Міністерство освіти і науки України
Херсонський державний аграрно-економічний університет

ВОДНІ БІОРЕСУРСИ ТА АКВАКУЛЬТУРА

Водные биоресурсы и аквакультура

Water bioresources and aquaculture

Науковий журнал

2(8)/2020

Видавничий дім
«Гельветика»
2020

Рекомендовано до друку та поширення через мережу Internet
Вченою радою Херсонського державного аграрно-економічного університета,
(протокол № 6 от 10.12.2020 року).

Головний редактор – ***Пічура В.І.*** – доктор сільськогосподарських наук, професор.
Відповідальний секретар – ***Корнієнко В.О.*** – кандидат сільськогосподарських наук, доцент.
Відповідальний секретар – ***Дюдяєва О.А.*** – старший викладач кафедри екології та сталого розвитку імені професора Ю.В. Пилипенка.

Члени редакційної колегії:
Агеєц В.Ю. – доктор сільськогосподарських наук, професор (Республіка Білорусь);
Бех В.В. – доктор сільськогосподарських наук, професор;
Бойко М.Ф. – доктор біологічних наук, професор;
Бойко П.М. – кандидат біологічних наук, доцент;
Бузевич І.Ю. – доктор біологічних наук, старший науковий співробітник;
Вовк Н.І. – доктор сільськогосподарських наук, професор;
Волох А.М. – доктор біологічних наук, професор;
Дементьєва О.І. – кандидат сільськогосподарських наук, доцент;
Домарацький Є.О. – кандидат сільськогосподарських наук, доцент;
Зубков О. – доктор-хабілітат біологічних наук, професор (Республіка Молдова);
Клименко О.М. – доктор сільськогосподарських наук, професор;
Костоусов В.Г. – кандидат біологічних наук (Республіка Білорусь);
Кутіщев П.С. – кандидат біологічних наук, доцент;
Наконечний І.В. – доктор біологічних наук, професор;
Харитонов М.М. – доктор сільськогосподарських наук, професор;
Шевченко В.Ю. – кандидат сільськогосподарських наук, доцент;
Шевченко П.Г. – кандидат біологічних наук, доцент, старший науковий співробітник;
Шекк П.В. – доктор сільськогосподарських наук, професор;
Шкуте А. – доктор біологічних наук, професор (Латвія).

Електронна сторінка видання – www.wra-journal.ksauniv.ks.ua

На підставі наказу Міністерства освіти і науки України № 409 від 17.03.2020 р. (додаток 1) журнал внесений до Переліку наукових фахових видань України (категорія «Б») у галузі сільськогосподарських наук (101 – Екологія, 207 – Водні біоресурси та аквакультура)

Науковий журнал «Водні біоресурси та аквакультура»
зареєстровано Міністерством юстиції України
(Свідоцтво про державну реєстрацію друкованого засобу масової інформації,
серія КВ № 22727-12627Р від 24.03.2017 року)

Статті у виданні перевірені на наявність плагіату за допомогою
програмного забезпечення StrikePlagiarism.com від польської компанії Plagiat.pl

ISSN 2663-5283

© Колектив авторів, 2020
© Херсонський державний аграрно-економічний університет, 2020

ЗМІСТ

ВОДНІ БІОРЕСУРСИ.....9

Бреус Д.С. Дослідження екологічного стану акваторії Каховського водосховища.....9

Ковальов М.М., Звєздун О.М., Михайлова Дарія. Порівняння ефективності вирощування розсади *Thladiantha Dubia* в грунтовому середовищі і гідропонних системах.....20

Козий М.С. Особенности гистологического строения мезонефроса тарани (*Rutilus heckeli* Nordmann, 1840) в связи с нерестовой миграцией 29

Мельниченко С.Г., Бабушкіна Р.О., Маркелюк А.В. Аналіз сучасного стану водних біоресурсів України.....42

Федоренко М.О., Вдовенко Н.М., Павлюк С.С., Дюдяєва О.А. Базові засади розвитку рибальства та аквакультури в умовах трансформаційних процесів.....48

Цуркан Л.В., Воліченко Ю.М., Шерман І.М. Еколого-гематологічні складові зимівлі цьоголітків коропа в умовах півдня України.....59

Шарило Ю.Є., Гереєва І. Концесія водних об'єктів як ефективний механізм екологічного відновлення водойм.....70

АКВАКУЛЬТУРА.....78

Барило Є.О., Лобойко Ю.В., Барило Б.С. Особливості вирощування молоді струмкової форелі (*Salmo trutta* m. *fario* L.) в умовах гірського господарства 78

Гончарова О.В. Технологічні аспекти впровадження європейського досвіду «демо-акваферми» 91

Гриневич Н.Є., Димань Т.М., Хом'як О.А., Присяжнюк Н.М., Мазур Т.Г. Моніторинг вмісту нітрифікуючих мікроорганізмів на різних наповнювачах біофільтра.....101

Добрянська О.П. Активність системи антиоксидантного захисту в організмі коропа за використання у складі корму пребіотика.....112

Козий М.С. Микроанатомическая оценка степени влияния состава кормов на структуру мышечной ткани белого амура (*Ctenopharyngodon idella* Valenciennes, 1844).....125

Корнієнко В.О., Оліфіренко В.В., Рожков В.В. Результативність вирощування мальків стерляді (*Acipenser ruthenus*) в басейнах за різного режиму годівлі.....137

Костенко С.О. Історія, створення та використання трансгенних риб.....149

Куць У.С., Кориляк М.З., Куріненко Г.А. Аналіз фізіолого-біохімічних показників коропо-сазанових гібридів отриманих в умовах промислової гібридизації з використанням самців амурського сазана різного генезису.....171

МЕТОДИ І МЕТОДИКИ.....184

Біла Т.А., Ляшенко Є.В., Охріменко О.В. Фотоколориметричний метод визначення сполук амонію у природних водах.....184

Морозов О.В., Морозов В.В., Козленко Є.В., Біднина І.О. Оцінка якості зрошувальної води в системі еколого-меліоративного моніторингу.....192

Пічура В.І., Потравка Л.О. Протиерозійна оптимізація структури земельного фонду та екологізація природокористування на території басейну ріки Дніпро.....210

Романчук М.Є., Нагаєва С.П. Порівняльна характеристика екологічної оцінки якості води р. Дністер та його приток по методиках 1998 та 2012 років.....236

Скок С.В. Методичні аспекти оцінки впливу міських стічних вод на якість річки Дніпро.....251

СОДЕРЖАНИЕ

ВОДНЫЕ БИОРЕСУРСЫ.....9

Бреус Д.С. Исследование экологического состояния акватории Каховского водохранилища.....9

Ковалев Н.Н., Звездун О.М., Михайлова Дарья. Сравнение эффективности выращивания рассады *Thladiantha Dubia* в почвенной среде и гидропонных системах.....20

Козий М.С. Особенности гистологического строения мезонефроса тарани (*Rutilus heckeli*, Nordmann, 1840) в связи с нерестовой миграцией 29

Мельниченко С.Г., Бабушкина Р.А., Маркелюк А.В. Анализ современного состояния водных биоресурсов Украины.....42

Федоренко Н.А., Вдовенко Н.М., Павлюк С.С., Дюдяева О.А. Базовые принципы развития рыболовства и аквакультуры в условиях трансформационных процессов.....48

Цуркан Л.В., Воличенко Ю.Н., Шерман И.М. Эколого-гематологические составляющие зимовки сеголетков карпа в условиях юга Украины.....59

Шарило Ю., Гереева И. Концессия водных объектов как эффективный механизм экологического восстановления водоемов.....70

АКВАКУЛЬТУРА.....78

Барило Е.А., Лобойко Ю.В., Барило Б.С. Особенности выращивания молоди ручьевой форели (*Salmo trutta m. fario* l.) в условиях горного хозяйства.....78

Гончарова О.В. Технологические аспекты внедрения европейского опыта «Демо-аквафермы».....91

Гриневич Н.Е., Димань Т.Н., Хом'як А.А., Присяжнюк Н.М., Мазур Т.Г. Мониторинг содержания нитрифицирующих микроорганизмов на различных наполнителях биофильтра.....101

Добрянская О.П. Активность системы антиоксидантной защиты в организме карпа при использовании в составе корма пребиотика.....112

Козий М.С. Микроанатомическая оценка степени влияния состава кормов на структуру мышечной ткани белого амура (*Ctenopharyngodon idella,* Valenciennes, 1844).....125

Корниенко В.А., Олифиренко В.В., Рожков В.В. Результативность выращивания мальков стерляди (*Acipenser ruthenus*) в бассейнах при разных режимах кормления.....137

Костенко С.О. История, создания и использования трансгенных рыб.....149

Куць У.С., Кориляк М.З., Куриненко Г.А. Анализ физиолого-биохимических показателей карпово-сазанных гибридов полученных в условиях промышленной гибридизации с использованием самцов амурского сазана различного генезиса……171

МЕТОДЫ И МЕТОДИКИ……184

Белая Т.А., Ляшенко Е.В., Охрименко Е.В. Фотоколориметрический метод определения соединений аммония в природных водах……184

Морозов А.В., Морозов В.В., Козленко Е.В., Биднина И.О. Оценка качества оросительной воды в системе эколого-мелиоративного мониторинга……192

Пичура В.И., Потравка Л.А. Противоэрозионная оптимизация структуры земельного фонда и экологизация природопользования на территории бассейна реки Днепр……210

Романчук М.Е., Нагаева С.П. Сравнительная характеристика экологической оценки качества воды р. Днестр и его притоков по методикам 1998 и 2012 годов……236

Скок С.В. Методические аспекты оценки влияния городских сточных вод на качество реки Днепр……251

CONTENTS

WATER BIORESOURCES.....9

Breus D.S. Study of the ecological condition of the aquatorium of the Kakhovka water reservoir.....9

Kovalov M.M., Zvezdun O.M., Michailova Daria. Comparison of the efficiency of growing *Thladiantha Dubia* seedlings in soil environment and hydroponic systems.....20

Kozij M.S. Peculiarities of the histological structure of the ram's mesonephros (*Rutilus heckeli*, Nordmann, 1840) in connection with spawning migration.....29

Melnychenko S.G., Babushkina R.O., Markeliuk A.V. Analysis of the current state of aquatic bioresources of Ukraine.....42

Fedorenko M.O., Vdovenko N.M., Pavlyuk S.S., Dyudyaeva O.A. The basic fundamentals of fisheries and aquaculture development in the conditions of transformation processes.....48

Tsurkan L.V., Volichenko Yu.M., Sherman I.M. Ecological and hematological components of wintering of carp carpets in the conditions of the South of Ukraine.....59

Sharylo Yu., Gereeva I. Concession of water facilities as an effective mechanism of ecological restoration of water reservoirs.....70

AQUACULTURE.....78

Barylo Ye.O., Loboiko Yu.V., Barylo B.S. Features of cultivation of young brown trout (*Salmo trutta* m. *fario* L.) in the condition of mining.....78

Honcharova O.V. Technological aspects of the introduction of the European experience of the “demo-aqua farm”.....91

Grynevych N.E., Dyman T.M., Khomiak O.A., Prysiazhniuk N.M., Mazur T.G. Monitoring of the content of nitrificing microorganisms on different biofilter fillers 101

Dobrianska O.P. Activity of antioxidant protection system in carp organism for use in feedingprebiotics 112

Kozij M.S. Microanatomic assessment degrees of influence of feed composition on the structure of the muscle tissue of *Ctenopharyngodon idella*.....125

Kornienko V.O., Olifirenko V.V., Rozhkov V.V. Results of cultivation of sterlet fry (*Acipenser ruthenus*) in pools at different feeding mode.....137

Kostenko S.O. History, creation and use of transgenic fish.....149

Kuts U.S., Kurinenko H. A., Korylak M.Z. Analysis of physiological and biochemical parameters of carp and Amur wild carp hybrids obtained in the conditions of industrial hybridization with using of male Amur wild carp from different genesis……171

METHODS AND TECHNIQUES……184

Bila T.A., Lyashenko E.V., Ohrimenko O.V. Photocolorimetric method of determination of ammonium compounds in natural waters……184

Morozov O.V., Morozov V.V., Kozlenko Y.V., Bidnyna I.O. Assessment of irrigation water quality in the ecological and ameliorative monitoring system……192

Pichura V.I., Potravka L.O. Anti-erosion optimization of land fund structure and ecologization of nature use on the territory of the Dnipro river basin……210

Romanchuk M., Nagaeva S. Comparative characteristics of ecological assessment of water quality r. Dnister and its inflow by methods 1998 and 2012……236

Skok S. V. Methodical aspects of the evaluation of the impact of urban wastewater on the Dnipro river quality ……251

ВОДНІ БІОРЕСУРСИ

УДК 502.51:504.5
DOI https://doi.org/10.32851/wba.2020.2.1

ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ АКВАТОРІЇ КАХОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Бреус Д.С. *– к.с.-г.н., доцент,*
Херсонський державний аграрно-економічний університет,
breusd87@gmail.com

Проблема екологічної безпеки водних об'єктів актуальна для всіх водних басейнів України. У рейтингу ЮНЕСКО Україна посідає 95 місце серед 122 країн світу за рівнем раціонального використання водних ресурсів та якості води.

Незадовільний екологічний стан водного середовища безпосередньо Каховського водосховища та на ділянці Нижнього Дніпра та Дніпро-Бузького лиману, що виник внаслідок діяльності основних забруднювачів – систем побутової каналізації та промислових підприємства міст Запоріжжя, Нікополь, Марганець, Нова Каховка, Херсон та Миколаїв, зумовлюють необхідність застосування комплексного підходу для вивчення довгострокових тенденцій і закономірностей зміни якісних показників поверхневих вод Каховського водосховища. Найбільш гострою проблемою є відведення стічних вод з м. Берислав. У зв'язку з аварійною ситуацією на каналізаційній мережі м. Берислав з 2002 року скид неочищених стічних вод у Каховське водосховище здійснюється в обсягах 150-180 тис. м^3.

Великі обсяги забруднюючих речовин потрапляють до Нижнього Дніпра разом зі стоком р. Інгулець, головним забруднювачем якого є промисловість Криворіжжя.

Крім точкових джерел забруднення слід зазначити й несанкціоновані аварійні скиди, що надходять у водні об'єкти від різних водокористувачів, та невраховані забруднення від дифузних джерел. Велика кількість забруднюючих речовини також надходить з поверхневим стоком з сільськогосподарських угідь.

Дослідження ґрунтується на основі екологічної класифікації, що включає набір гідрофізичних, гідрохімічних, гідробіологічних та інших показників, які віддзеркалюють особливості багатьох речовин, які містяться в водних екосистемах. Екологічна класифікація на основі інтегрального показника забруднення є критерієм екологічної оцінки якості поверхневих вод, а також складовою частиною нормативної бази для комплексного аналізу стану навколишнього природного середовища й основою для оцінки впливу антропогенної діяльності на довкілля. В досліджені проведена оцінка екологічної стану акваторії Каховського водосховища, з використанням класифікації стану поверхневих вод, а саме індексу забрудненості води (ІЗВ).

Ключові слова: Каховське водосховище, індекс забрудненості води (ІЗВ), екологічна оцінка, антропогенний вплив.

Постановка проблеми. Україна, у рамках національної стратегії наближення законодавства до європейського права, адаптувала цілі сталого розвитку у відповідності до власного законодавства, визначивши 86 завдань розвитку та 172 показники для моніторингу їх виконання [1].

У Законі «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року» (2010) [2] поставлено основні цілі державної екологічної політики та визначено завдання для їх досягнення. Процес реформування поділений на два етапи: перший − до 2015 р. передбачає забезпечення стабілізації екологічної ситуації в країні, другий − до 2020 р. направлений на реформування політики.

Результати реалізації першого етапу стратегії (2011–2015 рр.), щодо охорони водних ресурсів: зниження рівня забруднення вод по відношенню до базового (ціль досягнута на 30−60 %), скорочення об'єму скиду недостатньо очищених стічних вод (ціль досягнута на 30−60 %), зменшення об'єму використаних вод та обсягу скиду забруднюючих речовин у водні об'єкти (ціль досягнуто 30−60 %). В рамках закону прийнято зміни до Водного кодексу України, що впроваджують принцип інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим принципом [3].

В Україні встановлено 9 районів річкових басейнів. Відповідно до наказу Міністерства екології та природних ресурсів України від 03.03.2017 р. № 103, зареєстрованого у Міністерстві Юстиції України 29.03.2017 р. за № 421/30289 «Про затвердження меж районів річкових басейнів, суббасейнів та водогосподарських ділянок», р. Ірпінь входить до суббасейну Верхнього Дніпра. У рамках імплементації національного водного законодавства до європейського, зокрема до ВРД, ведеться робота з підготовки до укладання планів управління для кожного із 9 районів річкових басейнів, що передбачає і оцінку їх екологічного стану. Реалізація проекту управління річковими басейнами має розпочатися з 2021 року.

У 2018 році Верховною Радою України прийнято законопроект «Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року» [4]. Його метою є стабілізація і поліпшення стану НПС України шляхом інтеграції екологічної політики до соціально-економічного розвитку держави для створення екологічно безпечнішого природного середовища для життя і здоров'я населення, впровадження екологічно збалансованої системи природокористування.

Відповідно до цілей державної екологічної політики України на період до 2030 року, та на основі результатів реалізації першого та другого етапу стратегії державної екологічної політики України на період до 2020 року, проблема незадовільного екологічного стану поверхневих вод Каховського водосховища є актуальною.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Тема екологічного стану поверхневих вод Каховського водосховища відображена у дослідженнях багатьох вітчизняних науковців, а саме: О. Федоненко [5], О. Лянзберг [6], К. Домбровський [7], П. Кутіщев [8], А. Яцик [9].

Вітчизняний вчений Обухов Є.В. в своїй праці зазначає, що проведені у 2016 р. дослідження виявили перевищення протягом року у водах Каховського водосховища тільки міді та марганцю від двох до трьох разів. У тушках тюльки було встановлено перевищення санітарно-гігієнічної ГДК за цинком, марганцем і нікелем, а також наявність хлорорганічних пестицидів [10].

Гідроекологічні дослідження на Каховському водосховищі та у пониззі р. Дніпро показали, що його сучасний стан характеризується незначним перевищенням вмісту сульфатів, фосфатів, $БСК_5$, та інших забруднювачів [6]. Тобто вода належить до II та III класу якості і її стан можна оцінювати як задовільний. Водночас в умовах високих літніх температур і слабкої течії (не більш як 1,8 см/с) водосховище починає «цвісти» синьо-зеленими водоростями з високою біомасою фітопланктону – до 46 г/м^3 при рибогосподарській нормі 20–30 г/м^3.

Постановка завдання. Мета статті – визначити сучасний екологічний стан поверхневих вод Каховського водосховища, за допомогою індексу забрудненості води.

Виклад основного матеріалу дослідження. Каховське водосховище – шоста сходинка Дніпровського каскаду – здійснює сезонне і частково багаторічне регулювання стоку. Його було введено в експлуатацію в 1956 р. Його повна ($W_п$) і корисна ($W_{кр}$) місткості становлять, відповідно, 18,2 км^3 і 6,8 км^3; площа дзеркала води при позначці нормального підпертого рівня – 2155 км^2, при позначці рівня мертвого об'єму – 1930 км^2; довжина водосховища – 230 км, максимальна і середня ширина – відповідно, 25 км і 9,3 км, максимальна і середня глибина – 36 м і 8,4 м; площа мілководдя водосховища до 1 м становить 44 км^2, до 2 м – 110 км^2. Розрахункове витрачання ГЕС дорівнює 4962 м^3/с, водоскидної греблі – 15438 м^3/с; розрахункове максимальне скидне витрачання через споруди (P=0,1 %) – 20468 м^3/с.

Середньо-багаторічний стік Дніпра у створі гідровузла сягає 52,2 км^3, площа водозбору – 482 тис. км^2. До складу гідровузла входять будівля ГЕС з встановленою потужністю шести гідроагрегатів N=351 МВт і середньорічним виробленням енергії E=1489 млн. кВт/год., водозливна бетонна гребля з 28 отворами по 12 м для пропуску 15438 м^3/с води, однокамерний судноплавний шлюз 320х18 м і земляна гребля довжиною 3,2 км [11].

Для здійснення досліджень з оцінки сучасного стану використання водних ресурсів в басейні Каховського водосховища та пониззі р. Дніпро використано дані державного обліку водокористування за 2018 р. Розглянуто біля 880 підприємств-водокористувачів, які звітуються щорічно перед Державним агентством водних ресурсів України за використану ними воду.

Підприємства-водокористувачі та підприємства-забруднювачі систематизовано за водогосподарськими ділянками Каховського водосховища (305-92 км) та пониззя р. Дніпро (92-41 км), а саме:

Каховське водосховище:

I. Запорізька ГЕС – м. Запоріжжя (305-290 км).

II. м. Запоріжжя – м. Марганець (290-240 км).

III. м. Марганець – м. Нікополь (240-210 км).

IV. м. Нікополь – м. Берислав (210-105 км).

V. м. Берислав – м. Нова Каховка (105-92 км).

Пониззя р. Дніпро:

I. м. Нова Каховка – м. Херсон (92-41 км).

За даними державної статистичної звітності у 2018 р. з Каховського водосховища та пониззя р. Дніпро для водопостачання населення й галузей економіки забрано 2389,96 млн. м^3 води [12].

Використання свіжої води становить в цілому 637,94 млн. м^3, з них з Каховського водосховища – 610,26 млн. м^3 або 95,6 %, а з р. Дніпро – 27,68 млн. м^3 або 4,4 %. Найбільшими споживачами води в регіоні є зрошення – 395,253 млн. м^3 або 61,95 % від загального об'єму використаної свіжої води, потреби виробництва займають друге місце і складають 161,77 млн. м^3, (25,36 %), питні потреби – 78,76 млн. м^3 (12,34 %), та інші потреби – 2,159 млн. м^3 (0,34 %) [12].

За даними державної статистичної звітності у 2018 р. скинуто в поверхневі води Каховського водосховища та пониззя р. Дніпро 173,586 млн. м^3 зворотних вод з них забруднених 60,92 млн. м^3 [12].

Необхідно відмітити, що якість поверхневих вод водосховища залежить від багатьох чинників, а саме, фізико-географічних умов, гідрографічних характеристик та особливостей формування стоку, геоморфологічних, геоботанічних та господарських умов.

В таблиці 1 представлено скид мінеральних речовин (Азот амонійний, БСК5, Завислі речовини, Нітрати) сумарно з забрудненими (без очищення та недостатньо очищеними) і нормативно очищеними стічними водами в Каховське водосховище та пониззя Дніпра у 2018 р.

В таблиці 2 представлено скид мінеральних речовин (Нітрити, Сульфати, Сухий залишок, Хлориди, ХСК) сумарно з забрудненими (без очищення та недостатньо очищеними) і нормативно очищеними стічними водами в Каховське водосховище та пониззя Дніпра у 2018 р.

До категорії найбільш часто використовуваних методик для оцінки якості води водних об'єктів можна віднести гідрохімічний індекс забрудненості води. Ця методика є однією з найпростіших методик комплексної оцінки якості води та дозволяє у короткий термін проводити оцінку якості поверхневих водоймищ.

