭС. – Диссертация на соискание ученой степени кандидата биологических наук. – Москва: 2012. - 131с.

250. Смирнов Б. П., Наволоцкий В. А., Сторожук Н. Г. Биологические обоснования на вселение дальневосточного акклиматизанта – пиленгаса в водоемы-охладители электростанций различного типа, расположенных в средней полосе Европейской России. - Экологическая физиология и биохимия рыб в аспекте продуктивности водоемов. Труды ВНИРО. - Т.141. - Москва: Изд-во ВНИРО, 2002. — С. 114-122.

251. Быков А. Д. Рыбохозяйственное значение и оценка влияния белого амура на экосистему водоемов-охладителей центральной России - Рыбоводство и рыбное хозяйство. - №2 – Москва:Издательский Дом «Просвещение», 2016. - С. 25-36.

252. Васенко О. Г., Бузевич И. Ю., Старко Н. В. Іхтіофауна водойми-охолоджувача Зміївської ДРЭС в умовах антропогенного навантаження. - Харків.: Торнадо, 1999.- 70с.

253. Старко Н. В. Основные факторы формирования состава рыб водоема-охладителя Змиевской ТЭС. Биологический вестник, т. 11, №1. Харьков: СПД ФО Тарасенко В. П., 2007. – С. 33-34.

254. Старко Н. В., Бусыгина И. Э. Ихтиофауна водоема-охладителя Змиевской ТЭС. - «Проблеми зооінженерії та ветеринарної медицини». Сб. Наук. праць ХДЗВА, вип.20. Част. 1. Сільськогосподарські науки. Харків: ХДЗВА, 2010. - С. 147-154.

255. Аверин В.Г. Краткий очерк озера Лимана б. Змиевского уезда Харьковской губернии //Природа и охота на Украине, 1926. - №1-2. - С.259-268.

256. Вайнштейн А.С. Научный отчет за 1966-1968 гг. по разделу «Рыбное население оз.Лиман и влияние на него сточной подогретой воды Змиевской ГРЭС». – Киев, 1968. – 54с.

257. Старко Н. В., Глущенко Л.Ф., Лунгу М.Л. Появление черноморской иглы-рыбы пухлощеккой в водоеме-охладителе Змиевской ТЭС. В матер. научн.-практ. конф. «Животный мир: охрана и рациональное использование», Харьков, 2005. С. 50-53.

258. Старко Н. В., Колесник А.Н., Фоменко А. В., Бартенев А.Ф. О появлении черноморской иглы-рыбы пухлощеккой (*Syngnathus nigrolineatus* Eichwald, 1831) в Харьковской области. Биологический вестник, т. 11, №1. Харьков: СПД ФО Тарасенко В. П., 2007. – С. 32-33.

259. Козлов В. И., Абрамович Л. С. Справочник рыбовода, Москва: Росагропромиздат, 1991. – 238 с.
260. Алиев Д.С., Суханова А.И., Шакирова Ф.М. и др. Растительноядные рыбы в Туркменистане. – Ашхабат: Ылым, 1994. – 326 с.
261. Павлов Д.С., Алиев, Д.С., Шакирова Ф.М. и др. Биология рыб Сарыязынского водохранилища. – М., 1994. – 174 с
262. Алиев Д.С., Суханова А.И., Малахова Т.В. и др. Современное состояние естественного воспроизводства дальневосточных пелагофильных рыб в водоемах Туркменистана // Гидробиология водоемов Туркменистана: Сб. ст. / Под ред. Ш.И. Когана. – Ашхабат: Ылым, 1992. – С. 141–161.
263. Отчет по теме "Выполнение экологического надзора за состоянием водоема-охладителя " (х/д № М4-387). - Харьков: УкрНИИЭП, 2004. – 261с.
264. Отчет по теме «Экологический мониторинг водоема-охладителя Змиевской ТЭС» (х/д № 4.1-501). - Харьков: УкрНИИЭП, 2005, 2006.
265. Отчет по теме "Экологический мониторинг за состоянием водоема-охладителя Змиевской ТЭС" (х/д № 1381/2.1.). - Харьков: УкрНИИЭП, 2007. – 124с.
266. Каширин А. В. Результат реконструкции ихтиофауны в озере Мокрая Буйвола. - Материалы IX международной научно-практической конференции «Современные рыбохозяйственные и экологические проблемы Азово-Черноморского региона» - Керчь: 2017 г. - С. 44-47.
267. Костоусов В. Г., Оношко И. И., Попиначенко Т.И. и др. Трансформация ихтиоценоза озера Свирь при изменении уровня рыбохозяйственной деятельности. - Вопросы рыбного хозяйства Беларуси: сб. науч. тр. - Вып. 27. – Минск., 2011.– С. 151-159.
268. Мухачев И. С. Озерное товарное рыбоводство ориентировано на стабильное развитие Игорь Семенович международный научный журнал наука без границ. - №3 (20). – Москва: 2018. – С. 43-49.
269. Режим рибогосподарської експлуатації Південного водосховища. – Дніпропетровськ: Дніпропетровський національний університет ім. О. Гончара, 2012р. – 5с.