Таблиця 1. **Скиди в поверхневі води Каховського водосховища та пониззя р. Дніпро забруднюючих речовин за 2018 р. [12]**

Назва територіальної одиниці	Кількість забруднюючих речовин, що скидаються разом зі зворотними (стічними) водами			
	Азот амонійний, тис. тонн	$БСК_5$, тис. тонн	Завислі речовини, тис. тонн	Нітрати, тис. тонн
м. Запоріжжя	0,176	0,590	0,735	2,677
м. Марганець	0,002	0,013	0,008	0,036
м. Нікополь	0,005	0,083	0,108	0,340
Херсонська область	0,032	0,261	0,253	0,509
Всього	0,215	0,947	1,104	3,562

Таблиця 2. **Скиди в поверхневі води Каховського водосховища та пониззя р. Дніпро забруднюючих речовин за 2018 р. [12]**

Назва територіальної одиниці	Кількість забруднюючих речовин, що скидаються разом зі зворотними (стічними) водами				
	Нітрити тис. тон	Сульфати тис. тон	Сухий залишок тис. тон	Хлориди тис. тон	ХСК тис. тон
м. Запоріжжя	0,119	6,455	31,12	7,988	2,978
м. Марганець	0,001	0,094	0,240	0,083	0,056
м. Нікополь	0,001	0,624	3,876	0,661	0,293
Херсонська область	0,031	5,125	24,02	6,038	1,504
Всього	0,152	12,295	59,256	14,77	4,831

Розрахунок індексу забруднення можна провести лише за наявності певної кількості інгредієнтів (не менше чотирьох).

Розрахунок виконують за формулою:

$$ІЗВ = \frac{1}{6} * \sum_{i=1}^{n} \frac{C_i}{ГДК_i}, \quad (1)$$

де ІЗВ – індекс забруднення вод;

$ГДК_i$ – гранично допустима концентрація хімічного компонента;

C_i – фактична концентрація хімічного компонента;

n – кількість інгредієнтів.

Проведена екологічна оцінка якості вод Каховського водосховища та пониззя Дніпра дала змогу оцінити ситуацію, що склалася в досліджуваному водному об’єкту, і класифікувати її за ступенем придатності для основних видів водоспоживання (табл. 3).

З урахуванням того, що величина біохімічного споживання кисню ($БСК_5$) є інтегральним показником наявності легкоокислюваних органічних речовин (ГДК для повного БСК становить 3 мг/л щодо O_2), а також того, що зі зростанням вмісту легкоокислюваних органічних речовин і

зменшенням вмісту розчиненого кисню якість вод знижується непропорційно різко, нормативи для цих показників при розрахунках ІЗВ беруться дещо інші, ніж ГДК (табл. 4).

Таблиця 3. **Критерії оцінки якості вод за ІЗВ [13]**

Клас якості води	Текстовий опис	Величина ІЗВ
Для поверхневих вод		
I	Дуже чиста	0,3
II	Чиста	0,3-1
III	Помірно забруднена	1-2,5
IV	Забруднена	2,5-4
V	Брудна	4-6
VI	Дуже брудна	6-10
VII	Надзвичайно брудна	10

Таблиця 4. **Нормативи для БСК$_5$ при розрахунках ІЗВ [13]**

БСК$_5$, мг/л щодо O_2	Норматив
До 3	3
3-15	2
Понад 15	1

Причому, на відміну від інших показників, для розчиненого кисню при розрахунках ІЗВ береться співвідношення норматив/реальна концентрація (табл. 5).

Таблиця 5. **Нормативи для O_2 при розрахунках ІЗВ, мг/дм^3 [13]**

Розчинений кисень	Норматив
Понад 6	6
Менше 6-5	12
Менше 5-4	20
Менше 4-3	30
Менше 3-2	40
Менше 2-1	50
Менше 1-0	60

Для досліджуваного об’єкта за формулою (1) розраховані ІЗВ, результати яких наведені на рисунку 1 та рисунку 2.

При дослідженні було використано показники вмісту забруднюючих речовин у десяти контрольних створах, а саме БСК$_5$, O_2, азоту амонійного, азоту нітритного, фенолів, нафтопродуктів.

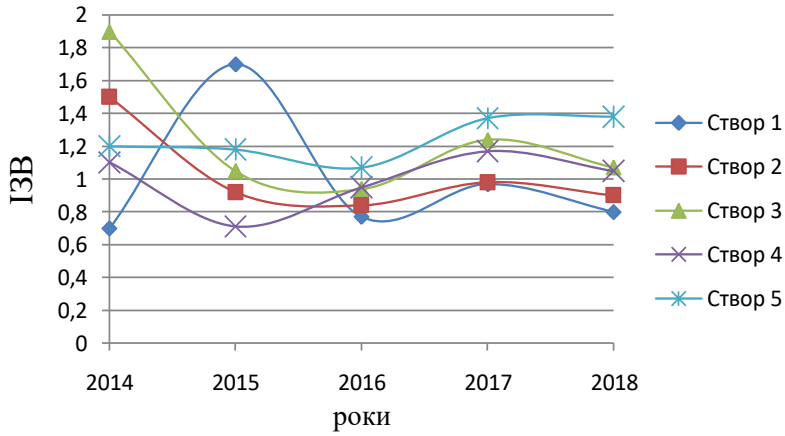


Рис. 1. **Значення ІЗВ Каховського водосховища та пониззя р. Дніпро (створи 1-5)**

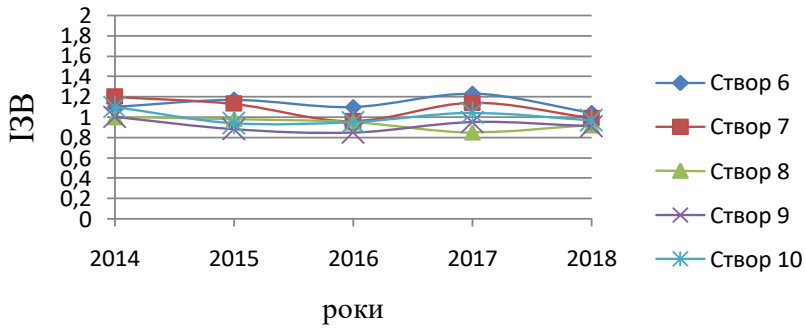


Рис. 2. **Значення ІЗВ Каховського водосховища та пониззя р. Дніпро (створи 6-10)**

Висновки. Проаналізувавши отримані дані з десяти досліджуваних створів відбору проб води в Каховському водосховищі та у пониззі р. Дніпро, можна зробити висновок, що протягом п'яти років не спостерігались перевищення у досліджуваних показників значень ГДК, що відповідає класу якості води «чиста» (II) та «помірно забруднена» (III). Рівень ІЗВ по кожному із створів щорічно змінювався рівномірно, що свідчить про однорідність розподілення забруднюючих речовин, в залежності від об'ємів щорічних скидів.

STUDY OF THE ECOLOGICAL CONDITION OF THE AQUATORIUM OF THE KAKHOVKA WATER RESERVOIR

Breus D.S. *– PhD in agriculture, Associate Professor at the Department of Ecology and Sustainable Development named by prof. Yu.V. Pylypenko, Kherson State Agrarian and Economic University, breusd87@gmail.com*

The problem of ecological safety of water bodies is relevant for all water basins of Ukraine. In the UNESCO ranking, Ukraine ranks 95th among 122 countries in the world in terms of rational use of water resources and water quality.

Unsatisfactory ecological state of the aquatic environment directly Kakhovka water reservoir, the Lower Dnipro and Dnipro-Bug estuary, which arose due to the main pollutants – domestic sewage systems and industrial enterprises of Zaporizhya, Nikopol, Marganets, Nova Kakhovka, Kherson and Mykolayiv, necessitate the use of complex approach to study long-term trends and patterns of change in surface water quality indicators of the Kakhovka water reservoir. The most acute problem is sewage disposal from Berislav. Due to the emergency situation on the sewerage network of Beryslav since 2002, the discharge of untreated wastewater into the Kakhovka water reservoir is carried out in the amount of 150-180 thousand m^3.

Large volumes of pollutants enter the Lower Dnieper together with the runoff of the Ingulets river, the main polluter of which is the industry of Kryvyi Rih.

In addition to point sources of pollution, it should be noted unauthorized emergency discharges into water bodies from various water users, and unaccounted for pollution from diffuse sources. A large amount of pollutants also comes with surface runoff from agricultural lands.

The study is based on an ecological classification that includes a set of hydrophysical, hydrochemical, hydrobiological and other indicators that reflect the characteristics of many substances contained in aquatic ecosystems. Ecological classification on the basis of an integrated indicator of pollution is a criterion for ecological assessment of surface water quality, as well as an integral part of the regulatory framework for a comprehensive analysis of the environment and a basis for assessing the impact of anthropogenic activities on the environment. The study assessed the ecological status of the Kakhovka water reservoir, using the classification of surface water status, namely the water pollution index (WPI).

Keywords: Kakhovka water reservoir, water pollution index (WPI), ecological assessment, anthropogenic impact.

ЛІТЕРАТУРА

1. Цілі сталого розвитку: Україна. *Національна доповідь*. 2017. 174 с.
2. Закон України «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року» № 2818-VI від 21.12.2010 р.
3. Оцінка виконання Стратегії державної екологічної політики України на період до 2020 року та Національного плану дій з охорони навко-

лишнього природного середовища на 2011–2015 роки Київ : 2015 URL: http://old.menr.gov.ua/press-center/news/150-news28/3362-otsinka-vykonannia-stratehii-derzhavnoi-ekolohichnoi-politykyukrainy-na-period-do-2020-roku-ta-natsionalnoho-planu-dii-z-okhoronynavkolyshnoho-pryrodnoho-seredovyshcha-na-2011-2015-roky

4. Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року: Закон України. № 2697-VIII, 28.02.2019 р.
5. Федоненко О.В. Гідроекологічний стан Каховського водосховища. *Питання біоіндикації та екології.* Запоріжжя : ЗНУ, 2010. Вип. 15, № 2. С. 214–222.
6. Лянзберг О.В. Комплексна екологічна оцінка якості води на прикладі Каховського водосховища: збірка тез та наук. статей за мат. IV між. еколог. форуму "Чисте місто. Чиста ріка. Чиста планета". Херсон : ХТПП, 2012. С. 153–157.
7. Домбровський К.О. Гідробіологічні особливості водойм верхів'я Каховського водосховища в умовах антропогенного забруднення. *Вісн. Запорізьк. нац. ун-ту.* 2006. С. 64–70.
8. Кутіщев П.С. Сучасний стан фітопланктону Дніпровсько-Бузької гирлової системи. *Гидробиол. журн*. 2018. Т. 54. № 2. С. 66–71.
9. Досвід використання «Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» (пояснення, застереження, приклади) / Яцик А.В. та ін. Київ: Оріяни, 2006. 60 с.
10. Обухов Є.В. Оцінка комплексного використання водних ресурсів каховського водосховища за 60 років експлуатації. *Економіка Україні*. 2017. № 1(662). С. 31–40.
11. Водосховища Дніпра. веб-сайт. URL: http://uanature.ulcraft.com/reservoir_dnepr (дата звернення: 12.10.20).
12. Щорічник водокористування. Державний водний кадастр розділ «водокористування». Басейн Дніпра. 2018. 166 с.
13. Обухов Є.В. Забезпеченість населення України водними ресурсами на початку 2014 року : мат. IX межд. наук.прак. конф. "*Проблемы экологической безопасности и развития морехозяйственного и нефтегазового комплексов"*. Одесса: УО МАНЭБ. Пассаж, 2015. С. 86–91.

REFERECES

1. Cili stalogo rozvytku: Ukrai'na (2017) [Aims of sustainable development]. *Natsionalna dopovid*. 174 p. [in Ukrainian].
2. *Zakon Ukrainy Pro osnovni zasady (stratehiiu) derzhavnoi ekolohichnoi polityky Ukrainy na period do 2020 roku* [Law of Ukraine On the basic principles (strategy) of the state environmental policy of Ukraine for the period up to 2020]. № 2818-VI, 21.12.2010. [in Ukrainian].

3. *Otsinka vykonannia Stratehiï derzhavnoï ekolohichnoï polityky Ukraïny na period do 2020 roku ta Natsionalnoho planu diyˇz okhorony navkolyshnoho pryrodnoho seredovyshcha na 2011–2015 roky* [Assessment of the implementation of the Strategy of State Environmental Policy of Ukraine for the period up to 2020 and the National Action Plan for Environmental Protection for 2011-2015]. Kyiv : 2015. [in Ukrainian]. URL: http://old.menr.gov.ua/press-center/news/150-news28/3362-otsinka-vykonannia-stratehii-derzhavnoi-ekolohichnoi-politykyukrainy-na-period-do-2020-roku-ta-natsionalnoho-planu-dii-z-okhoronynavkolyshnoho-pryrodnoho-seredovyshcha-na-2011-2015-roky
4. *Zakon Ukrainy Osnovni zasady (stratehiiu) derzhavnoi ekolohichnoi polityky Ukrainy na period do 2030 roku* [Law of Ukraine Basic principles (strategy) of the state environmental policy of Ukraine for the period up to 2030]. № 2697-VIII, 28.02.2019. [in Ukrainian].
5. Fedonenko O.V. (2010). Hidroekolohichnyi stan Kakhovskoho vodoskhovyshcha [Hydroecological condition of Kakhovka reservoir]. *Pytannia bioindykatsii ta ekolohii. Zaporizhzhia* : ZNU. Ussue 15, no 2, 214–222. [in Ukrainian].
6. Lianzberh O.V. (2012). Kompleksna ekolohichna otsinka yakosti vody na prykladi Kakhovskoho vodoskhovyshcha [Comprehensive ecological assessment of water quality on the example of Kakhovka reservoir]. Zb. tez ta nauk. statei za mat. IV mizh. ekoloh. forumu *"Chyste misto. Chysta rika. Chysta planeta"*. Kherson : KCCI, pp. 153–157. [in Ukrainian].
7. Dombrovskyi K.O. (2006). Hidrobiolohichni osoblyvosti vodoim verkhiv'ia Kakhovskoho vodoskhovyshcha v umovakh antropohennoho zabrudnennia [Hydrobiological features of waters of the upper Kakhovka reservoir in the conditions of anthropogenic pollution]. *Visn. Zaporizk. nats. un-tu,* pp. 64–70. [in Ukrainian].
8. Kutishchev P.S. (2018). Suchasnyi stan fitoplanktonu Dniprovsko-Buzkoi hyrlovoi systemy [The current state of phytoplankton of the Dnieper-Bug estuary system]. *Hydrobyol. zhurn*. Vol. 54, No 2, pp. 66–71. [in Ukrainian].
9. Yatsyk A.V. (2006). Dosvid vykorystannia Metodyky ekolohichnoi otsinky yakosti poverkhnevykh vod za vidpovidnymy katehoriiamy (poiasnennia, zasterezhennia, pryklady) [Experience of using «Methods of ecological assessment of surface water quality by relevant categories»]. Kyiv: Oriyany. [in Ukrainian].
10. Obukhov Ye.V. (2017). Otsinka kompleksnoho vykorystannia vodnykh resursiv kakhovskoho vodoskhovyshcha za 60 rokiv ekspluatatsii [Assessment of the integrated use of water resources of the Kakhovka reservoir during 60 years of operation]. *Ekonomika Ukrainy,* No 1(662), pp. 31–40. [in Ukrainian].

11. Vodoskhovyshcha Dnipra. [Reservoirs of the Dnieper]. web-site. URL: http://uanature.ulcraft.com /reservoir_dnepr (data zvernennia: 12.10.20). [in Ukrainian].
12. Shchorichnyk vodokorystuvannia. Derzhavnyi vodnyi kadastr rozdil «vodokorystuvannia». Basein Dnipra (2018). [Yearbook of water use. The State Water Cadastre section «water use». Dnieper basin]. [in Ukrainian].
13. Obukhov Ye.V. (2015). Zabezpechenist naselennia Ukrainy vodnymy resursamy na pochatku 2014 roku [Provision of the population of Ukraine with water resources in early 2014]: mat. IX mezhd. nauk.prak. konf. "*Problemy jekologicheskoj bezopasnosti i razvitija morehozjajstvennogo i neftegazovogo kompleksov*". Odessa: UO MANJeB. Passazh. pp. 86–91. [in Russian].

УДК 631.589:631.234
DOI https://doi.org/10.32851/wba.2020.2.2

ПОРІВНЯННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ВИРОЩУВАННЯ РОЗСАДИ *THLADIANTHA DUBIA* В ГРУНТОВОМУ СЕРЕДОВИЩІ І ГІДРОПОННИХ СИСТЕМАХ

Ковальов М.М. *– к.с.-г.н., керівник наукових лабораторій, старший викладач,*
Звєздун О.М. *– завідувачка лабораторіями,*
Михайлова Дарія *– студентка,*
Центральноукраїнський національний технічний університет,
Nicolaskov80@gmail.com

У складних умовах сьогодення з одночасним погіршенням екологічної ситуації погляди виробників продукції рослинництва все частіше зупиняються на нових, інноваційних методах вирощування овочевої продукції в умовах захищеного ґрунту. До одного із них належать технології гідропоніки, у вдосконаленні яких активно беруть участь різні країни світу. Свою зацікавленість цією системою проявляють такі держави, як Австралія і Нова Зеландія, країни Південної Африки, Італія й Іспанія, Ізраїль і Скандинавські країни. У Європі вже переважна більшість овочів та ягід вирощуються за різноманітними системами гідропоніки.Україна також активно розвиває гідропонні технології вирощування овочевої продукції. При гідропонній культурі розсаду різних видів огірка вирощують в різноманітних горщиках, а в якості субстрату в основному використовують керамзит, гравій або агроперліт, з розміром частинок 2–5 мм. Попередньо субстратидезінфікують та стабілізують за рівнем кислотності. Насіння висівають за 15-20 днів до висаджування розсади.При цьому питанням водопідготовки приділяють особливу увагу. При застосуванні гідропонних способів вирощування овочевої продукції і в першу чергу розсади, забезпечуються оптимальні умови мінерального живлення рослин, сприятлива концентрація з збалансованим співвідношенням окремих елементів враховуючи елементи мікроклімату: освітленість, температуру, вміст вуглекислого газу, кисню та інших факторів, з метою створення найкращих умов для фотосинтезу. При застосуванні гідропонних методів вирощуваннякерування елементами мікроклімату максимально автоматизовані. А це в свою чергу призводить до скорочення трудових затрат на вирощування овочів і сприяє отриманню більш ранніх врожаїв.

При порівняні результатів вирощуванняовочевої розсади *Thladiantha Dubia* з використанням традиційногоґрунтового способу та із застосуванням ультразвукових систем туманоутворення і методу глибинних культур кращі результати середніх значень приросту методом аеропоніки – приріст 11,0 см, гідропоніки – приріст 9,7 см і ґрунтовим методом – приріст 6,8 см. Однак, найбільш ефективним методом вирощування для розсади огірка виявилася застосування системи ультразвукового туманоутворення – середнє значення приросту якого склали 11,0 см за період спостережень.

Ключові слова: водопідготовка, ґрунтова культура, аеропоніка, система глибинних культур, вирощування овочевої розсади.

Постановка проблеми. Початок XXI ст. зарекомендував себе досить бурхливим розвитком науково-технічних засобів та впровадження міннова-ційних технологій. Усе це призвело до постійного зростання енергетичних внесків людини у фізичну та інтелектуальну працю, розробкою нових підходів до забезпечення людства біологічною енергією, підвищення екологізації отриманої продукції. Саме отримання екологічно безпечної продукції в умовах захищеного ґрунту відіграє у харчуванні людини першочергове значення. Наявність у харчуванні незамінних амінокислот, вітамінів та мінеральних речовинзабезпечує продукція овочевих культур: плоди, стебла, листки, квіти, коренеплоди, особливо в свіжому вигляді.

Кліматичні умови України забезпечують повноцінне харчування людини овочами лише в сезонний період їх вирощування. Новітні тенденції світової практики для розв'язання проблеми цілорічного споживання свіжих овочів запропонували використання захищеного ґрунту.

Використання різноманітних гідропонних систем в умовах захищеного ґрунту здатне в повній мірі забезпечити отримання максимальних урожаїв цих культур із високими кількісними та якісними показниками [1; 2].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. У порівнянні з ґрунтовим вирощуванням розсади овочевих культур гідропонні системи дозволяють значно прискорити зростання останньої, збільшити вихід продукції, забезпечити екологічну чистоту і високу якість овочевої продукції [3].

Дослідження поживного режиму при вирощування огірка в умовах ґрунтової культури плівкових теплиць показують, що застосування фертигації в системах краплинного зрошення призводить до збільшення врожайності лише при систематичному і правильному використанні добрив [4–6].

Постановка завдання. Метою досліджень було порівняння швидкості вирощування розсади овочевих культур на прикладі *Thladiantha Dubia*: 1) при ґрунтовому методі за допомогою мікрокрапельниць з витратою 2 л/год; 2) із застосуванням ультразвукової системи туманоутворення (УЗТ); 3) із застосуванням гнучких трубчатих аераторів DWC систем. Об'єм бака для усіх варіантів 20 л.

Схема досліду:

1. Вирощування насіння огірка в грунтовому середовищі при температурі навколишнього середовища 25°С протягом 120 годин (контроль).

2. Вирощування насіння огірка на паперовомуфільтріз використанням УЗТ при температурі навколишнього середовища 25°С протягом 120 годин.

3. Вирощування насіння огірка на паперовому фільтрі з використанням аераторами DWC систем при температурі навколишнього середовища 25°С протягом 120 годин.

Облікова одиниця один паперовий фільтр розміром 35х35 мм, кількість досліджуваного насіння на одному варіанті – 10 шт. Повторність чотирьохразова. Дослідження проводили із насінням *Thladiantha Dubia*. Технічні характеристики УЗТ: робоча напруга 24 В, потужність 19 Вт, частота 1700±50 кГц.

В період пророщування насіння огірка проводили фенологічні спостереження: відмічали дати проростання насіння, появу еліптичних сім'ядольних листків, появу першого справжнього листка.

Матеріали і методи дослідження. Об'єкт дослідження – традиційні та гідропонні системи вирощування. Дослідження проводилися в науково-дослідній лабораторії «Гідропонного вирощування овочів в купольній теплиці» кафедри загального землеробства Центральноукраїнського національного технічного університету протягом 2019–2020 років. В якості поживного середовища використовувалися попередньо очищені підземні води свердловин Обознівської ділянки Кропивницького родовища підземних прісних вод за державним реєстраційним номером № 039–8328/49. За хімічним складом підземні води гідрокарбонатно-сульфатно-кальцієво-натрієві. За ступенем жорсткості води відносяться до помірно-жорстких. Загальна жорсткість 1,98 мг/екв. Аналітичні дослідження проб води відбирались щоквартально згідно вимогам нормативного ДСТУ 2730:2015 «Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії» [7].

Результати досліджень. Якість води, яку використовують як поживне середовище у гідропонних системах, прирівнювалася до зрошувальної води з врахуванням вимог технічних засобів гідропонних систем (насосне та компресорне обладнання, запірна регулювальна арматура, елементи автоматики тощо) [8].

Оцінювання якості підземних вод за агроекологічними критеріями. Агрономічні критерії придатності води встановлює ДСТУ 2730:2015 «Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії», у відповідності з яким нормування показників якості води здійснюють на основі показників загальних концентрацій токсичності іонів.

За показником токсикологічного впливу на рослини концентрації хлоридів коливається в межах 47,73–65,49 мг/дм^3 за роки спостережень у воді Кропивницької ділянки і відповідає І класу якості і оцінюється як придатна для технічного водопостачання (табл. 1).

Також за вмістом сульфатів підземні води відносять до І класу, а концентрації знаходяться в межах 199,9–285,27 мг/дм^3. А от за показником загальної мінералізації (сухий залишок) вода до очистки має значення 1434,42 мг/дм^3 – до ІІ класу, тобто така, що потребують обережного підходу з врахуванням специфіки використання.

Таблиця 1. **Токсикологічні показники води для гідропонних систем**

№ п/п	Показник	Значення		ПДК
		до водопідготовки	після водопідготовки	
1	Кольоровість, град	31,4	8,99	35,0
2	Каламутність, мг / дм^3	0,58	0,29	1,5
3	Сульфати, мг / дм^3	285,27	199,9	500,0
4	Хлориди, мг / дм^3	125,53	65,49	350,0
5	Сухий залишок, мг / дм^3	1434,42	785,51	800,0
6	Окиснюваність, мг О / дм^3	4,80	4,0	5,0
7	Загальна жорсткість, ммоль/дм^3	9,2	7,6	10,0

Після фільтрації даний показник води відноситься до I класу – 785,51. За величиною pH поливна вода близька до нейтральної, а коливання величини pH у роки досліджень були незначними (табл. 2).

Таблиця 2. **Вміст поживних речовин у воді для гідропонних систем**

№ п/п	Показник	Значення		ПДК
		до водопідготовки	після водопідготовки	
1	Кальцій, мг / дм^3	301,85	220,44	≤ 130,0
2	Водневий показник, од. pH	7,57	6,83	6,5-8,5
3	Азот аміаку, мг / дм^3	0,28	0,22	2,0
4	Магній, мг / дм^3	85,73	70,53	≤ 80,0
5	Азот нітритів, мг / дм^3	0,016	0,008	3,0
6	Азот нітратів, мг / дм^3	39,22	1,46	45,0
7	Фосфати, мг / дм^3	0,22	0,01	

Найбільш вагомим показником у досліджуваному типі поливної води є вміст поживних речовин: амонійного азоту, нітратів та фосфатів. Одним з найважливішим елементом живлення серед них є нітратний азот до і після водопідготовки відповідно 39,22 та 1,46 мг/дм^3, на другому місці амонійний азот 0,28 та 0,22 мг/дм^3 відповідно. Концентрація фосфатів сягає значень до 0,22 і після водопідготовки – 0,01 мг/дм^3.

Досить важливою є оцінка якості води як для ґрунтової культури, так і для гідропонних систем за вмістом мікроелементів і важких металів. Її проводять з метою попередження запобігання накопичення солей важких металів в рослинній продукції (табл. 3).

Якість води для ґрунтової культури і гідропонних систем оцінюють в першу чергу за ступенем впливу її на ґрунт та рослини і вже потім на елементи технічної мережі. Коливання концентрацій солей важких металів у воді Обознівської ділянки має свої особливості. Концентрації загального заліза відповідає значенням до 0,57 і після водопідготовки

0,16 мг/дм^3, що в свою чергу значно нижче значень ГДК (2,0 мг/дм^3), але потенційно можуть закупорювати крапельниці при ґрунтовому вирощуванні та пошкодити пластини туманоутворювачів. Додатково підсилюють цей ефект досить високі концентрацій кальцію, що знаходяться в межах 301,85–220,44 мг/дм^3. Коливання вмісту миш'яку, міді, марганцю, молібдену, свинцю, фторидів та цинку по роках досліджень не значне, а їх концентрації значно нижчі за норму. Тому не впливатимуть на якість овочевої продукції і є безпечними для здоров'я кінцевого споживача.

Таблиця 3. **Екологічні показники підземних прісних вод**

№ п/п	Показник	Значення		ПДК
		до водопідготовки	після водопідготовки	
1	Алюміній, мг / дм^3	0,1	0,05	< 2,0
2	Залізо загальне, мг / дм^3	0,57	0,16	2,0
3	Кремній, мг / дм^3	9,5	8,08	10,0
4	Марганець, мг / дм^3	0,24	0,03	0,5
5	Миш'як, мг / дм^3	0,002	0,002	0,02
6	Мідь, мг / дм^3	0,25	0,05	0,08
7	Молібден, мг / дм^3	0,22	0,01	0,005
8	Свинець, мг / дм^3	0,003	0,003	0,02
9	Фториди, мг / дм^3	1,03	0,85	0,8
10	Цинк, мг / дм^3	0,005	0,005	0,5

Результати проведених фенологічних досліджень вирощування розсади огірка свідчать про те, що його насіння у всіх варіантах досліду проростало з неоднаковою швидкістю. Еліптичні сім'ядольні листки при ґрунтовому методі вирощування розсади в середньому з'являлись на п'ятий-шостий день після сівби, із застосуванням системи УЗТ – на другий, а при використані трубчатих аераторів DWC систем – четвертий. Визначено, що на першому етапі органогенезу (етапі проростання насіння) спочатку розпочинався ріст зародкового корінця, а в подальшому збільшувався у розмірах і зародковий листок [9]. Конус наростання також розростався із плоского ставав випуклим. Перший справжній листок у огірка формувався по варіантам: 1) через 6-7 діб після сходів, 2) через 4 доби і 3) через 5 доби (табл. 4).

Аналізуючи результати можна зробити висновок про те, що за вирощування розсади із застосуванням УЗТ у розсадному відділенні рослини отримували поживні речовини з розчину у вигляді дрібнодисперсної краплі, котра створила оптимальні умови для росту та розвитку розсади огірка. Адже третій етап органогенезу спостерігається лише за недостатньо сприятливих умов для овочевої розсади, коли відбувається повільна диференціація валика меристеми в пазусі листка.

Таблиця 4. **Результати фенологічних спостережень за ростом та розвитком *Thladiantha Dubia***

День вирощування розсади	Методи вирощування	Приріст з початку експерименту, см	Кількість зрошень за добу, шт.	Фаза органогенезу	Заміна поживного розчину, л
1	Ґрунтовий	-	4	Ріст зародкового корінця	-
	УЗТ	1,5±0,3	4	Ріст зародкового корінця	-
	DWC	1,0±0,3	4	Ріст зародкового корінця	-
2	Ґрунтовий	1,2±0,3	4	Збільшення зародкового корінця	-
	УЗТ	4,3±0,3	4	Поява еліптичних сім'ядольних листків	-
	DWC	2,5±0,3	4	Поява зародкового листка	-
3	Ґрунтовий	2,4±0,3	4	Збільшення зародкового корінця	2,0
	УЗТ	7,6±0,3	4	Ріст еліптичних сім'ядольних листків	-
	DWC	5,5±0,3	4	Поява еліптичних сім'ядольних листків	-
4	Ґрунтовий	4,1±0,3	4	Збільшення зародкового листка	-
	УЗТ	8,5±0,3	4	Поява першого справжнього листка	-
	DWC	7,3±0,3	4	Ріст еліптичних сім'ядольних листків	1,5
5	Ґрунтовий	6,8±0,3	4	Поява еліптичних сім'ядольних листків	2,0
	УЗТ	11,0±0,3	4	Ріст першого справжнього листка	-
	DWC	9,7±0,3	4	Поява першого справжнього листка	-

Отже, в процесі вирощування розсади у рослин огірка при застосуванні систем УЗТ переважали ростові процеси, які сприяли формуванню в подальшому генеративних органів. Забезпечення оптимальних умов вирощування позитивно впливало на збалансованість вегетативної фази розвитку рослини.

Висновки та перспективи подальших досліджень. Отримані результати проведеного експерименту дозволили мені зробити наступні висновки:

1) за технічними критеріями вода після водопідготовки є придатною для вирощування овочевої розсади ґрунтовим способом, а також обмежено-придатною для використання в системах аеропоніки та гідропоніки за всіма показниками;

2) при порівнянні методів вирощування овочевої розсади *Thladiantha Dubia* і їх органів (гідропоніка і аеропоніка) дають кращі результати в порівнянні з традиційним ґрунтовим способом: середнє значення приросту методом гідропоніки (DWC система) – приріст 9,7 см, аеропоніки (система УЗТ) – приріст 11,0 см, ґрунтовим методом – приріст 6,8 см;

3) найбільш ефективним методом вирощування для розсади огірка і їх органів виявилася застосування системи УЗТ – середнє значення приросту 11,0 см;

4) менш трудомістким для вирощування розсади огірка в умовах купольної теплиці теж виявився метод аеропоніки – жодного поповнення поживного розчину за п'ятиденний період.

COMPARISON OF THE EFFICIENCY OF GROWING THLADIANTHA DUBIA SEEDLINGS IN SOIL ENVIRONMENT AND HYDROPONIC SYSTEMS

Kovalov M.M. *– PhD of Agriculture, Head of scientific laboratories, Senior lecturer,*
Zvezdun O.M. *– Head of Laboratories at the Department of Geoponics,*
Michailova Daria *– University student,*
Central Ukrainian National Technical University,
Nicolaskov80@gmail.com

In present-day difficult conditions with simultaneous deterioration of ecological situation, the viewpoints of crop producers are increasingly focused on new, innovative methods of growing vegetables in protected soil. One of the methods is hydroponics technology. Various countries of the world are actively involved in its improvement. Countries such as Australia and New Zealand, South Africa, Italy and Spain, Israel and the Nordic countries show interest in this system. In Europe, the vast majority of vegetables and berries are grown by various systems of hydroponics. Ukraine also actively develops hydroponics technologies for growing vegetables. In hydroponics culture, seedlings of different types of cucumber are grown in various pots, and as a substrate mainly used clay pellets, gravel or agroperlite, with a particle size of 2-5 mm. The substrates are disinfected and stabilized by acidity. Seeds are sown 15-20 days prior planting seedlings. At the same time, special attention is paid to water treatment. When using hydroponics methods of growing vegetables and especially seedlings, optimal conditions of mineral nutrition of plants, favourable concentration with a balanced ratio of individual elements, taking into account the elements of the microclimate: light, temperature, carbon dioxide, oxygen and other factors, to create best conditions for photosynthesis. When using hydroponics methods of cultivation, the control elements of the microclimate are maximally automated. And this in turn leads to a reduction in labour costs for growing vegetables and is resulted in earlier harvests.

When comparing the results of growing Thladiantha Dubia vegetable seedlings using traditional soil method and using ultrasonic fogging systems and the method of deep crops, the best results of average values of growth is reached with aeroponics. The increase of 11,0 cm, hydroponics shows the increase of 9.7 cm and soil produces the increase of 6,8 cm. However, most effective method of cultivation for cucumber seedlings was the use of ultrasonic fogging system. The average value of growth was 11.0 cm during the observation period.

Keywords: water treatment, soil culture, aeroponics, system of deep cultures, cultivation of vegetable seedlings.

ЛІТЕРАТУРА

1. Уильям Тексье. Гидропоника для всех. Все о садоводстве на дому. Москва: HydroScope, 2013. 296 с.
2. Гіль Л.С., Пашковський А.І., Суліма Л.Т. Сучасні технології овочівництва закритого і відкритого ґрунту. Ч.1. Закритий ґрунт: навчальний посібник. Вінниця: Нова книга, 2008. 368 с.
3. Козловцев М.И., Вазюля И.В. NFT система для выращивания растений без субстрата. *Гавриш*. 2005. № 2, С. 32–35.
4. Яровий Г.І., Сєвідов В.П. Особливості вирощування огірків у захищеному ґрунті. *Вісник Харківського національного аграрного університету ім. В.В. Докучаєва.* Серія: Рослинництво, селекція і насінництво, плодоовочівництво і зберігання. 2016. № 1. С. 172–177.
5. Дубенок Н.Н., Бородычев В.В., Лытов М.Н., Дмитриенко О.М. Капельное орошение огурца. *Овощеводство и тепличное хозяйство*. 2007. № 10. С. 39–43.
6. Григоров М.С., Хорошев М.И. Режим орошения огурца в зимних теплицах. *Картофель и овощи.* 2005. № 1. С. 20–21.
7. ДСТУ 2730:2015. Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії. [Чинний від 2016-07-01]. Київ, 2016. 9 с.
8. Ковальов М.М., Звєздун О.М., Михайлова Дарія. Агроекологічна оцінка якості підземних вод для систем мікрозрошення в умовах Північного Степу України. *Водні біоресурси та аквакультура*. № 1. Видавничий дім «Гельветика», 2020. С. 16–23.
9. Ковальов М.М., Шарова Л.М. Порівняння ефективності вирощування овочевої розсади в ґрунтовому середовищі і в системах аеропоніки та гідропоніки. Досягнення і перспективи галузі виробництва, переробки та зберігання сільськогосподарської продукції:матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції, м. Кропивницький, ЦНТУ. 09–11 квітня 2020 р. Кропивницький, 2020. С. 20–22.

REFERENCES

1. William Texier (2013). *Gidroponika dlya vsekh. Vse o sadovodstve na domu* [Hydroponics for everyone. Everything about gardening at home]. Moscow: HydroScope. [in Russian].
2. Hil L.S., Pashkovskyi A.I. & Sulima L.T. (2008). *Suchasni tekhnolohii ovochivnytstva zakrytoho i vidkrytoho gruntu. P. 1. Zakrytyi grunt* [Modern technologies of vegetable growing indoors and outdoors. Part 1. Protected Soil]. Vinnytsia: Nova Knyha. [in Ukrainian].
3. Kozlovtsev M.I., & Vazyulya I.V. (2005). *NFT sistema dlya vyrashchivaniya rasteniy bez substrata* [NFT system for growing plants without substrate]. *Gavrish – Gavrish*, 2, 32–35. [in Russian].

4. Yarovyi G.I., & Sevidov V.P. (2016). *Osoblyvosti vyroshchuvannia ohirkiv u zakhyshchenomu grunti* [Features of growing cucumbers in protected soil]. *Visnyk Kharkivskoho natsionalnoho ahrarnoho universytetu im. V.V. Dokuchaieva. Ser.: Roslynnytstvo, selektsiia i nasinnytstvo, plodoovochivnytstvo i zberihannia – Bulletin of V.V. Dokuchaev Kharkiv National Agrarian University. Series: Crop production, selection and seed production, fruit and vegetable growing and storage*, 1, 172–177. [in Ukrainian].
5. Dubenok N.N., Borodychev V.V., Lytov M.N., & Dmitrienko O.M. (2007). *Kapel'noe oroshenie ogurtsa* [Drip irrigation of cucumber]. *Ovoshchevodstvo i teplichnoe khozyaystvo– Vegetable growing and greenhouse farming,* 10, 39–43. [in Russian].
6. Grigorov M.S., & Khoroshev M.I. (2005). *Rezhim orosheniya ogurtsa v zimnikh teplitsakh* [Cucumber irrigation organization in winter greenhouses]. *Kartofel' i ovoshchi– Potatoes and vegetables,* 1, 20–21. [in Russian].
7. *Yakist pryrodnoi vody dlia zroshennia. Ahronomichni kryterii* [Quality of natural water for irrigation. Agronomic criteria]. (2016). *DSTU 2730:2015. From the 1-st of July 2016.* Kyiv, Derzhspozhyvstandart Ukraine. [in Urainian].
8. Kovalov M.M., Zvezdun O.M., & Mykhailova Daria (2020). *Ahroekolohichna otsinka yakosti pidzemnykh vod dlia system mikrozroshennia v umovakh Pivnichnoho Stepu Ukrainy* [Agro-ecological assessment of groundwater quality for micro-irrigation systems in the Northern Steppe of Ukraine]. *Vodni bioresursy ta akvakultura*, 1, 16-23. [in Urainian].
9. Kovalov M.M., & Sharova L.M. (2020). *Porivniannia efektyvnosti vyroshchuvannia ovochevoi rozsady v gruntovomu seredovyshchi i v systemakh aeroponiky ta hidroponiky* [Comparison of the efficiency of growing vegetable seedlings in the soil environment and in aeroponics and hydroponics systems]. Proceedings from *Dosiahnennia i perspektyvy haluzi vyrobnytstva, pererobky ta zberihannia silskohospodarskoi produktsii – The All-Ukrainian scientific-practical conference «Achievements and prospects of production, processing and storage of agricultural products».* pp. 20–22. Kropyvnytskyi: CUNTU. [in Urainian].

УДК 597.0/5–14
DOI https://doi.org/10.32851/wba.2020.2.3

ОСОБЕННОСТИ ГИСТОЛОГИЧЕСКОГО СТРОЕНИЯ МЕЗОНЕФРОСА ТАРАНИ (*RUTILUS HECKELI* NORDMANN, 1840) В СВЯЗИ С НЕРЕСТОВОЙ МИГРАЦИЕЙ

Козий М.С. *– д.биол.н., профессор,*
Государственное высшее учебное заведение
«Черноморский национальный университет имени Петра Могилы»,
kozij67@gmail.com

С помощью светооптических методов исследований изучены особенности трансформации структурных составляющих мезонефроса тарани в период миграции из осолонённых акваторий в пресноводные гидроэкосистемы. Установлено, что в основе адаптивных изменений туловищной почки к акваториям с разной солёностью лежит структурная разнородность нефрогенной ткани, что проявляется в изменении функции почечных телец и строения отдельных участков конволюты. У рыб из северо-восточной части Чёрного моря обнаружено увеличение диаметра капсулы Боумена-Шумлянского на 8,0 мкм. Повышение функциональной активности конволюты проявляется в увеличении высоты эпителиоцитов проксимальных извитых канальцев на 4,0 мкм и приобретениии цитоплазмой резко ацидофильных свойств. Адаптация рыб к солёной воде состоит в активизации механизмов реабсорбции, направленных на предотвращение дегидратации организма. Изменения диаметра капсулы Боумена-Шумлянского особей из устьевых участков Днепровско-Бугского лимана фиксируется в пределах 5,0 мкм, что статистически недостоверно и является видоспецифическим признаком. Сравнительно низкие показатели осмолярности в пределах акваторий верховий Днепровско-Бугского лимана способсвуют стабилизации функции нефронов мезонефроса. Уменьшение диаметра капсулы Боумена-Шумлянского и высоты эпителия до предельно низкого значения (43,0 мкм и 6,0 мкм) свидетельствует о достижении нормального функционирования мезонефроса.

Перераспределение соотношения гемопоэтической и нефрогенной ткани у тарани происходит в балансном режиме, что указывает на формирование адаптации к изменению концентрации хлорид-ионов. В конце миграционного пути соотношение нефрогенной и гемопоэтической ткани в мезонефросе исследованных особей практически не отличается, что к моменту нереста указывает на стабилизацию физиологического статуса.

Скопление ионотранспортирующих клеток вблизи васкулярных элементов и вокруг эпителиоцитов проксимальних канальцев конволюты повышает устойчивость к изменению осмолярности среды и свидетельствует в пользу участия мезонефральных структур в процессах ионорегуляции.

Полученная информация даёт возможность её использования в морфофизиологических исследованиях с целью предупреждения снижения жизненного

статуса особей. Фактический материал может быть востребован в практике рыбоводства и ихтиологии в связи с существующей проблемой сокращения запасов ряда ценных промысловых видов в акваториях морских и речных систем.

Ключевые слова: тарань, мезонефрос, нефрон, конволюта, нефрогенная ткань, адаптация, осморегуляция.

Постановка проблемы. В связи с ухудшением экологического состояния акваторий Азово-Черноморского бассейна происходит постепенное сокращение популяций ценных промысловых видов рыб. При существующей проблеме и связанных с ней последствий, в Украине обозначается тенденция активизации разнообразных мероприятий по сохранению и возможному восполнению их численности [1]. Наряду с Осетровыми, Камбаловыми, Окуневыми, почти исчезнувшими Макрелевыми далеко не последнее место в имеющемся спектре изучаемых таксонов занимают представители обширного семейства *Cyprinidae*. Рассматривая тарань в качестве немногочисленного в пределах отдельных акваторий вида, можно отметить, что какие-либо данные в отношении её видоспецифических особенностей адаптации к изменяющимся условиям обитания до настоящего времени отсутствуют. С целью восполнения информационного пробела, становится правомерным вопрос изучения механизмов повышения жизнестойкости представителей таксона. Таким образом, практический подход к его решению важен и актуален.

Анализ последних исследований и публикаций. Одним из основополагающих моментов в освещении вопросов взаимодействия организма и среды является изучение адаптационных механизмов рыб в условиях воздействия факторов различного происхождения [5]. При согласовании с положениями концепции биомаркеров, разработанной и признанной в 90-е годы прошлого века, становится очевидным, что в научных исследованиях наиболее востребованными являются биохимические, физиологические и микроанатомические показатели.

В равной степени с жабрами, селезёнкой и печенью, туловищные почки рыб, ввиду своей значимости в процессе поддержания водно-солевого баланса, выведения продуктов метаболизма, а также формирования неспецифического и специфического иммунитета, принадлежат к числу основных индикаторов состояния организма [9; 10]. Специфичность строения туловищной почки и её функционирования у рыб связаны с особенностями осморегуляции, что в период нерестовых миграций находятся в зависимости от смены физико-химических параметров среды. Нагрузки умеренного характера на водные экосистемы способны провоцировать у рыб функциональную реактивность мезонефральных структур, что определяет резервные свойства ренальной ткани [8].

Среди имеющихся научных данных по микроанатомии органов мочевыделительной системы, представляет интерес строение участков мезо-

нефроса отдельных видов рыб, находящихся в условиях повышенной осмолярности среды обитания [5; 7; 8]. Наряду с этим, вопросы относительно трансформирования мезонефроса полупроходных видов, что происходит в условиях умеренной солёности, представляются неразрешёнными. Таким образом, дефицит информации в области микроанатомических особенностей осморегуляторной системы черноморских гидробионтов определяет необходимость расширения существующих представлений об видоспецифической устойчивости к изменению физико-химических параметров среды обитания. Исходя из вышесказанного, главной целью данной работы явился микроанатомический анализ мезонефральных структур тарани с акцентированием внимания на таксономические особенности адаптаций его составляющих в период нерестовой миграции.

Постановка задания и методы исследования. В основу работы легли результаты исследований, проведенных в нерестовый период 2020 г. Сбор ихтиологического материала осуществлялся с помощью ставных сетей, закидных неводов, а обработка – в лаборатории гистологии, цитологии и эмбриологии ЧНУ имени Петра Могилы, а также проблемной научно-исследовательской лаборатории оптимизации использования водных биоресурсов рыбохозяйственно-экологического факультета ГВУЗа «Херсонский ГАУ»

В качестве экспериментального материала были использованы половозрелые особи тарани, с максимально приближенными линейными размерами и одинаковым возрастом. За нулевую точку была принята станция, которая располагалась в прибрежных водах о. Березань, промежуточную точку – устье Днепровско-Бугского лимана, финальную точку – прибрежная зона лимана (пос. Козырка). Общая протяженность акватории, которая в данном случае использовалась таранью как миграционный путь, составляет около 50 км. При учёте изменений минерализации воды (18, 15 и 7 ‰ соответственно), нерестовый путь был условно разделен на участки протяженностью около 25 км каждый. Использование вышеизложенных подходов к выполнению поставленных задач позволило собрать ихтиологический материал в динамике изменений водных параметров и сравнить результаты с таковыми из акватории о. Березань, что принято считать своеобразным стандартом таксона.

Видовую принадлежность исследуемых рыб определяли по современным определителям [2], а возраст – в соответствии с общепризнанной в практике ихтиологических исследований методической разработкой В.Л. Брюзгина [3]. Всего было исследовано 23 экземпляра тарани в возрасте четырёх лет. Принадлежность к полу не учитывалась.

За основу гистологической оценки полученного материала была выбрана структура ткани туловищной почки (мезонефроса). Камеральную

обработку гистологических проб мезонефроса осуществляли при помощи разработанного специального оборудования и комбинированной заливки тканей гидробионтов [5; 6]. Общие морфометрические исследования икры выполнены при помощи оптического оборудования «E. Leitz «diaplan» Wetzlar». Освещение микропрепаратов производилось галогеновым осветителем «Linvatec-2» (мощность 10-240 Вт). Дополнительное контрастирование гистопрепаратов осуществлялось с помощью мультиформного фильтра ФГПМ-2,5*.

Микроснимки выполнены камерой «NikonF-70» с применением бинокулярной насадки 1,6^{x} и компьютерного определителя экспозиции съемки «Minolta-EK». Корректирующая обработка полученных микроснимков была проведена с помощью компьютерных программ «Microsoft Office Picture Manager», «F S Viewer».

Биометрические исследования тканей выполнены согласно общепринятым методикам [1].

Полученные результаты обрабатывали методом вариационной статистики с использованием пакета прикладных программ «Microsoft Excel» с акцентированием внимания на ошибках средних величин [11].

Изложение основного материала исследования. С целью проведения гистологического анализа туловищных почек тарани при изменении осмолярности среды обитания, нами была исследована мезонефральная ткань рыб данного вида из акватории о. Березань. Микрокартина, которую для последующего сравнения можно считать своеобразным стандартом, имеет следующие отличительные особенности (рис. 1).