270. Алиев Д. С. Роль растительных рыб в реконструкции промысловой ихтиофауны и биологической мелиорации водоемов. – Вопросы ихтиологии. – Т.16 – Вып. 2 (97). – Москва: Наука, 1976. – С. 247-262.

271. Авинский В. А., Печников А. С., Филиппов А. А. О рациональном рыбохозяйственном использовании водоемов-охладителей (на примере Черепетского водохранилища). - Сб. н. трудов ГосНИОРХ, вып. 309. – Ленинград: ПО-3 Ленуприздата, 1990. - С. 112-118.

272. Данные производственных отчетов Харьковской государственной инспекции по охране и воспроизводству рыбных запасов и регулированию рыболовства за 1980-1984гг.

273. Дані Лиманського державного виробничого сільськогосподарсько – рибоводного підприємства.

274. Хмельницкая АЭС. Техничко-экономическое обоснование сооружения энергоблоков №3, 4. - ТОМ 13. Оценка воздействия на окружающую среду. - Часть 7. Поверхностные воды. – Киев: ПАО " Киевский научно- исследовательский и проектно - конструкторский институт " ЭНЕРГОПРОЕКТ" 2012. – 230с.

275. Васенко А.Г., Старко Н. В. О биологической мелиорации водных объектов различного хозяйственного использования. Збірник статей VII Всеукр. наук.-практ. конф. «Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України». м. Запоріжжя: ЗДІА, 2011р. – С. 81-83.

276. Старко Н. Оценка экономической эффективности биологической мелиорации водоема-охладителя Змиевской ТЭС в 2004-2011 годах. - Матеріали XXII Всеукраїнської науково-практичної інтернет-конференції «Вітчизняна наука на зламі епох: проблеми та перспективи розвитку»: Зб. наук. праць. – Переяслав-Хмельницький, 2016. – Вип. 22. – С. 52-54.

277. Васенко А. Г., Старко Н. В., Лунгу М. Л. и др. О необходимости биологической мелиорации водоема-охладителя Бурштынской ТЭС белым амуром //Сб. наук. ст. XII Міжнар. наук.-практ. конф. “Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення”, Харків: 2016. – С. 50-55.

278. Старко Н. В. К вопросу о биологической мелиорации водоводных каналов. - Матеріали міжнародної науково-практичної конференції водні ресурси України та меліорація земель. – Київ: 2013 – С. 145-146.

279. Старко Н. В. Заході по запобіганню біологічних відкладень в конденсаторах турбін Бурштинської ТЕС. - XIII Міжнародна науково-практична конференція «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення», зб. наук. Статей. - Харків: Райдер, 2017. – С. 371-376.

280. Костоусов В.Г., Федоров В.А., Копылова Т.В. и др. Система рационального рыбохозяйственного использования водоемов Беларуси, предусматривающая оптимальное промышленное и любительское рыболовство: справочное пособие. - Минск: Георг, 1997. - 122 с.

281. Костоусов В.Г. Оценка эффективности биомелиоративных мероприятий на примере системы озер. - Континентальная аквакультура: ответ вызовам времени. Материалы Всероссийской научно-практической конференции. - Т.1 - Москва: Издательство «Перо», 2016. –185-190.

282. Васенко А.Г., Старко Н. В. О биологической мелиорации водных объектов различного хозяйственного использования. – Зб. статей VII Всеукр. наук.-практ. конф. «Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України». м. Запоріжжя, ЗДІА, 2011р. – С. 81-83.

283. Старко Н. В. Оценка экономической эффективности биологической мелиорации водоема-охладителя Змиевской ТЭС - Рыбоводство и рыбное хозяйство. - № 5 (148). – Москва: ООО «Типография "Принт Формула"», 2018. - С. 65- 71.

284. Рекомендации по борьбе с биологическими обрастаниями в системах промышленного водоснабжения. – Москва: ВОДГЕО, 1973. – 94с.

285. Лудянский М. Л., Выскребец А. М. Методы борьбы с биологическими обрастаниями в системе водоснабжения металлургического предприятия. – Пром. энергетика. – 1981, №11. – С.34-36.