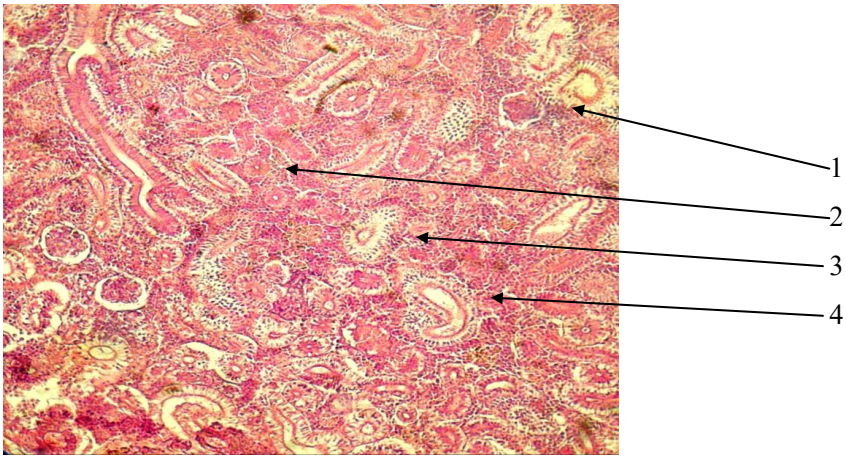


Рис. 1. **Мезонефрос тарани из акватории о. Березань**

1 – капсула Боумена-Шумлянского; 2 – канальцы конволюты; 3 – вставочный отдел нефрона; 4 – собирательная трубка. Гематоксилин Бёмера, фукселин Харта (в модификации). Х120

Исходя из данных представленного рисунка, можно заключить, что проксимальный участок канальца в терминальном направлении углублён в собственную лакуну, образуя капсулу Боумена-Шумлянского. Стенка капсулы составлена из двух листков, с наиболее выраженным развитием париетального. Ядра клеток эпителиоморфного слоя париетального листка имеют эллипсоидную конфигурацию. Клетки висцерального листка (подоциты) локально тесно контактируют с гломерулой, образуя при этом фильтрационный барьер. Между листками капсулы видна довольно широкая светлая пространственная щель, что свидетельствует о накоплении определённого объёма первичной мочи. Сами капсулы чаще всего расположены одиночно и тесно контактируют с капиллярной сетью интерстициальной ткани.

Последующие участки нефрона представлены проксимальными и дистальными канальцами, которые петлеобразно извиваясь, образуют конволюту (оплетение) капсулы Боумена-Шумлянского. Эпителий проксимальных канальцев кубического типа. Ядра клеток преимущественно округлые, с достаточно крупной нуклеолой и оптически плотными рассеянными глыбками хроматина. Цитоплазма клеток проксимальных канальцев отличается насыщенно-розовым оттенком, что указывает на активно протекающий процесс реабсорбции. В апексе эпителиоцитов имеется специфическая щёточная каёмка, позволяющая оптимизировать процесс обратного всасывания отдельных компонентов первичной мочи.

В прямом отделе проксимального канальца, непосредственно в месте перехода в петлю Генле, эпителий теряет характерное щёточное окаймление. Минуя петлю, канальцы конволюты переходят в относительно короткий дистальный отдел. Сравнительно с проксимальным канальцем и петлёй Генле, просвет его более узкий. Клеточная генерация стенок отдела представлена низким призматическим эпителием, у которого щётковидная каёмка отсутствует. Цитоплазма эпителиоцитов светлая, оптически однородная, ядра преимущественно округлой формы.

Конечные участки дистальных отделов нефрона отделы впадают в собирательные трубки. Диаметр просвета трубок сравнительно широкий, клеточная выстилка представлена призматическим эпителием. Отличительными признаками эпителиоцитов собирательных трубок являются оптически прозрачная, светло-розовая цитоплазма клеток и ядра эллиптической формы. За собирательными трубками идут конечные, выводящие трубки с довольно широким просветом, канальцы которых выстланы низким светлым эпителием.

В мезонефросе исследованных особей нами обнаружено незначительное количество бокаловидных секретирующих клеток, имеющих аналогичную структуру с таковыми хемосенсорного и жаберного эпителия, а также складок слизистой оболочки заднего отдела кишечника. Показано,

что выделяемая этими клетками слизь предотвращает преждевременное слущивание эпителия, что обеспечивает успешное протекание процессов регенерации канальцев конволюты.

На момент вылова в акватории, что соответствует середине пути нерестовой миграции (устье Днепровско-Бугского лимана), в нефрогенной ткани тарани были установлены следующие микроструктурные признаки (рис. 2).

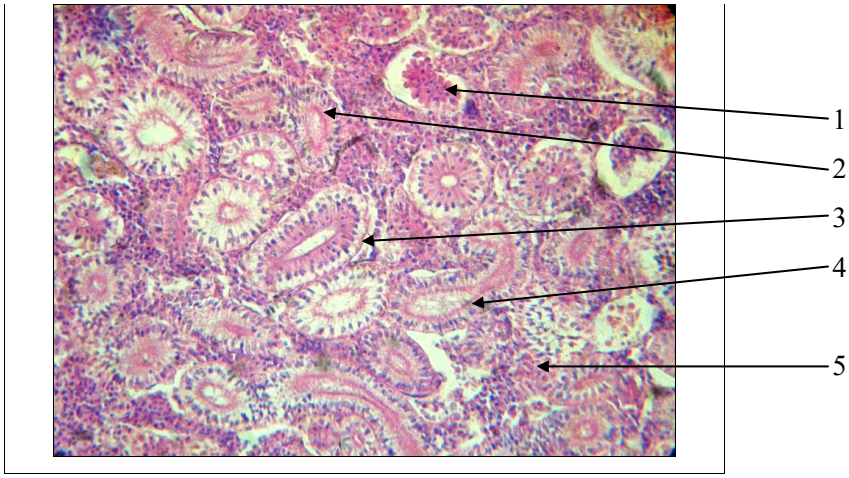


Рис. 2. **Мезонефрос тарани из устьевой акватории Днепровско-Бугского лимана**

1 – капсула Боумена-Шумлянского; 2 – канальцы конволюты; 3 – вставочный отдел нефрона; 4 – выводящая трубка; 5 – гемопоэтическая ткань. Гематоксилин Бёмера, фукселин Харта (в модификации). Х250

На рисунке 2 отчётливо прослеживается сравнительно широкое пространство между листками капсулы Боумена-Шумлянского (рис. 1), что демонстрирует присутствие в полости повышенного количества первичного фильтрата. Указанный факт в однозначной мере свидетельствует о компенсирующей способности структуры в отношении дегидратации организма.

В мезонефросе тарани из устья Днепровско-Бугского лимана нами обнаружены незначительные скопления ионотранспортирующих клеток, которые морфологически идентичны хлоридным клеткам жаберных лепесточков. Характерной их чертой является присутствие большого количества ацидофильно окрашенных секреторных гранул, степень адсобирования красителя которыми является свидетельством более высокого уровня затрат энергии на поддержание физиологического статуса. Следует особо отметить, что данное качество свойственно рыбам, обитающими в акваториях с умеренными значениями осмолярности. У солоноводных мигрирующих видов ионный транспорт осуществляется с помощью специальных составляющих функциональной системы – интерреналовой железы и телец Станниуса.

Нами установлено, что мезонефральные ионотранспортирующие клетки в интерстиции могут соседствовать с капиллярами, и, что особо важно, находиться в тесном контакте с канальцевыми эпителиоцитами (что не было обнаружено у рыб из среды с высокими показателями солёности). Данный факт указывает на потенциальную возможность реализации ионного транспорта из канальцев в клетку, затем из клетки через межклеточное вещество в кровяное русло. Исходя из вышесказанного, можно заключить, что помимо основной своей функции мезонефральная ткань принимает непосредственное участие в местной ионорегуляции.

Наблюдения показывают, что гемопоэтическую (межканальцевую) ткань туловищной почки составляют ретикуло-лимфомиелоидные элементы и кровеносные сосуды малого и среднего диаметра. Среди форменных элементов крови превалируют эритроциты, малые и средние лимфоциты. Несколько реже встречаются моноциты, зрелые и созревающие формы лейкоцитов гранулоцитного ряда.

Показано, что степень развития гемопоэтической ткани в мезонефросе тарани находится в обратной зависимости от количества нефрогенной ткани. Следовательно, в процессе миграции рыб из осолонённой акватории в опреснённые участки Днепровско-Бугского лимана (в удалении на 50 км, пос. Козырка) в почечной паренхиме происходит постепенное уменьшение количества гемопоэтической ткани при эквивалентном увеличении количества ренальных элементов. Указанный факт находит подтверждение в результатах гистологических исследований (рис. 3).

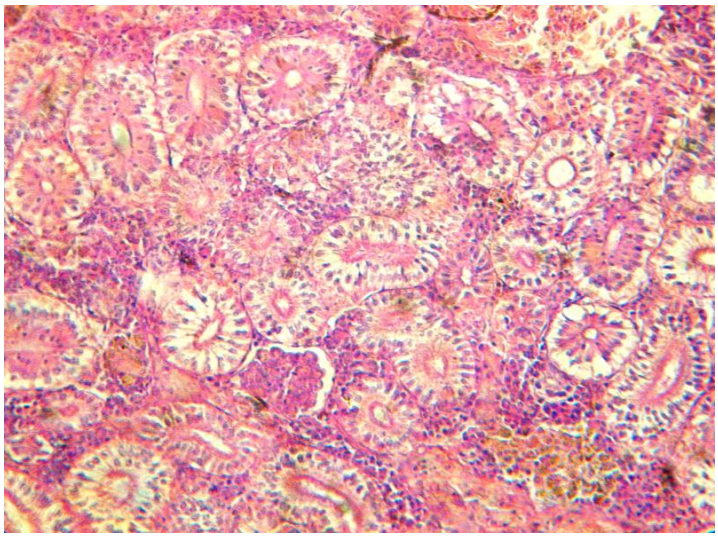


Рис. 3. **Мезонефрос тарани из опреснённой акватории Днепровско-Бугского лимана. Гематоксилин Бёмера, фукселин Харта (в модификации). Х250**

Анализ гистологических срезов почечной паренхимы позволил установить наличие хорошо развитого фильтрационного аппарата. При этом, сравнивая гистологическую картину рисунков 1 и 2, можно заключить, что незначительные колебания показателей осмолярности в пределах акваторий о. Березань и приустьевых областей Днепровско-Бугского лимана достоверно не влияют на изменение строения и количественного соотношения нефрогенной ткани, что также подтверждается данными таблицы 1.

Как свидетельствуют данные представленной таблицы, в самом контрастном случае очевиден факт уменьшения диаметра капсулы Боумена-Шумлянского (на 8,0 мкм). В отношении мезонефроса особей из среды с умеренной минерализацией, изменения диаметра капсулы Боумена-Шумлянского фиксируется в пределах 5,0 мкм, что соответствует первому уровню статистической достоверности. В пользу факта снижения функциональной активности конволюты свидетельствует также и уменьшение высоты эпителиоцитов проксимальных извитых канальцев (на 2,0 мкм и 4,0 мкм соответственно).

Таблица 1. **Изменение структуры мезонефроса тарани в зависимости от изменения показателей осмолярности среды обитания, M±m, n=23**

Акватория, удаление, км	Солёность, ‰	Нефрогенная ткань			Гемопоэтическая ткань, %
		капсула Боумена-Шумлянского диаметр, мкм	эпителий проксимальных извитых канальцев, мкм	эпителий дистальных извитых канальцев, мкм	
прибрежные воды о. Березань, начало нерестовой миграции, 0 км	18	61,0±14,54	10,0±4,35	4,0±2,0	74±10,67
устьевой участок Днепровско-Бугского лимана, 25 км	15	56,0±13,71*	8,0±2,76*	3,0±0,99	67±9,94*
опреснённый участок Днепровско-Бугского лимана, конец нерестовой миграции, 50 км	7	43,0±11,32***	6,0±1,25**	4,0±1,87	55±5,85***

Примечание: *P<0,05; **P<0,01; ***P<0,001.

Количество ретикуло-лимфомиелоидных элементов в мезонефросе тарани из прибрежных вод о. Березань и приустьевых участков Днепров-

ско-Бугского лимана характеризуется низким значением уровня достоверности. В конце миграционного пути соотношение гемопоэтической ткани и конволюты в туловищной почке исследованных особей приблизительно одинаково, что свидетельствует о стабилизации физиологического статуса рыб.

Выводы и предложения. В основе адаптации туловищных почек тарани к водоёмам с различающейся осмолярностью лежит структурная гетерогенность нефронов. При снижении значения осмолярности в мезонефросе тарани изменяется функциональная активность нефрона, что выражается в уменьшении диаметра гломерул и высоты эпителия проксимальных извитых канальцев конволюты. Перераспределение соотношения гемопоэтической и нефрогенной ткани у тарани происходит в балансном режиме, что свидетельствует об адаптации к изменению концентрации хлорид-ионов. Скопление ионотранспортирующих клеток вблизи васкулярных элементов и вокруг эпителиоцитов канальцев конволюты является видоспецифическим признаком. Данный факт свидетельствует в пользу участия мезонефральных структур в процессах ионорегуляции, что в конечном итоге позволяет повысить устойчивость особей к изменению осмолярности среды.

Фактическая информация предоставляет возможность использования полученного материала не только в морфофизиологических исследованиях, но также в практике ихтиологии в связи с существующей проблемой понижения жизненного статуса особей, что предопределяет сокращение запасов ряда ценных промысловых видов, образовавших полупроходные формы в дельтовых акваториях речных систем.

ОСОБЛИВОСТІ ГІСТОЛОГІЧНОЇ БУДОВИ МЕЗОНЕФРОСУ ТАРАНІ (*RUTILUS HECKELI* NORDMANN, 1840) У ЗВ'ЯЗКУ З НЕРЕСТОВОЮ МІГРАЦІЄЮ

Козій М.С. *– д.біол.н., професор,*
Державний вищий навчальний заклад
«Чорноморський національний університет імені Петра Могили»,
kozij67@gmail.com

За допомогою світлооптичних методів досліджень вивчені особливості трансформації структурних складових мезонефроса тарані в період міграції з осолонених акваторій в прісноводні гідроекосистеми. Встановлено, що в основі адаптивних змін тулубної нирки до акваторій з різною солоністю лежить струк-

турна різнорідність нефрогенної тканини, що проявляється в зміні функції ниркових тілець і будови окремих ділянок конволюти. У риб з північно-східної частини Чорного моря виявлено збільшення діаметра капсули Боумена-Шумлянського на 8,0 мкм. Підвищення функціональної активності конволюти проявляється в збільшенні висоти епітеліоцитів проксимальних звивистих канальців на 4,0 мкм і придбання цитоплазмою різко ацидофільних властивостей. Адаптація риб до солоної води полягає в активізації механізмів реабсорбції, спрямованих на запобігання дегідратації організму. Зміни діаметра капсули Боумена-Шумлянського особин з гирлових ділянок Дніпровсько-Бузького лиману фіксується в межах 5,0 мкм, що статистично недостовірно і є видоспецифічною ознакою. Порівняно низькі показники осмолярності в межах акваторій верховій Дніпровсько-Бузького лиману сприяють стабілізації функції нефронів мезонефроса. Зменшення діаметра капсули Боумена-Шумлянського і висоти епітелію до гранично низького значення (43,0 мкм і 6,0 мкм) свідчить про досягнення нормального функціонування мезонефроса.

Перерозподіл співвідношення гемопоетичної і нефрогенної тканини у тарані відбувається в балансному режимі, що вказує на формування адаптації до зміни концентрації хлорид-іонів. В кінці міграційного шляху співвідношення нефрогенної і гемопоетичної тканини в мезонефросі досліджених особин практично не відрізняється, що до моменту нересту вказує на стабілізацію фізіологічного статусу.

Скупчення іонотранспортуючих клітин поблизу васкулярних елементів і навколо епітеліоцитів проксимальних канальців конволюти підвищує стійкість до зміни осмолярності середовища і свідчить на користь участі мезонефральних структур в процесах іонорегуляції.

Отримана інформація дає можливість її використання в морфофизиологичних дослідженнях з метою попередження зниження життєвого статусу особин. Фактичний матеріал може бути затребуваний в практиці рибництва та іхтіології в зв'язку з існуючою проблемою скорочення запасів ряду цінних промислових видів в акваторіях морських і річкових систем.

Ключові слова: тарань, мезонефрос, нефрон, конволюта, нефрогенна тканину, адаптація, осморегуляція.

PECULIARITIES OF THE HISTOLOGICAL STRUCTURE OF THE RAM'S MESONEPHROS (*RUTILUS HECKELI*, NORDMANN, 1840) IN CONNECTION WITH SPAWNING MIGRATION

Kozij M.S. *– Doctor of Biology Sciences, Professor,*
State higher educational institution Petro Mohyla Black Sea National University,
kozij67@gmail.com

Using light-optical methods of research, the features of the transformation of the structural components of the rutilus mesonephros during the period of migration from salinized water areas to freshwater hydroecosystems have been studied. It was found

that the adaptive changes in the trunk kidney to waters with different salinity are based on the structural heterogeneity of the nephrogenic tissue, which is manifested in the change in the function of the renal corpuscles and the structure of individual sections of the convolute. In fish from the northeastern part of the Black Sea, an increase in the diameter of the Bowman-Shumlyansky capsule by 8,0 μm was found. An increase in the functional activity of convolute is manifested in an increase in the height of epithelial cells of the proximal convoluted tubules by 4,0 μm and the acquisition of sharply acidophilic properties by the cytoplasm. The adaptation of fish to salt water consists in the activation of reabsorption mechanisms aimed at preventing dehydration of the body. Changes in the capsule diameter of Bowman-Shumlyansky individuals from the estuarine areas of the Dnieper-Bug estuary are recorded within 5,0 μm, which is statistically unreliable and is a species-specific sign. Relatively low values of osmolarity within the water areas of the upper reaches of the Dnieper-Bug estuary contribute to the stabilization of the function of the nephrons of the mesonephros. A decrease in the diameter of the Bowman-Shumlyansky capsule and the height of the epithelium to an extremely low value (43,0 μm and 6,0 μm) indicates the achievement of normal functioning of the mesonephros.

The redistribution of the ratio of hematopoietic and nephrogenic tissue in the rutilus occurs in a balanced mode, which indicates the formation of adaptation to changes in the concentration of chloride ions. At the end of the migration route, the ratio of nephrogenic and hematopoietic tissue in the mesonephros of the studied individuals practically does not differ, which by the time of spawning indicates the stabilization of the physiological status.

The accumulation of ion-transporting cells near the vascular elements and around the epithelial cells of the proximal convolute tubules increases resistance to changes in the osmolarity of the medium and testifies in favor of the participation of mesonephral structures in the processes of ionoregulation.

The information obtained makes it possible to use it in morphophysiological studies in order to prevent a decrease in the vital status of individuals. The factual material can be in demand in the practice of fish farming and ichthyology in connection with the existing problem of reducing the stocks of a number of valuable commercial species in the waters of marine and river systems.

Keywords: rutilus, mesonephros, nephron, convolution, nephrogenic tissue, adaptation, osmoregulation.

ЛИТЕРАТУРА

1. Автандилов Г.Г. Морфофункциональные методы исследования в норме и патологии. Киев: Здоровье, 1983. 168 с.
2. Мовчан Ю.В. Риби України (визначник-довідник). Київ: Золоті Ворота, 2011. 444 с.
3. Брюзгин В.Л. Методы изучения роста рыб по чешуе, костям и отолитам. Киев: Наукова думка, 1969. 187 с.
4. Гейна К.Н. Динамичность микроструктуры мезонефроса леща (*Abramis Brama* Linnaeus, 1758) Днепровско-Бугской устьевой системы в связи с нерестовой миграцией. Киев: *Рибогосподарська наука України*, 2017. Вып. 2(40). С. 68–78.

5. Козий М.С. Оценка современного состояния гистологической техники и пути усовершенствования изучения ихтиофауны. Херсон, Олди-плюс, 2009. 310 с.
6. Козій М.С. Перспективи впровадження методики діоксанового зневоднення у процесі викладання гістології. Миколаїв, *Вісник аграрної науки Причорномор'я*, 2008. Вып. 4 (47). С. 176–179.
7. Козій М.С. Гістологічний аналіз осморегуляції у лосося чорноморського (*Salmo trutta labrax*). Тернопіль, *Наукові записки Тернопільського педагогічного університету ім. В. Гнатюка*, 2010. С. 263–266.
8. Козий М.С. Гистоморфологические особенности ихтиофауны юга Украины. Херсон, Олди-плюс, 2011. 310 с.
9. Лепилина И.Н. Развитие мезонефроса у личинок осетровых рыб. *Вопросы ихтиологии*, 2007. Т. 47. В. 1. С. 86–92.
10. Назарова Е.А. Возрастные, видовые и экологические особенности состава головной почки трех видов пресноводных костистых рыб Рыбинского водохранилища. *Тез. докл. IX съезда гидробиологического общества РАН*. – Тольятти, 2006. С. 53–54.
11. Плохинский Н.А. Руководство по биометрии для зоотехников. Москва: Колос, 1969. 255 с.

REFERENCES

1. Avtandilov G.G. (1983). *Morfofunkcional'nye metody issledovanija v norme i patologii* [Morphofunctional research methods in health and disease]. Kyiv: Zdorov'e. [in Russian].
2. Movchan Ju.V. (2011). *Ryby Ukrai'ny (vyznachnyk-dovidnyk)* [Fish of Ukraine (guide)]. Kyiv: Zoloti Vorota. [in Ukrainian].
3. Brjuzgin V.L. (1969). *Metody izuchenija rosta ryb po cheshue, kostjam i otolitam* [Methods for studying the growth of fish on scales, bones and otoliths]. Kyiv: Naukova dumka. [in Russian].
4. Gejna K.N. (2017). *Dinamichnost' mikrostruktury mezonefrosa leshha (Abramis Vrama Linnaeus, 1758) Dneprovsko-Bugskoj ust'evoj sistemy v svjazi s nerestovoj migraciej* [Dynamics of the microstructure of the mesonephros of the bream (*Abramis Brama* Linnaeus, 1758) of the Dnieper-Bug estuarine system in connection with spawning migration]. Kyiv. *Ribogospodarska nauka Ukrayini*, Vol. 2(40), pp. 68–78. [in Russian].
5. Kozij M.S. (2009). *Ocenka sovremennogo sostojanija gistologicheskoj tehniki i puti usovershenstvovanija izuchenija ihtiofauny* [Assessment of the current state of histological technology and ways to improve the study of ichthyofauna]. Kherson, Oldi-pljus. [in Russian].
6. Kozij M.S. (2008). *Perspektyvy vprovadzhennja metodyky dioksanovogo znevodnennja u procesi vykladannja gistologii'* [The prospects for the

introduction of dioxane dehydration in the teaching of histology]. Mikolayiv, *Visnik agrarnoyi nauki Prichornomor'ya*, Vol. 4 (47), pp. 176–179. [in Ukrainian].

7. Kozij M.S. (2010). *Gistologichnyj analiz osmoreguljacii' u lososja chornomors'kogo (Salmo trutta labrax)* [The histological analysis of osmoregulation in Black Sea salmon (Salmo trutta labrax)]. Ternopil', *Naukovi zapiski Ternopilskogo pedagogichnogo universitetu im. V. Gnatyuka*, pp. 263–266. [in Russian].
8. Kozij M.S. (2011). *Gistomorfologicheskie osobennosti ihtiofauny juga Ukrainy* [Histomorphological features of the fish fauna of the south of Ukraine]. Kherson, Oldi-pljus. [in Russian].
9. Lepilina I.N. (2007). *Razvitie mezonefrosa u lichinok osetrovyh ryb* [Development of mesonephros in sturgeon larvae]. *Voprosy ihtiologii*. Vol. 47, Ussue 1, pp. 86–92. [in Russian].
10. Nazarova E.A. (2006). *Vozrastnye, vidovye i jekologicheskie osobennosti sostava golovnoj pochki treh vidov presnovodnyh kostistyh ryb Rybinskogo vodohranilishha* [An age, species and ecological characteristics of the composition of the head bud of three species of freshwater teleost fishes of the Rybinsk Reservoir]: *Tez. dokl. IX s`ezda gidrobiologicheskogo obshhestva RAN*. Tolyatti, pp. 53–54. [in Russian].
11. Plohinskij N.A. (1969). *Rukovodstvo po biometrii dlja zootehnikov* [Biometrics guide for livestock technicians]. Moscow: Kolos. [in Russian].

УДК 639.3(477)
DOI https://doi.org/10.32851/wba.2020.2.4

АНАЛІЗ СУЧАСНОГО СТАНУ ВОДНИХ БІОРЕСУРСІВ УКРАЇНИ

Мельниченко С.Г. *– здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти*
Херсонський державний аграрно-економічний університет,
Херсонський державний університет,
Бабушкіна Р.О. *– к.с.-г. н., доцент,*
Херсонський державний аграрно-економічний університет,
Маркелюк А.В. *– здобувач другого (магістерського) рівня вищої освіти,*
Херсонський державний університет,
sofiya.melnichenko.98@gmail.com, ruslanabab@ukr.net, nmarkelyuk@gmail.com

У статті висвітлено основні тенденції сучасного стану водних біоресурсів України, їх проблеми та перспективи подальшого розвитку. Екологічна та економічна ефективність експлуатації біоресурсів знаходиться у прямому зв'язку з упровадженням екологічно обґрунтованих норм їх вилучення та заходів зі збереження вихідних умов відтворення. Найінтенсивніше у даний час розвивається процес регулювання експлуатації водних біологічних ресурсів, у першу чергу – риб.

Як свідчить практика впровадження та подальшого дотримання обґрунтуваних норм експлуатації та заходів зі збереження та відновлення вихідних природних екосистем (вимоги діючого законодавства), відбувається процес вилучення, який відрізняється збалансованістю, він є економічно ефективним і екологічно беззбитковим порівняно із неврегульованим вилученням даної групи тварин.

Регулювання процесу експлуатації водних біоресурсів у даний час потребує удосконалення (як, загалом, і всі інші прояви людської діяльності, і не тільки в Україні).

Україна входить до числа країн зі значним потенціалом рибогосподарського фонду прісноводних внутрішніх водойм, що складає понад 1 млн. га. Розвиток аквакультури сприяє зайнятості як сільського населення, так і населення прибрежних територій. Важливою функцією держави є відтворення водних біоресурсів з метою підвищення рибопродуктивності, підтримання біологічного різноманіття водних об'єктів загальнодержавного значення та збереження відтворювального потенціалу природних популяцій цінних риб.

Рибне господарство України відіграє значну роль у забезпеченні населення продовольством, а галузей національної економіки – сировиною, а також у відтворенні природних ресурсів та підвищенні зайнятості населення певної території. Нині галузь рибництва перебуває в кризовому становищі, яке склалося через економічну нестабільність у державі, а саме: погіршення екологічного стану водного простору, недостатній обсяг робіт по відновленню рибних запасів, порушення міжгалузевих господарських зв'язків. Це все значно впливає на вилов рибних ресурсів у внутрішніх водоймах держави та на економічну ефективність рибної галузі на міжнародному ринку.

Ключові слова: водні біоресурси, рибне господарство, відтворення риби, обсяг вилову риби, рибогосподарські водні об'єкти.

Згідно Закону України «Про рибне господарство, промислове рибальство та охорону водних біоресурсів» до водних біоресурсів України належать:

1. Водні біоресурси, які перебувають в умовах природної волі внутрішніх морських вод, територіального моря, континентального шельфу, виключної (морської) економічної зони, транскордонних вод та внутрішніх рибогосподарських водних об'єктів (їх частин), розташованих на території більш як однієї області та у водах за межами юрисдикції України;

2. Воднібіоресурси, якіперебувають у воднихоб'єктах у межах територій природно-заповідного фонду загальнодержавногозначення, а такожвиди, занесені до Червоної книги України [1].

Проблемою економічного розвитку рибогосподарського комплексу України займались вітчизняні науковці, як: П.П. Борщевський, С.І. Алимов, М.А. Хвесик, Н.М. Яркіна та ін.

До основних проблем рибної галузі на сучасному етапі розвитку нашої держави слід віднести:

– відсутність сучасної системи моніторингу водних ресурсів та аквакультури;
– відсутність високоефективної системи охорони водних біоресурсів;
– зношеність основних активів;
– непрозора дозвільна система;
– зарегульованість виробництва рибопродукції.

Виходячи з проблем розвитку, можна зазначити першочергові завдання, які потребують вирішення та наукового обґрунтування (рис. 1).

Основна частка промислового вилову водних біоресурсів в Україні припадає на Азово-Чорноморський басейн. Так, у 2015 році було вилучено з вод 88552 т біоресурсів; а у 2017 році – 92645 т, що на 4093 т більше, ніж у 2015 році (табл. 1).

У 2018 році сумарний вилов водних біоресурсів у Чорному морі порівнянно з 2017 роком збільшився на 3,3 тис. т і склав 8,6 тис. т. Загальний вилов водних біоресурсів в Азовському морі склав 21,3 тис. тонн порівняно з 2017 роком спостерігалося зменшення вилову (на 37,5 тис. т). Обсяг вилову у причорноморських лиманах становив 481 тонну, що перевищило минулорічний показник на 338,8 тонн. У р. Дунай загальний вилов водних біоресурсів склав 254,4 тонни.

У водосховищах Дніпра у 2018 році загальний вилов становив 13,17 тис. тонн, що майже на рівні 2017 року.

Основу промислу складають: рапана, шпрот, креветка, мідія, бички, хамса азовська та ін.

Загалом, за остаточними даними Державного рибного агенствау 2018 році очікуваний загальний вилов водних біоресурсів підприємствами рибної галузі України склав 88,6 тис. тонн, що на 4,4 % менше показника 2017 року

у зв'язку зі зменшенням вилову риби в Азовському морі. Порівняльний аналіз видобутку водних біоресурсів за регіонами у 2015 та 2018 роках (рис. 2).

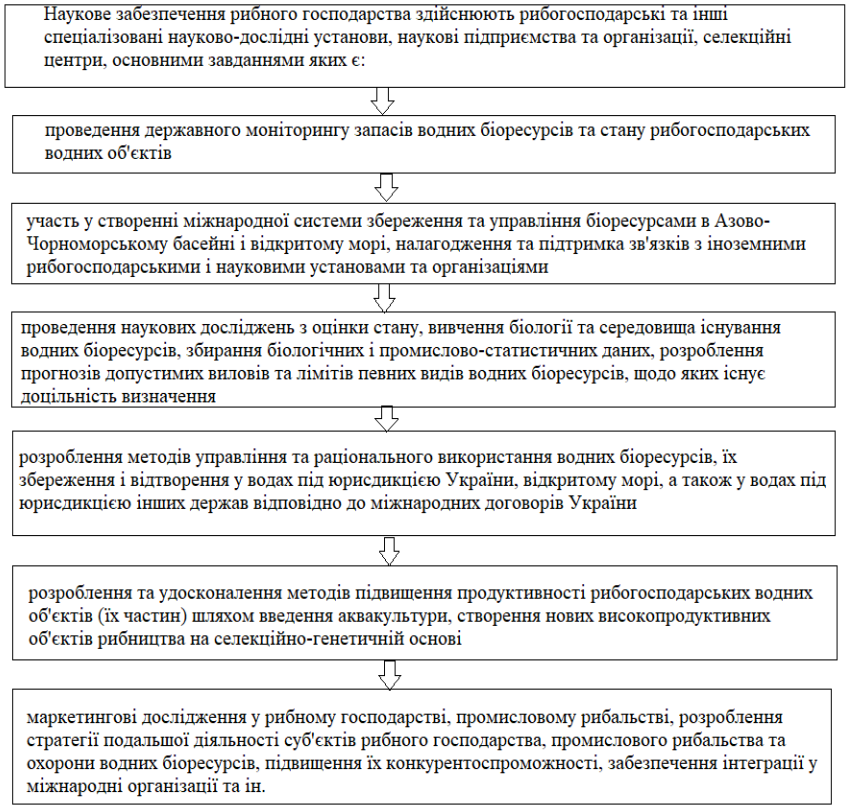


Рис. 1. **Основні завдання наукового забезпечення рибного господарства**

Джерело: складено авторами за [1]

Таблиця 1. **Динаміка видобутку водних біоресурсів по Україні у 2015–2018 роках**

Рік	Видобуток водних біоресурсів (тонн)	У т. ч. добування риби (т)
2015	88552	73963
2016	88443	78490
2017	92645	81875
2018	86222,5	64737,9

Джерело: складено автором за [3]

Перспективи розвитку сучасного вітчизняного рибництва пов'язана з необхідністю надання пріоритету аквакультурі як одному із перспективних напрямів, що забезпечує значне нарощування виробництва продукції та є прибутковим видом економічної діяльності в агробізнесі.

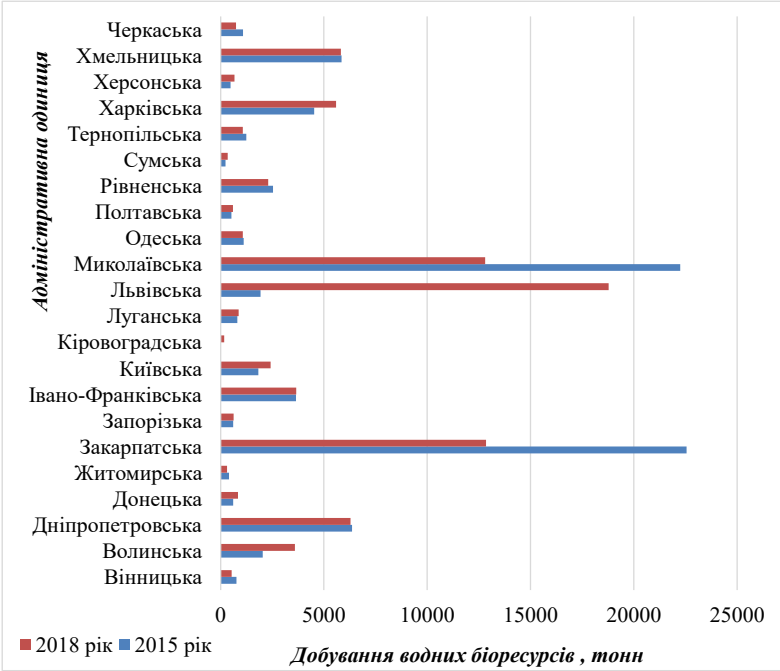


Рис. 2. **Порівняльний аналіз видобутку водних біоресурсів за регіонами у 2015 та 2018 роках**

Джерело: складено авторами за [3]

Для виходу досліджуваного сектору економіки із кризи, забезпечення сталого розвитку галузі, зміцнення продовольчої незалежності країни, слід перш за все, вирішити питання, які стосуються еколого-економічних проблем розвитку рибогосподарського комплексу, удосконалення господарського механізму управління рибною галуззю, активізації інноваційних та інвестиційних процесів, раціонального використання природних водних живих ресурсів.

Також слід приділити неабияку увагу науково-технічному забезпеченню та науковому супроводженню діяльності рибного господарства. Пріоритетними напрямами буде наукове обґрунтування обсягів сировинної бази та раціонального рибальства, охорона водних екосистем, технології переробки водних рибних ресурсів.

При цьому великою проблемою є фінансування досліджень, адже вони мають першочергове значення для виробництва і забезпечення населення рибною продукцією та, в свою чергу, гарантують продовольчу безпеку. Але на даний момент, коли Україна перебуває в глибокій кризі, держава не в змозі здійснювати фінансування галузі за рахунок коштів державного бюджету. Коли всі витрати зведені до мінімуму, стає питання залу-

чення інвестицій. Тому для врятування галузі слід шукати нових партнерів. Також важливо здійснити співробітництво з країнами-партнерами у сфері спільного вивчення сировинних ресурсів, рибопереробки і маркетингу створення інфраструктури рибогосподарської галузі, підготовки фахівців тощо. Ці заходи необхідні для ліквідації «вузьких місць» рибної промисловості.

Подальший розвиток рибогосподарської галузі України безпосередньо залежить від інтенсифікації аквакультури, в першу чергу, за рахунок використання УЗВ та селекційних досягнень. Селекція в рибництві має бути спрямована на підвищення якості об'єктів аквакультури та створення національного генетичного фонду рибницьких об'єктів, оптимальних для вирощування у природних умовах України. Крім того, необхідно продовжувати роботи з відтворення водних біоресурсів з метою підвищення рибопродуктивності водойм, підтримання їх біологічного різноманіття та збереження відтворювального потенціалу природних популяцій господарськоцінних видів риб.

ANALYSIS OF THE CURRENT STATE OF AQUATIC BIORESOURCES OF UKRAINE

Melnychenko S.G. *– Applicant for Higher Education at the Second (master's) Level, Kherson State Agrarian and Economic University, Kherson State University,*
Babushkina R.O. *– Ph.D. of Agricultural Sciences, Associate Professor, Kherson State Agrarian and Economic University,*
Markeliuk A.V. *– Applicant for higher education at the second (master's) level, Kherson State University,*
sofiya.melnichenko.98@gmail.com, ruslanabab@ukr.net, nmarkelyuk@gmail.com

The article highlights the main trends of the current state of aquatic bioresources of Ukraine, their problems and prospects for further development. The ecological and economic efficiency of the exploitation of biological resources is directly related to the introduction of ecologically sound norms of their extraction and measures to preserve the original conditions of reproduction. The process of regulating the exploitation of aquatic biological resources, primarily fish, is currently developing most intensively.

Today, the process of extraction of bioresources is balanced, cost-effective and environmentally friendly only where it is regulated. Such regulation is carried out through compliance with reasonable standards of operation and measures to preserve and restore the original natural ecosystems.

Regulation of the process of exploitation of aquatic bioresources currently needs to be improved (like all other manifestations of human activity, and not only in Ukraine).

Ukraine is one of the countries with a significant potential of the fishery fund of freshwater inland waters, which is more than 1 million hectares. The development of aquaculture contributes to the employment of both the rural population and the population of coastal areas. An important function of the state is the reproduction of

aquatic bioresources in order to increase fish productivity, maintain the biological diversity of water bodies of national importance and preserve the reproductive potential of natural populations of valuable fish.

Ukraine's fisheries play a significant role in providing the population with food and the sectors of the national economy with raw materials. Besides, fisheries are important for the reproduction of natural resources and increase employment in a given area. Currently, the fish industry is in a crisis situation, which has developed due to economic instability in the country, namely: the deterioration of the ecological status of the water area, insufficient work to restore fish stocks, disruption of intersectoral economic ties. All this significantly affects the catch of fish resources in inland waters of the country and the economic efficiency of the fishing industry in the international market.

Keywords: aquatic bioresources, fisheries, fish reproduction, fish catch, fishery water bodies.

ЛІТЕРАТУРА

1. Про рибне господарство, промислове рибальство та охорону водних біоресурсів: Закон України. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/3677-17#Text (дата звернення: 10.09.2020).
2. Публічний звіт Державного агентства рибного господарства України за 2018 рік. Державне агентство рибного господарства України. 2019. URL: https://www.kmu.gov.ua/storage/app/sites/1/17-civik-2018/zvit_2019/zvit-2019-fish.pdf (дата звернення: 11.09.2020).
3. Добування водних біоресурсів за регіонами у 2016-2018 роках. Державна служба статистики України: веб-сайт. URL: https://ukrstat.org/uk/operativ/operativ2017/rg/rg_u/rg_reg0418_u.htm (дата звернення: 11.09.2020).

REFERENCES

1. Zakon Ukrainy *«Pro rybne hospodarstvo, promyslove rybalstvo ta okhoronu vodnykh bioresursiv»* [About fisheries, industrial fishing and protection of aquatic bioresources: Law of Ukraine]. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/3677-17#Text (data zvernennia: 10.09.2020.). [in Ukrainian].
2. *Publichnyi zvit Derzhavnoho ahenstva rybnoho hospodarstva Ukrainy za 2018 rik. Derzhavne ahenstvo rybnoho hospodarstva Ukrainy* [Public report of the State Agency of Fisheries of Ukraine for 2018. The State Agency of Fisheries of Ukraine]. 2019. URL: https://www.kmu.gov.ua/storage/app/sites/1/17-civik-2018/zvit_2019/zvit-2019-fish.pdf (datazvernennia: 11.09.2020) [in Ukrainian].
3. *Dobuvannia vodnykh bioresursiv za rehionamy u 2016-2018 rokakh. Derzhavna sluzhba statystyky Ukrainy* [Extraction of aquatic bioresources by regions in 2016-2018. State Statistics Service of Ukraine]. URL: https://ukrstat.org/uk/operativ/operativ2017/rg/rg_u/rg_reg0418_u.htm (data zvernennia: 11.09.2020). [in Ukrainian].

УДК 338.43:639.2/.3
DOI https://doi.org/10.32851/wba.2020.2.5

БАЗОВІ ЗАСАДИ РОЗВИТКУ РИБАЛЬСТВА ТА АКВАКУЛЬТУРИ В УМОВАХ ТРАНСФОРМАЦІЙНИХ ПРОЦЕСІВ

[1] ***Федоренко М.О.*** *– перший заступник директора,*
[2] ***Вдовенко Н.М.*** *– д.е.н, професор,*
[1] ***Павлюк С.С.*** *– фахівець І категорії,*
[3]***Дюдяєва О.А.*** *– старший викладач,*
[1] *Бюджетна установа «Методично-технологічний центр з аквакультури»,*
[2] *Національний університет біоресурсів і природокористування України*
[3] *Херсонський державний аграрно-економічний університет*

У статті розглянуто базові підходи до розвитку галузей національної економіки, зокрема рибного господарства в умовах глобальних трансформацій. Акцентовано увагу на проведенні аналітичних досліджень саме правової частини вітчизняного рибогосподарського законодавства порівняно з рибогосподарською діяльністю в країнах Європейського Союзу. Розкрито методичні засади галузевого розвитку для досягнення сталості аквакультури та рибальства у рамках досвіду і практик Спільної рибної політики Європейського Союзу, що дозволяє забезпечити швидку адаптацію до вимог та положень Угоди про асоціацію між Україною та Європейським Союзом.

Зроблено висновок, що надмірний вилов риби не лише призводить до скорочення запасів, але має наслідком у цілому деградацію оселищ, де вона мешкає, що далі веде до руйнування довкілля у глобальних масштабах.

Запропоновано виокремити заходи та інструменти із сприяння екологічно сталому, ресурсоефективному, інноваційному, конкурентоспроможному і заснованому на знаннях галузі розвитку задля досягнення поставлених цілей. Запропоновано засади щодо розроблення положення про підтримку посилення технологічного вдосконалення і інновацій включно з підвищенням енергоефективності і обміну знаннями в рибному господарстві. У статті проаналізовано Директиву Ради (ЄС) № 2371 від 20 грудня 2002 року про збереження та сталу експлуатацію рибних ресурсів.

У роботі розкрито методичні засади щодо підвищення конкурентоспроможності та життєздатності суб’єктів господарювання у сфері аквакультури, враховуючи вдосконалення безпеки і умов праці, зокрема господарств малого та середнього аквакультурного бізнесу з урахуванням базових засад з охорони і відновлення водного біорізноманіття для зміцнення екосистем, сприяння ресурсоефективній аквакультурі. Запропоновано здійснити засадничі дослідження у частині генетики, селекції, боротьбі із захворюваннями, виконати низку робіт, спрямованих на діджиталізацію процесів, підвищення ефективності годівлі.

Запропоновано базові засади вирішення проблемних питань сприяння високому рівню екологічного захисту і сприяння здоров’ю риб, умовам утримання

і безпеці продукції, виробленої в рибному господарстві для подальшої поставки на ринки.

Ключові слова: механізми регулювання, сталий розвиток, аквакультура, Спільна рибна політика, рибальство, Європейський Фонд морського та рибного господарства.

Актуальність поставленої задачі. Очевидно, що рибному господарству належну увагу почали приділяти фактично наприкінці 80-х – початку 90-х років минулого століття. Це пов'язано зі зростанням добробуту населення, підвищенням рівня споживання риби на одну особу. Водночас стрімко почала зростати питома вага продукції аквакультури. Суспільство усвідомило важливість джерел постачання тваринного білка і те, що саме рибі, точніше природним популяціям риб, загрожує зникнення. Надмірний вилов риби не лише призводить до скорочення запасів, але має наслідком у цілому деградацію оселищ, де вона мешкає, що далі веде до руйнування довкілля у глобальних масштабах. Так само несумлінне ведення аквакультури без дотримання певних принципів господарювання у цій сфері, зокрема екологічного та обережного підходів, призводить до низки негативних наслідків, деградації екосистем та втрати ними продуктивності і потребує подальших наукових досліджень.

Аналіз останніх досліджень. З огляду на підняті науковцями і суспільством проблеми, міжнародні організації напрацювали низку рекомендацій, серед яких провідним є Кодекс ведення відповідального рибного господарства ФАО [1], у якому перераховані у главі 9 «Розвиток аквакультури» принципи і досі вважаються найбільш чіткими та зрозумілими та такими, що дають орієнтири розвитку галузі. В Україні також намагались працювати з рибним господарством шляхом створення програм. Так, 2002 року Верховною Радою України було прийнято Закон України «Про Національну програму будівництва суден рибопромислового флоту України на 2002-2010 роки» [2], а 2004 року – Закон України «Про Загальнодержавну програму розвитку рибного господарства України на період до 2010 року» [3-5]. Програми зокрема передбачали у першу чергу підтримку залишків радянського рибогосподарського сектору. Але програми не було профінансовано в повній мірі і вони лишились невиконаними. Те саме відбулось і з наступною програмою, зокрема Державною цільовою економічною програмою розвитку рибногогосподарства на 2012-2016 роки, затвердженою Постановою Кабінету Міністрів України від 23 листопада 2011 р. № 1245 [4]. Як висвітлюють дослідження, з Програми [4] фінансувались лише внески участі України у міжнародних організаціях та нерегулярні відрядження на щорічні сесії. Навіть наукові дослідження, які мали би бути ґрунтом участі у цих організаціях, не фінансувались державою. Годі казати про решту досліджень, розробок тощо. Програми розвитку рибного

господарства майже не фінансувалися, наукові дослідження та розробки лише скорочувалось, тобто у урядовців лишалось усе менше, на відміну від їх європейських колег, важелів для управління, інформації для ухвалення науково обгрунтованих рішень. Тобто без належного фінансування програма була не профінансована відповідно до плану.

Постановка завдання. З огляду на ситуацію, що складалась з розвитком рибальства та аквакультури, країни Європейського Союзу напрацювали та ухвалили Директиву Ради (ЄС) № 2371 від 20 грудня 2002 року про збереження та сталу експлуатацію рибних ресурсів у рамках Спільної рибогосподарської політики, у якій узагальнено принципи, перераховані ФАО у Кодексі. Директива, як випливає з назви, окреслила загальну політику Євросоюзу на роки. З метою осучаснення положень Директиви, корегування методів досягнення цілей, встановлених нею, було опрацьовано та ухвалено Регламент (ЄС) № 1380/2013 Європейського Парламенту і Ради від 11 грудня 2013 року Про спільну рибну політику і внесення змін до Регламентів Ради (ЄК) № 1954/2003, (ЄК) № 1224/2009 і скасування Регламенту Ради (ЄК) № 2371/2002 і (ЄК) № 639/2004 та Рішення Ради 2004/585/ЄК, у якому визначено більш вузьке коло питань, які виникли протягом терміну дії Директиви, тобто від 2003 року. Уперше серед документів подібного характеру у загальній рибогосподарській політиці ЄС виокремлено питання розвитку аквакультури (Стаття 34 «Сприяння сталій аквакультурі», Глава VII «Аквакультура»). Тобто можна вважати, що Спільна рибна політика віддзеркалює не просто документ, а інтерактивний, який враховує тенденції розвитку економіки, суспільства, довкілля тощо. Усвідомлюючи, що всі питання пов'язані з океанами і морями Європи є взаємопов'язаними, цей Регламент був розрахований на підтримку подальшого розвитку Інтегрованої морської політики (ІМП). При цьому для фінансування заходів з досягнення цілей Спільної рибної політики було створено Фінансовий інструмент розвитку рибного господарства, а згодом, відповідно до регламенту Європейського парламенту та ради від 15 травня 2014 року № 508/2014 в рамках Реформування спільної рибогосподарської політики Європейського Союзу, було створено Європейський Фонд морського та рибного господарства для фінансування протягом 2014-2020 рр. заходів європейського співтовариства у сфері Спільної рибної політики.