286. Кошелева С. И. Формирование гидрохимического режима. //Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины. Киев: Наукова думка, 1991. 24-48.

287. Шиманский Б.А. Высшая водная растительность в водохранилищах-охладителях ТЭС и методы регулирования количества зарослей //Борьба с загрязнениями конденсаторов турбин и других трактов технического водоснабжения ТЭС. - М.: Энергия, 1977. - С. 155-174.

288. Костюченко В.И. Биологические обрастания в системах циркуляционного водоснабжения электростанций и борьба с ними //Гидротермические и химико-биологические исследования охладителей циркуляционной воды ТЭС. - Л.: Гидрометиздат, 1971. - С. 121-127.

289. Определение эффективности магнитной обработки охлаждающей воды. – Львов: Южтехэнерго, 1986. – 34 с.

290. Сиренко Л.А., Гавриленко М.Я. «Цветение» воды и эвтрофирование. – Київ: Наукова думка, 1978. – 232с.

291. Шиманский Б. А. Биологические помехи в эксплуатации систем технического водоснабжения тепловых электростанций и методы борьбы с ними. – Гидробиологический журнал. - Т.4, №3. – Киев, 1968. – С. 93-94.

292. Новоселова Т. Н. Особенности группировок фитопланктона в техно-экосистемах атомных и тепловых электростанций. - Ядерна енергетика та довкілля, № 2. – Київ, 2013. – С. 47-49.

293. Шиманский Б. А., Бескоровайная Е. В. Загрязнения трактов технического водоснабжения ГРЭС и меры борьбы с ними. //Борьба с загрязнениями конденсаторов турбин и других трактов технического водоснабжения ТЭС. - М.: Энергия, 1977. - С. 204-210.

294. Алиев Д. С. Применение растительноядных рыб для борьбы с биопомехами в эксплуатации каналов оросительной и коллекторно-дренажной сети. Тез. докл. «Гидробиология каналов и биологические помехи в их эксплуатации». Киев: Наукова думка, 1972. – С. 4-5.

295. Алиев Д. С. Особенности биологии размножения растительноядных рыб, используемых для борьбы с зарастанием Каракумского канала. Тез. докл. «Гидробиология каналов и биологические помехи в их эксплуатации». Киев: Наукова думка, 1972. – С. 6-7.

296. Вовк П. С. Биология дальневосточных растительноядных рыб и их хозяйственное использование в водоемах Украины. Киев: Наукова думка, 1976. - 246 с.

297. Павловский, Н.Н. Гидравлика открытых каналов. – Ленинград-Москва: Энергия, 1937. – 890 с.

298. Чугаев, Р.Р. Гидравлика / Р.Р. Чугаев. – М.-Л.: Энергия, 1963. – С. 173-188.

299. Кошелева Е.Д. Компьютерное моделирование взаимодействия грунтовых и поверхностных вод в зоне Бурлинского магистрального канала. - Барнаул: Изд-во АГАУ, 2010. - 238 с.

300. Косиченко Ю.М. Каналы переброски стока России. – Новочеркасск: НГМА, 2004.

301. Иовчу Ю.И. Влияние условий эксплуатации на гидравлические сопротивления русел оросительных каналов//Пути повышения эффективности орошаемого земледелия: сб. ст. ФГНУ «РосНИИПМ»/ Под ред. В.Н. Щедрина. – Новочеркасск: ООО «Геликон», 2007. – Вып. 38. – С.60-64.

302. Полякова Н. Ю. Гидравлические сопротивления и пропускная способность бетонных русел каналов при их эксплуатации. – Диссерт. на соиск. уч. к. т. н. – Новочеркасск, 2000г. – 271с.

303. Федорян Я. В. Влияние биопомех на экологическое состояние малых степных рек и каналов юга России - Пути повышения эффективности орошаемого земледелия: сб. науч. тр. ФГБНУ «РосНИИПМ». - Вып. 46. - Новочеркасск: Геликон, 2011. - С. 101-103.

304. Гурин К. Г., Волосухин Я. В. Оперативные мероприятия и рекомендации по безопасной эксплуатации каналов [Электронный ресурс] – Режим доступа до ресурсу: pamag.ru/src/prensa/089.pdf

305. Магомедов Ф. М. Совершенствование технологии и технических средств для скашивания растительности на мелиоративных каналах. Автореф. дис. на соиск. уч. ст. д. т. н. - Нальчик: 2011. – 38с.