Діяльність у сфері рибальства і аквакультури має сприяти створенню умов у навколишньому середовищі, здатних існувати тривалий час, які необхідні для економічного та соціального розвитку. Крім того, це має сприяти підвищенню продуктивності праці, справедливому життєвому рівню у секторі рибальства і стабільності ринків, і це повинно забезпечити наявність ресурсів та, що продукція досягає споживачів за розумними цінами (табл. 1).

Таблиця 1. **Щорічний розподіл асигнованих коштів з 2014 по 2020 роки, євро [6]**

Опис (роки/євро)	Спільне управління Європейський Фонд морського та рибного господарства
2014	788 060 689
2015	798 128 031
2016	805 423 852
2017	818 478 098
2018	837 523 233
2019	843 250 018
2020	858 467 679
Разом	5 749 331 600

Європейський Фонд морського та рибного господарства наступним цілям: формуванню конкурентоспроможного, екологічно сталого, економічно життєздатного і соціально відповідального рибальства і аквакультури; досягненню цілей Спільної рибної політики; забезпечити збалансований і всеосяжний територіальний розвиток районів рибальства та аквакультури; розвитку та імплементації Інтегрованої морської політики в додатковий спосіб до політики згуртування і Спільної рибної політики [6].

Досягнення цілей Спільної рибної політики у сфері рибальства не має відбуватись шляхом нарощування рибальських потужностей. Наступні пріоритетні тематичні цілі сталого розвитку рибного господарства та аквакультури і діяльності пов'язаної з цими сферами відображаються у наступних цілях, зазначені у Регламенті (ЄС) № 1303/2013, який визначив цілі Спільної рибної політики на 2014-2020 роки:

1. Сприяння екологічно сталому, ресурсоефективному, інноваційному, конкурентоспроможному і заснованому на наукових знаннях рибальству, задля досягнення наступних цілей, включаючи: зменшення впливу рибальства на морське середовище, в тому числі уникнення і зниження, наскільки це можливо, небажаних виловів; охорона і відновлення водного біорізноманіття і екосистем; забезпечення балансу між промисловою потужністю і доступними рибальськими можливостями; підвищення конкурентоспроможності і життєздатності рибальських підприємств, включно з дрібномасштабним прибережним флотом, і вдосконалення безпеки і умов праці; положення про підтримку посилення технологічного вдосконалення і інновацій включно з підвищенням енергоефективності і обміну знаннями; вдосконалення професійної підготовки, нових професійних навичок і навчання протягом життя.

2. Виокремлення заходів із сприяння екологічно сталому, ресурсоефективному, інноваційному, конкурентоспроможному і заснованому на знаннях галузі, задля досягнення таких цілей: положення про підтримку

посилення технологічного вдосконалення і інновацій включно з підвищенням енергоефективності і обміну знаннями; підвищення конкурентоспроможності та життєздатності підприємств аквакультури, враховуючи вдосконалення безпеки і умов праці, зокрема малих і середніх підприємств; охорона і відновлення водного біорізноманіття і зміцнення екосистем пов'язаних з аквакультурою і сприяння ресурсоефективній аквакультурі; сприяння високому рівню екологічного захисту і сприяння здоров'ю тварин і умовам утримання та сприяння громадському здоров'ю і безпеці в аквакультурі; вдосконалення професійної підготовки, професійних навичок і навчання протягом життя.

3. Сприяння досягненню цілей СРП, з виконанням таких завдань: вдосконалення і забезпечення науковими знаннями так само як і вдосконалення збору і управління даними; розробка положення про підтримку моніторингу, контролю та дотримання, посилюючи цим інституційну ефективність державного управління не збільшуючи адміністративне навантаження.

Наші дослідження дають всі підстави стверджувати, що збільшення зайнятості і територіальної згуртованості, переслідуючи наступні конкретні цілі: сприяння економічному зростанню, соціальній інтеграції та створенню робочих місць, а також наданню підтримки працевлаштування та мобільності робочої сили в прибережних і внутрішніх громадах, які залежать від рибальства та аквакультури, в тому числі диверсифікації діяльності в рамках рибальства і в інших секторах морської економіки. Сприяння реалізації продукції і переробці сировини, переслідуючи такі конкретні завдання: вдосконалення організації ринку для продукції рибальства і аквакультури; заохочення інвестицій в переробний і ринковий сектори; Сприяння здійсненню Спільної рибної політики [6; 7]. В рамках Спільної рибної політики кожна держава-учасник європейської спільноти розробила національний план розвитку рибальства та аквакультури. Для реалізації цілей спільної політики Європейською спільнотою було затверджено бюджет, що повинен витрачатись відповідно до регламенту.

Розрахунки підтвердили, що ресурси, доступні для спільного управління та регулювання у рамках зобов'язань Європейського Фонду морського та рибного господарства на період з 2014 р. до 2020 р., становлять 5 749 331 600 євро в поточних цінах і розподіляються наступним чином:

1. 4 340 800 000 євро бюджетних ресурсів, мали бути спрямовано на сталий розвиток рибальства, аквакультури і рибальських районів, а також спрямовані на заходи з реалізації, переробки продукції та технічну допомогу за ініціатив держав-членів, а 580 000 000 євро бюджетних ресурсів, повинні були спрямовані на контрольно-примусові заходи підтримки сталого використання морів і океанів і розвитку скоординованого, узгодже-

ного і прозорого процесу прийняття рішень щодо політики, яка зачіпає океани, моря, острови, прибережних і віддалених регіонів і морського транспорту.

2. 520 000 000 євро бюджетних ресурсів, повинні були спрямовані на заходи із збору данихдля реалізації та подальшого розвитку Інтегрованої морської політики, а 192 500 000 євро бюджетних ресурсів, повинні були спрямовані на компенсацію додаткових витрат, понесених власниками при ловлі, вирощуванні, переробці та торгівлі певної продукції рибальства та аквакультури у віддалених регіонах. Ця компенсація не повинна була перевищувати, на рік: 6 450 000 євро для Канарських островів; 12 350 000 євро для французьких віддалених регіонах, зазначених у статті 349 ДФЄС.

3. 44 976 000 євро бюджетних коштів, повинні були виділені на допомогу на зберігання (складування) продукції та 71 055 600 євро бюджетних коштів, повинні були направлені на заходи відносно Інтегрованої морської політики [6].

Фонд направлений на створення передумов спільного управління рибної галузі Європейського Союзу, яка буде забезпечувати сталий розвиток, інновації, партнерство між науковцями та суб'єктами рибного господарства, сприяння розвитку людського капіталу, створення робочих місця та соціального діалогу. Серед напрямків розподілу коштів фонду Європейського Фонду морського та рибного господарства необхідним напрямком є підтримка рибницьких господарств. До прикладу, в цьому році Румунія, через кризу спричинену спалахом коронавірусу, розподілила 5 млн. євро державної підтримки для компенсації рибницьким компаніям витрат. Ця підтримка дозволить фермерам покрити свої тимчасові витрати, пом'якшить наслідки карантинних обмежень і гарантуватиме продовження ними своєї діяльності.

Також законодавством з Спільної рибної політики зазначається, що прийняття всіх управлінських рішень має відбуватись на підставі наукових порад, що є результатами відповідних досліджень.

Європейський Фонд морського та рибного господарства здійснює підтримку діяльність, спрямовану на розроблення технічних, наукових або організаційних знань в рибницьких господарствах, які, зокрема, знижують вплив на навколишнє середовище, знижують залежність від рибного борошна та олії, сприяють формуванню сталого використання ресурсів в аквакультурі, покращують добробут тварин або сприяють новим сталим методам виробництва; розробку або впровадження на ринок нових видів, вирощених в умовах аквакультури з хорошим ринковим потенціалом, нових або суттєво поліпшених продуктів, нових або вдосконалених процесів, або нових або вдосконалених систем управління та організації; вивчення технічної або економічної доцільності інноваційних продуктів

або процесів. Така діяльність здійснюється безпосередньо у співпраці з державними або приватними науковими або технічними органами, визнаними державою-членом, що оцінюють результати таких дій. Результати діяльності, які отримують підтримку, повинні бути відповідно оприлюднені державою-членом.

У рамках своєї діяльності Європейський Фонд морського та рибного господарства може підтримувати: виробничі інвестиції в аквакультурі; диверсифікацію виробництва та видів культивування в аквакультурі; модернізацію підприємств аквакультури, в тому числі поліпшення умов праці та безпеки працівників аквакультури; поліпшення і модернізацію, пов'язану зі здоров'ям і умовами утримання тварин, у тому числі на придбання обладнання, спрямованого на захист ферм від диких хижаків; інвестиції спрямовані на зниження негативного впливу або на посилення позитивного впливу на навколишнє середовище і підвищення ефективності використання ресурсів; інвестиції в підвищення якості, або в додаткову привабливість продукції аквакультури; відновлення існуючих ставків або відстійних басейнів аквакультури шляхом видалення мулу, або інвестицій, спрямованих на запобігання мулових відкладень; диверсифікація доходів підприємств аквакультури шляхом розробки додаткових видів діяльності; інвестиції, що виливаються у зменшення впливу підприємств аквакультури на використання та якість води, зокрема, зменшуючи кількість води чи використання хімічних препаратів, чи у вдосконалення якості «відпрацьованої» води, в тому числі й шляхом розповсюдження полі-трофічних систем аквакультури; просування закритих систем аквакультури, де продукти аквакультури розводять в закритих рециркуляційних аквакультурних системах, тим самим мінімізуючи використання води; інвестиції, що підвищують енергоефективність та сприяння переходу підприємств аквакультури на поновлювані джерела енергії [6; 7].

Підтримка надається також суб'єктам рибного господарства, що займаються наданням послуг, які супутні рибогосподарській діяльності, наприклад: риболовний туризм, екологічні послуги пов'язані з аквакультурою або освітня діяльність, що стосуються аквакультури. Підтримка може бути надана на збільшення виробництва та модернізацію існуючих підприємств аквакультури, для будівництва нових, за умови, що це відбувається відповідно до багаторічного національного стратегічного плану з розвитку аквакультури. Особлива увага в рамках даної політики приділяється заходам з переходу до систем екологічного менеджменту і аудиту та органічної аквакультури.

З огляду на тривалість Спільної рибної політики, протягом 2018-2020 рр. йшло обговорення подальших кроків з втілення цілей Спіль-

ної рибної політики, розвитку рибного господарства на принципах сталості. У ньому взяли участь як парламентарі Європарламенту, так і виробничі об'єднання. Так, у 2018 році було оприлюднено точку зору Федерації асоціацій європейських виробників продукції аквакультури. Яка показала, що програма діяльності Європейський Фонд морського та рибного господарства не є повністю дієвим документом і потребує постійного вдосконалення, підлаштування під реалії сьогодення. В пропозиціях держав-членів були представленні основні недоліки політики Європейського Фонду морського та рибного господарства і запропоновані альтернативи вирішення цих проблем. Цей факт показує, що семирічна програма діяльності Європейського Фонду морського та рибного господарства не являється кінцевою і може переглядатись та змінюватись відповідно до потреб ринку та стейкхолдерів. Програма розвитку галузі є реальною програмою, яка і втілюється у життя завдяки створенню відповідних механізмів, включно з механізмом фінансування, і корегується залежно від змін у динаміці розвитку тих чи інших явищ. Завдяки цьому, наприклад, у тому, що стосується рибальства, відновлено промислові запаси багатьох промислових видів Північної Атлантики, а в аквакультурі здійснено засадничі дослідження у частині генетики, селекції, боротьбі із захворюваннями, виконано низку робіт, спрямованих на діджиталізацію процесів, підвищення ефективності годівлі, використання кормів.

Таким чином, країна має так само рухатись за європейськими напрямами розвитку рибного господарства, а саме фундаментальним опрацюванням сутності наявної бази рибного господарства, визначенню цілей його розвитку та забезпечення ресурсами, зокрема науковими, фінансовими, людськими, матеріальними. Безумовною умовою є широке залучення громадськості, організацій виробників і надання права вирішального голосу науковцям.

Висновки та пропозиції. Попередні спроби поштовху розвитку рибного господарства України не повною мірою можна назвати успішними. Державні цільові програми виконані не були, а зменшення наукового потенціалу галузі, постійні скорочення видатків на дослідження, розробку та освіту призвели до стагнації як в секторі рибальства, так і в аквакультурі. Тому щоб досягнути успіху, як і в європейському рибогосподарському комплексі, потрібно правильно побудувати систему управління галуззю та достатньо фінансувати сектори рибного господарства України, особливо наукову сферу. Акцентуємо увагу на розробленні та впровадженні інноваційних підходів галузевого розвитку, пошуку ефективних технологій, їх практичному запровадженні. Тому пропонуємо систематично та в повному обсязі фінансувати наукові програми у сфері рибного господарства, в тому числі рибальстві та аквакультурі.

THE BASIC FUNDAMENTALS OF FISHERIES AND AQUACULTURE DEVELOPMENT IN THE CONDITIONS OF TRANSFORMATION PROCESSES

[1] ***Fedorenko M.O.*** *– First Deputy Director,*
[2] ***Vdovenko N.M.*** *– Doctor of Economics, professor,*
Head of the Department of Global Economics,
[1] ***Pavlyuk S.S.*** *– specialist of the I category,*
[3]***Dyudyaeva O.A.*** *– Senior Lecturer, certified export consultant,*
[1] *Budget Institution "Methodological and Technological Center for Aquaculture",*
[2] *National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,*
[3]*Kherson State Agrarian And Economic University*

The article considers the basic approaches to the development of sectors of the national economy, in particular fisheries in the context of global transformations. Emphasis is placed on conducting analytical research of the legal part of domestic fisheries legislation in comparison with fisheries activities in the European Union. Methodological principles of sectoral development to achieve sustainability of aquaculture and fisheries within the experience and practices of the Common Fisheries Policy of the European Union, which allows for rapid adaptation to the requirements and provisions of the Association Agreement between Ukraine and the European Union.

It is concluded that overfishing not only leads to a reduction in stocks, but also results in the overall degradation of the habitats where it lives, which further leads to the destruction of the environment on a global scale.

It is proposed to single out measures and tools to promote environmentally sustainable, resource-efficient, innovative, competitive and knowledge-based development in order to achieve the set goals. The principles for developing a provision to support the strengthening of technological improvement and innovation, including energy efficiency and knowledge sharing in fisheries, are proposed. The article analyzes Council Directive (EU) № 2371 of 20 December 2002 on the conservation and sustainable exploitation of fisheries resources.

The article reveals methodological principles for increasing the competitiveness and viability of businesses in the field of aquaculture, taking into account the improvement of safety and working conditions, including small and medium aquaculture businesses, taking into account the basic principles of protection and restoration of aquatic biodiversity to strengthen ecosystems, promote resource efficiency. It is proposed to carry out basic research in the field of genetics, selection, disease control, to perform a number of works aimed at digitalization of processes, improving the efficiency of feeding.

The basic principles of solving the problematic issues of promoting a high level of environmental protection and promoting the health of fish, housing conditions and safety of products produced in fisheries for further supply to the markets are proposed.

Key words: regulatory mechanisms, sustainable development, aquaculture, Common Fisheries Policy, fisheries, European Maritime and Fisheries Fund.

ЛІТЕРАТУРА

1. Кодекс ведення відповідального рибальства ФАО.
2. Про Національну програму будівництва суден рибопромислового флоту України на 2002-2010 роки: Закон України. № 2987-III, 17.01.2002. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2987-14#Text.
3. Про Загальнодержавну програму розвитку рибного господарства України на період до 2010 року: Закон України. № 1516-IV, 19.02.2004. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1516-15#Text
4. Державна цільова економічна програма розвитку рибного господарства на 2012-2016 роки. 1245-2011-п, 02.11.2012. URL: https://zakon.rada.gov.ua/ laws/show/1245-2011-%D0%BF#Text
5. Директива Ради (ЄС) № 2371/2002 від 20 грудня 2002 року «Про збереження та стабільну експлуатацію рибних ресурсів у рамках Загальної рибопромислової політики».
6. Регламент (EU) № 1380/2013 Європейського Парламенту і Ради від 11 грудня 2013 Про Спільну рибогосподарську політику і внесення змін до Регламентів Ради (ЕС) № 1954/2003, (ЕС) № 1224/2009 і скасування Регламенту Ради (ЕС) № 2371/2002 і (ЕС) № 639/2004 та Рішення Ради 2004/585/ЕС.
7. Шепелєв С.С. Вплив експортних можливостей на зростання конкурентоспроможності рибного господарства в умовах євроінтеграції. *Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України*. Серія: Економіка, аграрний менеджмент, бізнес, 2018. Вип. 284. С. 33–39.

REFERENCES

1. *Kodeks vedennya vidpovidal'noho rybal'stva FAO* [FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries]. URL: http://www.fao.org/3/i1900e/i1900e00.htm [in Ukrainian]
2. *Zakon Ukrayiny Pro Natsional'nu prohramu budivnytstva suden rybopromyslovoho flotu Ukrayiny na 2002-2010 roky* [Law of Ukraine on the National Program of Construction of Vessels of the Fishing Fleet of Ukraine for 2002-2010]. № 2987-III, 17.01.2002. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/ show/2987-14#Text.
3. *Zakon Ukrayiny «Pro Zahal'noderzhavnu prohramu rozvytku rybnoho hospodarstva Ukrayiny na period do 2010 roku»* [Law of Ukraine about the National program of development of fishery of Ukraine for the period till 2010]. № 1516-IV, 19.02.2004. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1516-15#Text
4. *Derzhavna tsil'ova ekonomichna prohrama rozvytku rybnoho hospodarstva na 2012-2016 roky* [State target economic program of fisheries development

for 2012-2016]. 1245-2011-п, 02.11.2012. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1245-2011-%D0%BF#Text

5. Council Regulation (EC) No 2371/2002 of 20 December 2002 on the conservation and sustainable exploitation of fisheries resources under the Common Fisheries Policy. URL: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32002R2371
6. Regulation (EU) No 1380/2013 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2013 on the Common Fisheries Policy, amending Council Regulations (EC) No 1954/2003 and (EC) No 1224/2009 and repealing Council Regulations (EC) No 2371/2002 and (EC) No 639/2004 and Council Decision 2004/585/EC. URL: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32013R1380
7. Shepelyev S.S. (2018). *Vplyv eksportnykh mozhlyvostey na zrostannya konkurentospromozhnosti rybnoho hospodarstva v umovakh yevrointehratsiyi* [The impact of export opportunities on the growth of fisheries competitiveness in the context of European integration]. *Naukovyy visnyk Natsional'noho universytetu bioresursiv i pryrodokorystuvannya Ukrayiny*. *Seriya: Ekonomika, ahrarnyy menedzhment, biznes*, Ussue 284, 33–39.

УДК 597.551.2:639.3(477.7)
DOI https://doi.org/10.32851/wba.2020.2.6

ЕКОЛОГО-ГЕМАТОЛОГІЧНІ СКЛАДОВІ ЗИМІВЛІ ЦЬОГОЛІТКІВ КОРОПА В УМОВАХ ПІВДНЯ УКРАЇНИ

Цуркан Л.В. *– аспірант,*
Воліченко Ю.М. *– к.с.-г.н., ст. викладач,*
Шерман І.М. *– д.с.-г.н., професор,*
Херсонський державний аграрно-економічний університет,
ludmilacurkan@gmail.com

У статті розглядається вплив змін погодно-кліматичних умов Півдня України на зимівлю рибопосадкового матеріалу коропа (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) у зимовий період 2016–2017 року у господарстві ДУ «Новокаховський рибоводний завод частикових риб». Встановлено характер зміни температури повітря протягом зими, проаналізовано обмін речовин в організмі цьоголіток коропа під час зимового утримання. Надано характеристику зміни гематологічного статусу та визначено рівень і динаміку біохімічних та морфологічних показників червоної і білої крові коропа. Встановлено взаємозв'язки фізіолого-біохімічних показників з абіотичними параметрами середовища. Запропонована концептуальна пропозиція щодо оптимізації зимівлі рибопосадкового матеріалу коропа. За результатами досліджень встановлено, що динаміка градусо-діб показує характерну картину температур води для півдня України, але не оптимальну, завищену для зимівлі коропа, оптимальні зимові температури, настають достатньо пізно, в січні місяці, коли температура води знижується до рівня 3-2°С. Період льодоставу на ставах скорочується та носить переривчастий характер. Така ситуація призводить до прогріву води в зимувальних ставах та утворення «турбуючих» температур води. В результаті дії вищевказаних факторів, а також таких як підвищена щільність посадки, відсутність годівлі, спостерігається збільшення концентрації червоної крові: еритроцитів (RBC, $x10^6$/л). Найбільша кількість лейкоцитів (WBC, $x10^3$/л) в крові спостерігалась на початку досліджень та мала тенденцію до зменшення. Посилений глюконеогенез супроводжувався значним зниженням рівня глюкози ($p < 0,01$), що підтверджувалось значним ($p < 0,01$) і постійним зниженням вмісту загального білка в крові. Вміст триацигліцеридів значно ($p < 0,01$) зменшився, що говорить про ліполіз при голодному обміні. Відбулось зниження вмісту рівня холестеролу ($p < 0,01$ і $p < 0,05$).

Ключові слова: зимівля, рибопосадковий матеріал, кров, температура води, цьоголітки, однорічки, короп, білок.

Постановка проблеми. Цілеспрямоване вирощування рибопосадкового матеріалу з метою подальшого вселення у водойми різного походження та цільового призначення, вирішує сучасну проблему відновлення та збереження унікального іхтіокомплексу аборигенних та інтродукованих

видів риб трансформованих пиродних акваторій. Різноманітність акваторій вимагає виробництво крупного посадкового матеріалу в достатній кількості і високій його якості, що гарантує високий вихід та відповідне промислове повернення.

Виходячи з викладеного, звертає на себе увагу факт великих втрат вже вирощених цьоголітків коропа високої якісті в період тривалої зимівлі в режимі голодного обміну. Ці втрати пов'язані не тільки зі зниженням виживаності в зимовий період, а й великими втратами маси тіла річняків що в подальшому супроводжуються компенсуючими затратами на відновлення втраченої маси та забезпечення нормального фізіологічного стану.

Загальновідомо, що втрати маси тіла особин, в процесі зимівлі, супроводжуються відповідними змінами у морфологічному складі та біохімічних показниках м'язів та крові. Виходячи з цього, картина крові змінюється на фоні температури води та відповідних параметрів абіотичних факторів, враховуючи, що зимівля пойкілотермних тварин супроводжується голодним обміном, то це безпосередньо, або опосередковано впливає на їх загальний фізіологічний стан [1].

Виходячи з викладеного та застосовуючи оцінку фізіологічного стану за гематологічними показниками, виникає можливість відстежувати об'єктивну інформацію відносно процесів в організмі зимуючих цьоголітків коропа в конкретних умовах зимувальих ставів півдня України, що є важливим інструментом, який можна використовувати як ефективний та чутливий індекс для моніторингу фізіоло-біохімічних та патологічних змін. Об'єктивно оцінюючи сучасний стан вивченості питання що роглядається, є підстави стверджувати, що існуючий досвід в цьому напряму достатньо обмежений [5].

Для деяких видів риб встановлено лише декілька нормативних значень для невеликої кількості гематологічних параметрів, але ці значення знаходяться в широкому діапазоні через відсутність стандартизованих методів збору, вимірювання та відсутністю прямих дослідів у виробничих умовах. Поряд з цим, багато чинників викликають нормальну і анормальну варіативність гематологічних даних для різних видів риб, при цьому різні автори аналізували температуру, вік, стрес, фотоперіод, стан попереднього харчування [8–12].

Керуючись вище викладеною інформацією, вважається доцільним виконати спеціальні, систематичні дослідження за принципом моніторингу фізіологічного стану, в динаміці, визначаючи залежність між рибницько-біологічними показниками, факторами середовища, що дозволить отримати більш повну інформацію з іхтіогематології та підвищити рівень прогнозування результатів зимівлі коропа в умовах півдня України.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Більшість видів риб піддаються короткочасному або тривалому голодуванню під час їхнього життя в природних та штучних умовах. Проміжний метаболізм поживних речовин у риб які голодують істотно змінюється. Крім того, фізіологічний стан може змінюватися через голодування і суттєво вплинути на якісний та кількісний склад крові та інтер'єрних показників.

Голодування – природне явище, але виступає як стресовий фактор, який може суттєво змінити біохімічні процеси в тканинах та органах риб, а метаболізм посилити. При короткочасному голодуванні катехоламіни (адреналін) виділяються, що безпосередньо впливає на зберігання вуглеводів (глікогену) шляхом процесу глікогенолізу. Якщо голодування перевищує 5 діб, починається синтез кортизола, і за рахунок цього глікогенеліз замінюється гліконеогенезом [12].

Тому уже з третьої декади вересня цьоголітки, що знаходяться в вирощувальних ставах у режимі голодного обміну, починають використовувати ендогенні дієтичні речовини для забезпечення життєдіяльності з власного «депо», запасеного на період зимівлі [1–3]. Тривалість зимівлі риб,в звлежності від грунтово-кліматичної зони, становить 4-6 місяців. На такий відносно тривалий період зимівлі, за рибницько-біологічними нормативами, виживаність річняків повинна складатив середньому 75 %. При цьому втрата середньої маси однієї особини складати не більше 12 %. Поряд з цим, в такі нормативні показники не вкладається практично жодне з ставових господарств України. Тому, з метою підвищення виходу із зимівлі і збереження максимально можливої маси тіла річняків коропа, велика увага приділяється правильному плануванню приросту в певні періоди вирощування цьоголітків та обережній пересадці у зимувальні стави, в оптимальні строки, що забезпечить скорочення терміну голодного обміну коропа за рахунок збільшення періоду живлення в осінній період у вирощувальних ставах.

Виходячи з вище викладеного, метою нашого дослідження було проаналізувати обмін речовин в організмі цьоголіток коропа під час зимового утримання, встановити гематологічний статус та визначити рівень і динаміку біохімічних та морфологічних показників червоної і білої крові коропа. Встановити взаємозв'язки фізіолого-біохімічних показників з абіотичними параметрами середовища.

Матеріали та методи. Дослідження мінливості фізіолого-біохімічних показників крові, як об'єктивної характеристики, проводили в умовах ставового господарства ДУ «Новокаховський рибоводний завод частикових риб», в якості об'єкта досліджень використовували цьоголіток коропа (*Cyprinus carpio Linnaeus*, 1758). Предметом досліджень, були фізіолого-біохімічні показники крові риб в період зимового утримуваня.

Піддослідний матеріал, а саме цьоголітки коропа, був посаджений на зимівлю в спеціальні дерев'яні контейнери об'ємом 1 м^3, які були обтягнути мілкою делю (рис. 1).

Рис. 1. **Зимувальний контейнер для утримання цьоголітків коропа**

Щільність посадки на утримання в контейнері становила 20 екз/м^3. Всього було встановлено 2 контейнери з цьоглітками коропа.

В період досліджень температуру визначали (до 0,1°С) електронним термометром КТ 300.

Фізіологічні дослідження базувалися на відборі у піддослідного матеріалу проб крові за рекомендованими методиками [4–6]. Відбір проб проводили в ранкові часи в проміжку 8:30 та 9:30 годин з хвостової артерії за допомогою шприца. Морфологічний аналіз формених елементів крові та їх індикація була проведена відповідно до класифікації Н.Т. Іванової [7].

Оцінку гемограми проводили за визначенням таких показників: RBC – абсолютний вміст еритроцитів (х10^6/л), WBC – абсолютний вміст лейкоцитів (х10^3/л), Hgb – концентрація гемоглобіну (г/л), MCV – серед-

ній об'єм еритроцитів (фл), MCH – середній вміст гемоглобіну в еритроциті (пг), MCHC – середня концентрація гемоглобіну в еритроцитарній масі (г/л).

Біохімічний аналіз сироватки крові проводили за допомогою біохімічного аналізатору Humalyzer 3000 (Німеччина) та визначали: загальний білок (біуретовим методом), за допомогою діагностичного набору Human GmbH, альбуміни (BCG-метод, бромкріазоловий зелений, з комплектом Human GmbH), рівень креатиніну, кальцію, фосфору, холестерину, глюкози (повний набор Human GmbH), рівень тригліцеридів (GBO-метод, лікватор моно з повним набором Human GmbH).

Отримані дані піддавали статистичному аналізу за загальноприйнятими методиками [10, 11] за допомогою статистичного пакету програми STATISTICA.

Результати досліджень. В дослідженнях було використано 40 цьоголітків коропа (*Cyprinus carpio Linnaeus*, 1758) відібраних методом рендомізації. Середня загальна маса одного екзкмпляру з досліджуваної вибірки складала 26,74 ± 2,00 г, в якій 19 екземплярів мали масу в діапазоні від 26 до 29 г (рис. 2).

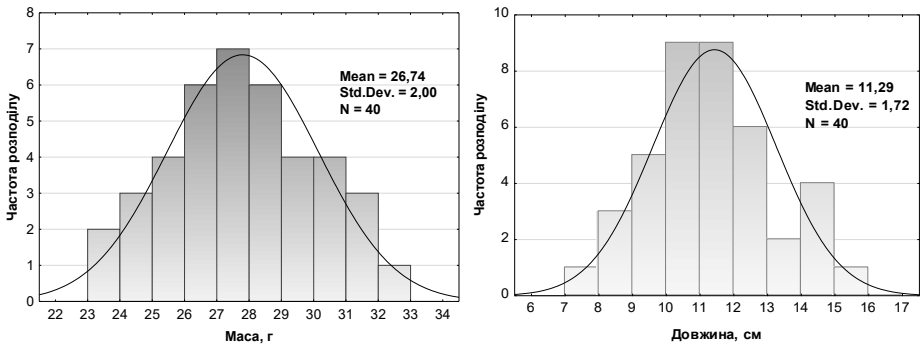


Рис. 2. **Розподіл вибірки загальної маси (г) та довжини (см) коропа (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758)**

Середня загальна довжина тіла досліджуваної вибірки складала 11,29 ± 1,72 см в якій 16 екземплярів мали довжину в діапазоні 10–12 см.

Температура води в дослідному ставі за період зимового утримання знаходився в межах 0,7–13,9°С. Мінімальні значення відмічалися в січні, максимальні в листопаді. Період льодоставу припадав на другу половину січня та складав 11 діб. Динаміка градусо-діб зображена на рисунку 3, яка показує характерну картину температур води для півдня України, але не оптимальну, завищену для зимівлі коропа.

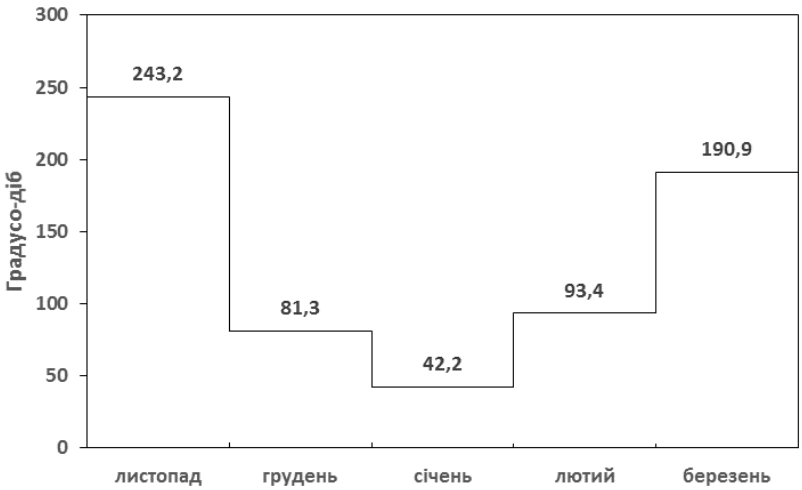


Рис. 3. **Динаміка градусо-діб в період зимового утримання**

Аналізуючи термічний режим зимового утримання бачимо, що оптимальні зимові температури, настають достатньо пізно, в січні місяці, коли температура води знижується до рівня 3-2°С, коли цьоголітки коропа припиняють харчуватися і починається період голодного обміну. Стрибкоподібний рух температури води в умовах півдня України, протягом зимових місяців, демонструє суттєву динаміку під дією відлиги в зимові місяці, що провокує рухливість в пошуках корму, якого у воді немає. Саме ця обставина виснажує рибу, яка втрачає енергію на рух, а їжу не отримує. Виснаження та втрата маси негативно впливає на загальний фізіологічний стан зимуючої риби.

В процесі спостереження за дослідною групою в період зимівлі був відібраний матеріал для гематологічного аналізу, щоб простежити, як впливають температурні умови на фізіолого-біохімічні показники крові, результати якого наведено в таблиці 1.

Аналізуючи гемограму в період зимового утримання, спостерігається збільшення концентрації червоної крові: еритроцитів (RBC, $x10^6$/л). При цьому, кількість еритроцитів, яка є важливим фізіологічним показником стану риб, демонстрував максимальне значення у березні $2,99x10^6$/л, мінімальна кількість спостерігалась у коропа, на рівні $2,71x10^6$/л на початку досліджень.

Найбільша кількість лейкоцитів (WBC, $x10^3$/л) в крові спостерігалась на початку досліджень та мала тенденцію до зменшення на прикінці спостережень та коливалась в межах від 29,44 до 15,10. На цьому фоні, важливе значення для характеристики стану риби має вміст білків та метаболітів у сироваткі крові.

Таблиця 1. **Динаміка гемограми та біохімії крові в період зимового утримування, (M±m, n=40)**

Показник	Період досліджень					Достовірність p – значення
	Листопад (a)	Грудень (b)	Січень (c)	Лютий (d)	Березень (e)	
RBC, x10^6/л	2,71 ± 0,03	2,77±0,02	2,84±0,04	2,92±0,02	2,99±0,03	**
WBC, x10^3/л	29,44 ± 0,82	24,92±0,73	21,09±0,66	17,84±0,70	15,10±0,62	**
Hgb, г/л	37,57 ± 0,21	37,51±0,27	37,44±0,26	37,38±0,22	37,31±0,23	**
MCV, фл	13,93 ±0,15	13,56±0,14	13,20±0,12	12,84±0,12	12,50±0,14	*
MCH, пг	32,73 ± 0,27	31,92±0,28	31,14±0,29	30,38±0,27	29,63±0,30	*
MCHC, г/л	235,32 ± 1,76	235,82±1,79	236,32±2,07	236,82±2,19	237,32±1,83	*
Загальний білок, г/л	28,58 ± 0,90	25,53 ± 1,29	22,81± 0,98	20,38± 1,04	18,21 ± 1,04	**
Альбумін, г/л	9,33 ± 0,36	9,02 ± 0,28	8,27 ±0,42	8,95 ± 0,58	8,87 ± 0,37	
Креатинін, мг/дл	0,34 ± 0,1	0,30 ± 0,1	0,34 ± 0,2	0,39 ± 0,1	0,38 ± 0,1	
Кальцій, мг/дл	6,63 ± 0,18	6,31 ±0,44	5,92 ±0,19	5,64 ±0,40	5,40 ±0,49	*
Фосфор, мг/дл	8,94 ±0,15	9,72 ±0,22	10,93 ±0,23	11,96 ±0,20	13,21 ± 0,54	*
Тригліцериди, мг/дл	68,14 ±3,51	60,67 ±1,49	54,26 ±2,26	48,28 ±1,18	43,50 ±1,52	**
Холістерол, мг/дл	120,37 ±7,79	110,08 ±6,54	104,67±7,42	96,21 ±8,12	90,48 ±9,31	*
Глюкоза, мг/дл	59,75 ±3,38	54,68 ±2,86	51,10 ±3,12	45,68 ±3,28	43,76 ±3,91	**

* – достовірність $p \leq 0,05$, ** – $p \leq 0,01$

Як показують дані, зведені в таблиці, голодування призвело до значного зміни рівнів аналізованих компонентів сироватки крові коропа. Значне ($p < 0,01$) зниження вмісту глюкози в крові спостерігалось протягом перших місяців голодування, після чого вміст глюкози стабілізувався – на нижчому рівні і відтепер залишався незмінним до припинення експерименту, що може розглядитись в якості адаптивної реакції риби, що свідчить про вірогідність стабілізації та можливості мобілізації запасів глікогену. Поряд з цим, дослідження показали, що глюконеогенез є більш важливим ніж гліколіз для підтримки стабільного рівня глюкози в крові риби. Те, що цей ефект фактично має місце, підтверджується спостереженням що гепатопанкреатичний глікоген зменшився на 75 % після двох місяців голодування.

Значне ($p < 0,01$) і постійне зниження вмісту загального білка в крові може підтвердити посилений глюконеогенез, що супроводжувалася значним зниженням рівня глюкози, під час тривалого голодування риба використовувала білок як джерело енергії за допомогою глюконеогенезу.

В описуваному експерименті був найбільш помітний ефект голодування в триацигліцеридах в крові. Спостерігаємий їх вміст значно ($p < 0,01$) зменшився, до рівня, на якому вони пробули до кінця експерименту, вже через перші місяці голодування. На той час вміст триацилгліцерину становив лише приблизно 30 % від початкового.

Відомо, що триацилгліцерини розщеплюються до гліцерину та вільних жирних кислот. Під час голодування роль гліцеридів як попередників глюкози стає все більш важливою.

Змінюється і м'язовий обмін. М'язи перестають вживати глюкозу і обмежуються їх використання кетонів, необхідна енергія надходить через окислення жирних кислот.

Зниження рівня триацилгліцерину в крові, що спостерігається, дозволяє припустити, що відбувався ліполіз при голодному обміні. Особливо протягом перших двох місяців голодування. З іншого боку, значне ($p < 0,01$ і $p < 0,05$) зниження вмісту рівня холестеролу, може свідчити про те, що обмін холестеролу не змінився жодним помітним чином на початковій стадії голодування.

На жаль, відсутність в доступних нам джерелах не було знайдено будь-яких літературних даних, що не дозволяє обговорити та співставити показники та їхній вплив на голодний обмін.

Висновки та перспективи подальших досліджень. Отримані результати дозволяють зробити висновок, що зимове голодування пойкілотермних тварин, до яких відносяться риби, фактично є нормою та істотно не впливає на функції організму, про що свідчить виживанність, а також життєздатність і стан риби.

Проте, з практичної точки зору, особливості зимівлі в діапазоні й на фоні стрибаючих температур води, що характерно для півдня України, орієнтує на суттєве скорочення технологічної тривалості зимівлі, а саме: проводити пересадку цьоголтків на зимівлю пізніше від стандортних сроків, а навесні раніше починати пересадку річняків до нагульних ставів. Така орієнтаціядозволить, за рахунок скорочення тривалості зимівлі, подовжити вегетаційний період, а це у свою чергу, забезпечить підвищення рибопродуктивності, скорочення витрат органічно-мінеральних добрив, кормів, суттєво підвищить рентабельність виробництва.

ECOLOGICAL AND HEMATOLOGICAL COMPONENTS OF WINTERING OF CARP CARPETS IN THE CONDITIONS OF THE SOUTH OF UKRAINE

Tsurkan L.V. *– postgraduate,*
Volichenko Yu.M. *– Candidate of Agricultural Sciences, Senior Lecturer,*
Sherman I.M. *– Doctor of Agricultural Sciences, Professor,*
Kherson State Agrarian and Economic University,
ludmilacurkan@gmail.com

The article considers the influence of changes in weather and climatic conditions of the South of Ukraine on the wintering of carp fish planting material (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) in the winter of 2016–2017 in the farm of the Novokakhovsky Fish Farm of Partial Fish. The nature of changes in air temperature during the winter is established, the metabolism in the body of this year of carp during winter keeping is analyzed. The characteristic of change of the hematological status is given and the level and dynamics of biochemical and morphological indicators of red and white blood of carp are defined. The relationship between physiological and biochemical parameters with abiotic parameters of the environment has been established. A conceptual proposal for optimizing the wintering of carp fish planting material is proposed. According to research, the dynamics of degree-days shows a characteristic picture of water temperatures for southern Ukraine, but not optimal, inflated for winter carp, optimal winter temperatures occur quite late, in January, when the water temperature drops to 3-2 °C. The ice age on the ponds is shortened and is intermittent. This situation leads to heating of water in winter ponds and the formation of "disturbing" water temperatures. As a result of the above factors, as well as such as increased planting density, lack of feeding, there is an increase in the concentration of red blood: erythrocytes (RBC, $x10^6$ / l). The highest number of leukocytes (WBC, $x10^3$ / l) in the blood was observed at the beginning of the study and tended to decrease. Enhanced gluconeogenesis was accompanied by a significant decrease in glucose levels ($p < 0.01$), which was confirmed by a significant ($p < 0.01$) and constant decrease in total protein in the blood. The content of triacyglycerides significantly ($p < 0,01$) decreased, which indicates lipolysis during starvation metabolism. There was a decrease in cholesterol levels ($p < 0.01$ and $p < 0.05$).

Keywords: wintering, fish stocking material, blood, water temperature, yearlings, annuals, carp, protein.

ЛІТЕРАТУРА

1. Головина Н.А., Тромбицкий И.Д. Гематология прудовых рыб. Кишинев: Штиинца, 1989. 158 с.
2. Амиева В.А., Яржомбек А.А. Физиология рыб. М.: Легкая и пищевая промышленость, 1984. 200 с.
3. Житенева Л.Д., Рудницкая О.А, Калюжная Т.Н. Эколого-гематологические характеристики некоторых видов рыб: справочник. Ростов-на-Дону: Молот, 1997. 152 с.

4. Житенева, Л.Д., Полтавцева Т.Г., Рудницкая О.А. Атлас нормальных и патологически измененных клеток крови рыб. Ростов – на Дону: Кн. изд-во, 1989. 112 с.
5. Иванова Н.Т. Материалы к морфологии крови рыб. Ростов–на–Дону, 1970. 138 с.
6. Иванова Н.Т. Система крови. Ростов–на–Дону, 1995. 155 с.
7. Иванова Н.Т. Атлас клеток крови рыб. М.: Легкая и пищевая промышленность, 1999. 50 с.
8. Методические указания по проведению гематологического обследования рыб. Минсельхозпрод России. Москва, 1999. 16 с.
9. Дехтярьов П.А. Фізіологія риб: Практикум: Навч. посіб. / П.А. Дехтярьов, І.М. Шерман, Ю.В. Пилипенко, О.О. Яржомбек, С.Г. Вовченко. К.: Вища шк., 2001. 128 с.
10. Дехтярьов П.А., Євтушенко М.Ю., Шерман І.М. Фізіологія риб: підручник. К.: Аграрна освіта, 2008. 342 с.
11. Плохинский Н.А. Биометрия. Новосибирск: Изд-во СОАН СССР, 1961. 364 с.
12. Рокицкий П.Ф. Основы вариационной статистики для биологов. Минск, 1961. 217 с.

REFERENCES

1. Golovina N.A., Trombitsky I.D. (1989). *Gematologiya prudovykh ryb* [Hematology of pond fish]. Chisinau: Shtiintsa. [in Russian].
2. Amiev V.A., Yarzhombek A.A. (1984). *Fiziologiya ryb* [Physiology of fish]. Moscow: Legkaja i pishhevaja promyshlennost'. [in Russian].
3. Zhiteneva, L.D. Rudnitskaya O.A., Kalyuzhnaya T.N. (1997). *Ekologo-gematologicheskiye kharakteristiki nekotorykh vidov ryb: spravochnik* [Ecological and hematological characteristics of some fish species: reference book]. Rostov-na-Donu: Molot. [in Russian].
4. Zhiteneva, L.D. Poltavtseva T.G., Rudnitskaya O.A. (1989). *Atlas normal'nykh i patologicheski izmenennykh kletok krovi ryb* [Atlas of normal and pathologically altered fish blood cells]. Rostov–na–Donu: Kn. izd-vo. [in Russian].
5. Ivanova, N.T. (1970). *Materialy k morfologii krovi ryb* [Materials to the morphology of fish blood]. Rostov–on–Don. [in Russian].
6. Ivanova, N.T. (1995). *Sistema krovi* [Blood system]. Rostov–on–Don. [in Russian].
7. Ivanova, N.T. (1999). *Atlas kletok krovi ryb* [Atlas of fish blood cells]. Moscow: Legkaja i pishhevaja promyshlennost'. [in Russian].
8. *Metodicheskiye ukazaniya po provedeniyu gematologicheskogo obsledovaniya ryb* (1999). [Guidelines for hematological examination of fish]. Ministry of Agriculture of Russia. 16 p. [in Russian].

9. Dekhtyarev P.A., Sherman I.M., Pilipenko Yu.V., Yarzhombek O.O., Vovchenko S.G. (2001). *Fiziolohiya ryb: Praktykum* [Fish Physiology: Workshop]. Navchal'nyj posibnyk. Kyiv: Vyshha shkola. [in Ukrainian].
10. Dekhtyarev P.A., Yevtushenko M.Yu., I.M. Sherman (2008). *Fiziolohiya ryb: pidruchnyk* [Physiology of fish: a textbook]. Kyiv: Agrarian Education. [in Ukrainian].
11. Plokhinsky N.A. (1961). *Biometriya* [Biometrics]. Novosibirsk: Izd-vo SOAN SSSR. [in Russian].
12. Rokitsky P.F. (1961). *Osnovy variatsionnoy statistiki dlya biologov* [Basics of variation statistics for biologists]. Minsk. [in Russian].

УДК 338.43:639.2/.3
DOI https://doi.org/10.32851/wba.2020.2.7

КОНЦЕСІЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ЯК ЕФЕКТИВНИЙ МЕХАНІЗМ ЕКОЛОГІЧНОГО ВІДНОВЛЕННЯ ВОДОЙМ

Шарило Ю.Є. *– директор,*
Гереєва І. *– провідний юрисконсульт,*
Бюджетна установа «Методично-технологічний центр з аквакультури», м. Київ

Концесія водних об'єктів є перспективним інструментом урядування з відновлення довкілля та раціонального використання водних ресурсів. Водний об'єкт, що надається в оренду, має відповідати умовам договору. На відміну від оренди об'єктом концесії може стати водойма, яка не може бути використана для господарської діяльності без відновлення або будівництва.

Концесія має значно більший інструментарій регулювання водних відносин, ніж оренда. Для забезпечення сталого розвитку аквакультури в умовах глобальних змін клімату для відновлення водного фонду використання договорів концесії є доцільним.

Проаналізовано можливість приватного партнера максимально виконувати поставленні задачі від держави та при цьому отримувати прибуток при укладанні договору на багато років – до 50 років. Для держави договір концесії є ефективним інструментом управління державного майна. Розглянуто цикл, що передує укладанню договору концесії.