306. НТО за темою: «Аналіз ефективності проведення робіт по біологічній меліорації каналу Дніпро-Донбас від головної водозабірної споруди до третьої насосної станції за період з 1 вересня 2011 року по 1 жовтня 2012 року». - Харків: УкрНІПЕП, 2012. – 20с.

307. Старко Н. В. К вопросу о биологической мелиорации водоводных каналов. - Матеріали міжнародної науково-практичної конференції водні ресурси України та меліорація земель 22 березня 2013 р. – Київ: 2013 – С. 145-146.

308. Васенко А.Г., Старко Н. В., Колесник А.Н. и др. О результатах исследования массовой гибели рыб в пруду у села Липцы Харьковской области. - УІ

Міжнар. наук.-практ. конф. “Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення”: Сб. наук. ст. у 2-х т. Т. 2/УкрНДІЕП. – Харків: Райдер, 2010. – С. 87-92.

309. Старко Н. В., Лунгу М. Л., Асин В. И. и др. Комплексные экологические исследования рыбоводного пруда в Харьковской области в связи с массовой гибелью рыб. - «Проблеми зооінженерії та ветеринарної медицини». Сб. Наук. праць ХДЗВА, вип.22. Част. 2, т. 1. Ветеринарні науки. Харків: ХДЗВА, 2010. - С. 376-379.

310. Щербуха А. Я. Іхтіофауна України у ретроспективі та сучасні проблеми збереження її різноманіття. – Вісник зоології. - №38(3). – Київ: 2004. – С. 3-18.

311. Вишневецький В. І., Шевчук С. А., Яцюк М.В. Актуальність нових правил експлуатації каскаду дніпровських водосховищ. - Вісник аграрної науки 2018, №9 (786). – Київ: 2018. – С. 57-63.

312. Сучасна площа дніпровських водосховищ Вишневецький В. І., Шевчук С. А., Бондар А. Є. та ін. - Електронний науковий фаховий журнал Український журнал дистанційного зондування землі. - № 14. – Київ: 2017. – С. 4-11.

313. Томільцева А.І., Яцик А.В., Мокін В.Б. та ін. Екологічні основи управління водними ресурсами. Київ: Інститут екологічного управління та збалансованого природокористування. - Київ: 2017. - 200 с.

314. Канаш А. П. Бассейн Днепра: почвенно-экологические аспекты рационального использования. - Научно-практический семинар НАТО «Интегрированное управление водными ресурсами на трансграничных бассейнах – межгосударственные и межсекторальные подходы» - Бишкек: 2004. – С. 1-13.

315. Гурбик О. Б. Іхтіофауна Канівського водосховища в умовах рибогосподарського використання. - Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук.- Київ: Інститут гідробіології, 2018 – 193с.

316. Федоненко О. В., Маренков О. М. Видовий склад молоді риб літоральних ділянок Запорізького водосховища станом на 2012 рік - Питання біоіндикації та екології: Періодичне видання. – Запоріжжя: Акцент Інвест-трейд, 2013. – Вип. 18, №1. – С. 179–187.

317. Тімченко В.М., Тімченко О.В., Лахай Ю.О. та ін. Екологічна регламентація режиму роботи дніпровських гідроелектростанцій. – Наукоємні технології. - № 2. – Київ: 2009. – С. 1-4.

318. Полторацкая В.И. Биология и промысел толстолобиков в Цыбульникском заливе Кременчугского водохранилища. - Рыбное хозяйство. - Вып. 38. - Киев: Урожай, 1984.- С. 31-34.

319. Озинковская С.П., Полторацкая В.И., Мухамедова А.Ф. Специализированный промысел растительноядных рыб в крупных водохранилищах. - Сборник научных трудов ГосНИОРХ. - вып. 242. - Москва: 1986. - С. 90-95.

320. Данченко Э.В. Некоторые данные о питании двухлетков пестрого толстолобика при совместном выращивании с двухлетками карпа - Тр. ВНИИПРХ - № 18. - Москва: 1971. — С. 30-45.

321. Демченко М. Ф., Моляка А. Н. Растительность нерестилищ Сулинского залива. - Рыбное хозяйство. - Вып. 22. - Киев: Урожай, 1976. - С. 86-89.

322. Richard Ogutu-Ohwayo, Robert E. Hecky, Andrew S. Cohen et al. - Environmental Biology of Fishes. - №50. - 1997. - Pp. 117-131.

323. Коханова Г. Д., Семенюк А. Ф. Современное состояние и перспективы освоения мелководий Днепровских водохранилищ // Рыбное хозяйство. 1980. Вып. 30. С. 34—38.