На думку авторів статті з огляду на сучасний стан справ у сфері водних відносин, наявного правового поля в царині використання водних ресурсів для ведення господарської діяльності навряд чи сприяє проведенню будівельних відновлювальних робіт. Орендар не зацікавлений у ремонті споруд водойми: процедура складна, коштовна і вимагає багато зусиль та ресурсів. А в умовах глобального потепління, коли дефіцит водних ресурсів лише зростає – зростає і кількість водних об'єктів, що потребують відновлення. Надання в концесію водних об'єктів може стати гарним інструментом

З метою опрацювання позиції щодо доцільності укладання договорів концесії проаналізовано законодавче регулювання відносин щодо передачі водойм за договором концесії. Досліджено термінологічний аспект щодо договорів концесії у контексті державно-приватного партнерства. Визначено аргументи на користь договорів концесії у порівнянні з договорами оренди для регулювання відносин у сфері аквакультури.

Порівняно договір концесії та договір оренди. Розглянуто застосування договору концесії до воднихоб'єктів.

Ключові слова: концесія, державно-приватне партнерство, договір оренди, водні об'єкти, природні ресурси.

Наслідки глобальних кліматичних змін змушують шукати можливість раціонального використання природних ресурсів. Триває пошук альтернативних способів використання водних ресурсів, а саме: можливість

передачі водних об'єктів у концесію, які зазнали екологічної деградації, з метою їх відновлення та використання для цілей аквакультури, а також аналіз чинного законодавства стосовно визначення перспектив державно-приватного партнерства у сфері відновлення та ефективної експлуатації водних об'єктів.

Мета статті. Аналіз чинного законодавства України щодо можливості передачі водойм у концесію для відновлення екологічного стану та використання для цілей аквакультури, як форми державно-приватного партнерства.

Суть питання. Аквакультура України тісно пов'язана з використанням такого суспільно значущого ресурсу як вода. Відповідно до Конституції України водні ресурси є стратегічно важливими складовими природи, які не можуть передаватися у власність і надаються у користування на умовах оренди. Орендні відносини водних об'єктів є складною та ризиковою сферою суспільних відносин, які важко врегулювати. А в умовах планетарних кліматичних змін саме сфера водокористування прогнозовано зазнає деформації і управлінцям доведеться шукати інші механізми регулювання.

Крім того, вже зараз Україна зазнає змін сфері використання водних ресурсів, які полягають у їх зменшенні об'ємів прісної води, занепаду малих та середніх річок і зникненню водойм у їх басейнах. Відновлювальні роботи водних об'єктів коштують дорого і в Україні майже не ведуться. Наразі у держави відсутня стратегія протистоянню наслідкам змін клімату у сфері водокористування, а тому державно-приватне партнерство і концесія, як один із видів такого партнерства, можливо стане ефективним механізмом по відновленню екологічного стану водойм.

Українська аквакультура сьогодні це ставкові рибницькі господарства, які в першу чергу відчують дефіцит води та гостру конкуренцію за її використання. Тому необхідно розглядати концесію водних об'єктів, не як альтернативу оренді, а лише як ефективний механізм протидії сучасним ризикам водокористування. А як відомо водокористування це основа рибної галузі.

Правове тлумачення поняття «концесія». Закон України «Про концесію» набрав чинності 04 жовтня 2019 року. Концесія – форма здійснення державно-приватного партнерства, що передбачає надання концесієдавцем концесіонеру права на створення та/або будівництво (нове будівництво, реконструкцію, реставрацію, капітальний ремонт та технічне переоснащення), та/або управління (користування, експлуатацію, технічне обслуговування) об'єктом концесії, та/або надання суспільно значущих послуг у порядку та на умовах, визначених концесійним договором, а також передбачає передачу концесіонеру переважної частини операційного ризику, що охоплює ризик попиту та/або ризик пропозиції. Концесія включає у себе надання з метою задоволення громадських потреб уповноваженим

органом виконавчої влади чи органом місцевого самоврядування на підставі концесійного договору на платній та строковій основі юридичній чи фізичній особі права створення (будівництво) та/або права управління (експлуатацію) об'єкта концесії (строкове платне володіння), за умови взяття концесіонером на себе зобов'язань по будівництву та/або експлуатації об'єкта концесії, майнової відповідальності та можливого підприємницького ризику [1]. Зауважуємо, що концесіонерами можуть бути лише юридичні особи – суб'єкти підприємницької діяльності. Не можуть бути концесіонерами юридичні особи державної або комунальної форми власності, а також у випадках, передбачених законодавством.

У чому полягає суттєва різниця договору концесії та договору оренди. Концесіонером може бути лише суб'єкт господарської діяльності (юридична особа або фізична особа–підприємець), а орендарем і громадяни України. Концесієдавець бере на себе зобов'язання на створення об'єкту концесії та (або) його експлуатацію, а орендар отримує право володіти та користуватися об'єктом оренди, що було створено (побудоване) до укладання договірних відносин. Спільною рисою договору концесії та договору оренди є те, що вони не забезпечують відповідно концесіонеру та орендарю права розпорядження об'єктом договірних відносин – це право залишається відповідно за концесієдавцем та орендодавцем (у випадку з водними об'єктами за територіальними громадами).

Суть державно-приватного партнерства. Державно-приватне партнерство – це співробітництво між державою (Україна, АР Крим, органами місцевої влади та самоврядування, Національною академією наук та галузевих академій наук), та юридичними особами (крім державних та комунальних підприємств, установ та організації), яка здійснюється на основі договору. Порядок укладення договору визначений Законом України «Про державно-приватне партнерство». Об'єктами державно-приватного партнерства є:

– існуючі, відтворювані (шляхом реконструкції, реставрації, капітального ремонту та технічного переоснащення) об'єкти, що перебувають у державній чи комунальній власності або належать АР Крим, або майно товариств, 100 відсотків акцій яких належать до власності держави, територіальної громади чи АР Крим;

– створювані або побудовані об'єкти відповідно до договору, укладеного в рамках державно-приватного партнерства [1].

Нормативно правові акти, що регулюють сферу державно-приватного партнерства, і в цілому концесію: Закони України «Про концесію» та «Про державно-приватне партнерство», Цивільний кодекс України, Господарський кодексу України, Земельний кодекс України.

Слід зауважити, що державним партнером є відповідний державний орган, що відповідно до Закону України «Про управління об'єктами дер-

жавної власності» має мати повноваження на розпорядження об'єктами концесії (державно-приватного партнерства).

І головне. Частиною 5 статті 2 Закону України «Про концесію» визначено, що концесія може застосовуватися для здійснення проектів у будь-яких сферах господарської діяльності, крім об'єктів, щодо яких законом встановлено обмеження чи заборона щодо передачі їх у концесію. Заборона щодо передачі водних об'єктів у концесію законодавством не встановлено [1].

Концесія як можливий різновид оренди природних ресурсів. Виходячи з чинного законодавства: концесія – форма державно-приватного партнерства, що направлена на задоволення суспільних потреб у сфері природокористування, забезпечення ефективного урядування природними ресурсами та можливістю залучити кошти для інвестування соціально значимих проектів. Отримання прибутку від концесійних об'єктів вважається другорядним, але родзинка концесійних правовідносин полягає в тому, що договір концесіїє підставою для виникнення у концесіонера права спеціального природокористування.

У світовій та вітчизняній практиці концесію природних ресурсів застосовували широко, особливо під час освоєння корисних копалин, розробку лісових та земельних площ, будівництві доріг тощо. Концесія природокористування неможлива без надання концесіонеру земельної ділянки. Земельних кодекс України встановлює норми, за якими концесіонеру надається в оренду земельна ділянка в межах і на термін, що визначені концесійним договором відразу після його підписання. Тобто керуючись нормами статті 94 Земельного кодексу України в рамках державно-приватного партнерства або концесії встановлено надання земельної ділянки для реалізації укладеного договору. Метою концесії або державно-приватного партнерства можуть бути природні ресурси, що невід'ємно пов'язані із земельною ділянкою, наприклад: корисні копалини, землі природно-заповідного фонду, водні об'єкти тощо. І на думку фахівців таку правову конструкцію варто розвивати і в українському суспільстві [3].

Економісти визначають, що концесія, як різновид державно-приватного партнерства, є найбільш ефективною формою інтеграції можливостей суб'єктів різних форм власності для реалізації спільних проектів [6].

Чи можливо застосовувати концесію для водних об'єктів. Для цього ми проаналізуємо чинне законодавство, що регулює порядок концесії і порядок користування водними ресурсами. Води або водні об'єкти є національним надбанням Українського народу, однією з природних основ його економічного розвитку і соціального добробуту. Користування водами передбачає можливість встановлення особливих правил, що базуються на принципах раціональності та екологічного захисту. Це особлива сфера користування природними ресурсами, яка передбачає суттєві обмеження в період паводку, повеней, маловоддя та інших надзвичайних ситуацій. Еко-

логічна складова водогосподарської діяльності законодавством визначена як пріоритетна, і це є додатковим ризиком для концесіонера.

Водний кодекс України встановлює, що водні ресурси України маютьособливий статус, тому єнеобхідність розробки і додержання особливих правил користування водними ресурсами, раціонального їх використання та екологічно спрямованого захисту.

Тлумачення терміну «водний об'єкт» – природний або штучно створений елемент довкілля в якому зосереджуються води. З визначення випливає, що до складу водного об'єкта земельна ділянка (включаючи прибережну захисну смугу), ландшафтні елементи (включаючи гідроспоруди) та вода. Таким чином, встановлюється зв'язок між земельними та водними ресурсами [2].

03 жовтня 2019 року був введений у дію Закон України «Про концесію», який набрав чинності 01 лютого 2020 року. Нормативний акт містить правові, фінансові та організаційні засади реалізації проектів, що здійснюються на умовах концесії, з метою модернізації інфраструктури та підвищення якості суспільно значущих послуг.

Відповідно Закону об'єктом концесії може бути державне або комунальне майно, майно АР Крим, майно господарських товариство, 100 % акцій яких належить державі. Не може бути об'єктом концесії майно, що перебуває у оренді до закінчення її терміну (крім випадків, коли договір оренди укладено до набрання чинності ЗУ «Про концесію», а орендар виступає ініціатором реалізації інвестиційного проекту, у формі державно-приватного партнерства відповідно до Закону), майно, що використовується у виготовленні та ремонті всіх видів зброї, яка перебуває на озброєння ЗСУ, СБУ та інших збройних формувань України [1].

Чи може виступати об'єктом концесії водний об'єкт? У Водному кодексі України відсутні норми щодо передачі у концесію водойм. Разом з тим, абзацом третім статті 2 Водного кодексу України визначено, що земельні та інші відносини, що виникають під час користування водними об'єктами, регулюються відповідним законодавством України. У статті 123 Земельного кодексу України визначено порядок надання земельної ділянки у користування на умовах концесії. Природні ресурси, що невід'ємно пов'язані із земельними ресурсами можуть надаватися у концесію.

Повертаючись до законодавства про концесію об'єктом концесії може бути:

– об'єкти державної або комунальної власності;
– майно державної або комунальної власності;
– об'єкти, що створюються або будуються концесіонером [1].

Отже водні об'єкти, що знаходяться у державній та комунальні власності підпадають під дію Закону України «Про концесію» і можуть бути об'єктами концесії.

Метою концесії може бути:

– створення або будівництво (реконструкція, капітальний ремонт, технічне переоснащення) об'єктів концесії;

– управління об'єктами концесії;

– надання суспільно значущих послуг [1].

Під суспільно значущими послугами або публічними послугами розуміють сферу державної діяльності, що направлена на забезпечення життєдіяльностігромади: транспортне сполучення, водо-, електро-, газопостачання, каналізація, освіта, охорона здоров'я тощо [1].

Очевидно, що роботи, що пов'язані з відновленням екологічного стану водних об'єктів, надання рекреаційних послуг, які направлені оздоровлення нації, підвищення екологічної культури відповідають завданням концесії та можуть мати спільні цілі з діяльністю у сфері аквакультури. Адже серед напрямків діяльності аквакультури є штучне відтворення водних біоресурсів. А завданням рекреаційної аквакультури є послуги з оздоровлення населення та екологічне виховання. І мета, і завдання аквакультури у царині екологічних послуг відповідають цілям концесії.

Оскільки чинне законодавство України не містить норм, які б забороняли або обмежували концесію водного об'єкта, а також визначений порядок надання у концесію, істотні умови договору концесії. Але при цьому цілі концесії водного об'єкта мають відповідати захисту публічних екологічних інтересів.

Проаналізувавши існуючу правову базу можна зробити висновок: концесія водних об'єктів можлива, в першу чергу як ефективний механізм екологічного відновлення водойм, надання концесіонером суспільно значущих послуг (наприклад у сфері рекреації) і може бути застосована у комплексі з таким видом господарської діяльності, як аквакультура. Враховуючи стан справ з екологічним станом наших водойм, існуючу практику відновлення водойм на фоні проблем, пов'язаних із глобальним потеплінням, концесія водних об'єктів може стати дієвим механізмом відновлення водойм. Враховуючи необхідність екологізації господарської діяльності та запровадження у виробництво сталих практик у сфері експлуатації водойм, доцільно використовувати аквакультуру, зокрема: штучне відновлення водних біоресурсів, рибогосподарську меліорацію, рекреаційну аквакультуру та інше.

Крім того, концесійні відносини мають соціально-економічний базис і орієнтовані на подолання кризових економічних явищ. На практиці застосовуються в випадках неефективного управління державними об'єктами, нестачі бюджетних коштів на фінансування цих об'єктів, неспроможності держави управляти об'єктом державної або комунальної власності, кризи в економіці [6].

Такий підхід повністю відповідає Цілям Сталого Розвитку.

CONCESSION OF WATER FACILITIES AS AN EFFECTIVE MECHANISM OF ECOLOGICAL RESTORATION OF WATER RESERVOIRS

Sharylo Yu. *– Director,*
Gereeva I. *– Leading Legal Adviser,*
Budgetary institution "Methodical and technological center for aquaculture"

Concession of water bodies is a promising instrument for governing of the restoration of environment and rational use of water resources. The leased water body must comply with the terms of the contract. Unlike a lease, the object of the concession may be a body of water that cannot be used for economic activities without restoration or construction.

A concession has much more tools to regulate water relations than a lease. To ensuring the sustainable development of aquaculture in the context of global climate change the use of concession agreements is appropriate.

In order to form a position regarding the advaisability of concluding concession' agreement, the legislative regulation of the concession agreement is analyzed. The terminological aspect of concession agreements and public-private partnerships is studied. Arguments in favor of concession agreements for the regulation of relations in the sphere of aquaculture re identified.

The possibility of a private partner to perform the set tasks from as much as possible is analyzed state and at the same time make a profit when concluding a contract for many years (up to 50 years) the state concession agreement is an effective tool for managing state property. Considered the cycle preceding the conclusion of the concession agreement.

According to the authors of the article, given the current state of affairs in the field of water relations, the existing legal field in the field of use of water resources for economic activities is unlikely to contribute to the construction of restoration works. The tenant is not interested in repairing the reservoir: the procedure is complex, expensive and requires a lot of effort and resources. And with global warming, when water scarcity is only growing, so is the number of water bodies that need to be rebuilt. Concessioning water bodies can be a good tool for restoring water resources at the state level.

The concession agreement and the lease agreement are compared. The application of the concession agreement to water bodies is considered.

Keywords: concession, public-private partnership, lease agreement, water bodies, natural resources.

ЛІТЕРАТУРА

1. Про концесію: Закон України. Київ 03 жовтня 2019 року, № 155-IX. [Електронний ресурс]. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/155-20#Text.
2. Водний кодекс України. Київ 06 червня 1995 року, № 213/95-ВР. [Електронний ресурс]. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80#Text
3. Мороз Г.В. Концесія природних ресурсів: законодавчі та наукові положення. *Юридичний науковий електронний журнал.* 2017. № 6.

4. Муравська М.Л. Поняття штучного водного об'єкту як об'єкту правових відносин. *Часопис Київського університету права*. 2013. № 2.
5. Правові проблеми публічно-приватного партнерства в аграрних та земельних відносинах (монографія) / Д.В. Бусуйок, П.Ф. Кулинич, М.Л. Муравська та ін. Київ. Наукова думка, 2015. 196 с.
6. Печуляк В.П. Договір концесії як перспективний метод державного регулювання відносин у сфері лісового господарства України. [Електронний ресурс]. URL: http://www.irbis-nbuv.gov.ua/cgi-bin/irbis_nbuv/cgiirbis_64.exe?I21DBN=LINK&P21DBN=UJRN&Z21ID=&S21REF=10&S21CNR=20&S21STN=1&S21FMT=ASP_meta&C21COM=S&2_S21P03=FILA=&2_S21STR=FP_index.htm_2015_4_39

REFERENCES

1. *Pro koncesiju: Zakon Ukrai'ny* [Law of Ukraine about concession:]. № 155-IX, 03.10.2019, Kyiv. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/155-20#Text. [in Ukrainian].
2. *Vodnyj kodeks Ukrai*'ny [The Water Code of Ukraine]. № 213/95-VR, 06.06.1995. Kyiv. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80#Text roku [in Ukrainian].
3. Moroz G.V. (2017). *Koncesija pryrodnyh resursiv: zakonodavchi ta naukovi polozhennja* [Concession of natural resources: legislative and scientific provisions]. *Jurydychnyj naukovyj elektronnyj zhurnal*. no 6. [in Ukrainian].
4. Muravs'ka M.L. (2013). *Ponjattja shtuchnogo vodnogo ob'jektu jak ob'jektu pravovyh vidnosyn* [The concept of an artificial water body as an object of legal relations]. *Chasopys Kyi'vs'kogo universytetu prava*. no 2. [in Ukrainian].
5. Busujok D.V., Kulynych P.F., Muravs'ka M.L. (2015). *Pravovi problemy publichno-pryvatnogo partnerstva v agrarnyh ta zemel'nyh vidnosynah* [The legal problems of public-private partnership in agrarian and land relations]: monografija. Kyiv. Naukova dumka. [in Ukrainian].
6. Pechuljak V.P. (2015). *Dogovir koncesii' jak perspektyvnyj metod derzhavnogo reguljuvannja vidnosyn u sferi lisovogo gospodarstva Ukrai'ny* [The concession agreement as a promising method of state regulation of relations in the field of forestry of Ukraine]. URL: http://www.irbis-nbuv.gov.ua/cgi-bin/irbis_nbuv/cgiirbis_64.exe?I21DBN=LINK&P21DBN=UJRN&Z21ID=&S21REF=10&S21CNR=20&S21STN=1&S21FMT=ASP_meta&C21COM=S&2_S21P03=FILA=&2_S21STR=FP_index.htm_2015_4_39

АКВАКУЛЬТУРА

УДК 639.31.07
DOI https://doi.org/10.32851/wba.2020.2.8

ОСОБЛИВОСТІ ВИРОЩУВАННЯ МОЛОДІ СТРУМКОВОЇ ФОРЕЛІ (*SALMO TRUTTA* M. *FARIO* L.) В УМОВАХ ГІРСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА

Барило Є.О. *– к.с-г.н., асистент,*
Лобойко Ю.В. *– д.с-г.н., доцент,*
Барило Б.С. *– к.с-г.н., доцент,*
Львівський національний університет ветеринарної медицини
та біотехнологій імені С. З. Гжицького,
y.bachuk.lv@ukr.net

Антропогенний вплив на природні гідроекосистеми набуває все більшого масштабу, що призводить до низки наслідків, у більшості – негативних, які відображаються на чисельності та видовому складі іхтіофауни гірських річок України. Струмкова форель (*Salmo trutta* m. *fario* L.) – один з найцінніших аборигенних видів риб, проте великі втрати ікри та мальків, знищення природних популяцій, промисел, браконьєрство, побутове забруднення, гідротехнічне зарегулювання, як наслідок призвели до суттєвого зменшення чисельності даного виду в річках Карпатського регіону. Зважаючи на це актуальним є впровадження комплексу рибницьких робіт з відновлення чисельності популяції струмкової форелі, насамперед шляхом її штучного відтворення та зариблення природних водойм.

Екологічні параметри, особливо температура водного середовища здійснюють значний вплив на динаміку росту форелі. Тож у процесі вивчення технологічних методів вирощування лососевих варто враховувати взаємозв'язок між спадковими особливостями та факторами навколишнього середовища.

У статті наведені результати досліджень динаміки росту молоді струмкової форелі вирощеної в умовах гірського господарства. Отриманий зарибок було використано для зариблення природних водойм.

Встановлено значні коливання температурного режиму водойм господарства, що відповідно вплинуло на масонакопичення молоді риб. За довжини тіла 14,99 мм середня маса однодобових передличинок становила 0,064 г. Зростання інтенсивності росту відбулося за підвищення температури води до 12,6°С на що вказують показники середньодобового, відносного та абсолютного приростів. Максимальні значення показників росту маси тіла молоді струмкової форелі зафіксовано за температури води 17,2°С, при цьому середньодобовий приріст становив – 0,022 г/добу, відносний 71,060 %.

В осінній період вирощування досліджувана риба також мала тенденцію до збільшення маси тіла. За даний період абсолютний приріст становив 10,58 г, показник середньодобового приросту за осінній період та грудень в середньому

становив 0,009 г/добу. Зимовий період характеризувався досить низькими температурними показниками, що негативно позначилося на масонакопиченні досліджуваних риб. Однорічки струмкової форелі (березень) характеризувалися масою тіла 11,06 г, при цьому коефіцієнт вгодованості становив 1,16.

Ключові слова: струмкова форель, аквакультура, приріст, зариблення.

Постановка проблеми. Антропогенні впливи на біозабруднення природних гідроекосистем набуває все більшого поширення, що призводить до низки негативних наслідків [14]. Також масштабна вирубка лісів та надмірний вилов гідробіонтів впливають на зниження популяцій, особливого представника іхтіофауни – струмкової форелі (*Salmo Trutta* m. *Fario* L.). Даний вид характеризується вибагливісттю до умов водного середовища та специфікою свого росту, який залежить від багатьох факторів, в першу чергу такого як температура води. Даний показник впливає на інтенсивність живлення та обмінні процеси, які відбуваються в організмі риб. Відповідно форель потребує оптимального сталого температурного значення [11], проте ряд водойм холодноводних господарств Карпатського регіону характеризуються нестабільним даним показником. У зв'язку з цим виникла потреба у дослідженні особливостей темпу росту струмкової форелі в умовах гірського господарства, що допоможе вирішити проблему зариблення та збереження біорізноманіття річок Карпатського регіону.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. У водоймах українських Карпат струмкова форель (*Salmo trutta morpha fario* L., 1758) досі є нативним видом [7]. ЇЇ природний ареал охоплює територію Європи басейни Чорного та Каспійського морів, басейни Дністра, Дніпра, Волги, Дону [3]. Історичні факти свідчать про те, що до середини минулого століття, даний вид був найпоширенішим в річках Карпатського регіону [6].

Струмкова форель (*Salmo trutta* morpha *fario* L., 1758) є одним з найбільш привабливих видів, зокрема, через попит у рибалок та смакові якості [9; 15]. Однак, даний вид дуже вибагливий до умов навколишнього середовища, а екологічна ситуація з кожним роком погіршується через ряд факторів, викликаних діяльністю людини, зокрема майже повне знищення репродуктивних поколінь [8; 19; 20]. Інтерес до виживання та зростання прісноводних лососевих риб зростав у період, коли їх популяції різко зменшилися [12]. В даний час деякі популяції зберігаються лише завдяки штучному зарибленню [13].

Штучне відтворення струмкової форелі є менш вивченим через деякі труднощі, зокрема низький темп росту, вибагливість до умов вирощування, високий кормовий коефіцієнт [16]. Тож у сучасних умовах зацікавити виробників до відтворення даного виду досить складно, оскільки форелеві господарства в Україні в більшості вирощують північно-американських вселенців – райдужну форель та американську палію, які активно спожи-

вають штучні корми, мають інтенсивне масонакопичення та є стійкими до щільних посадок вирощування [5].

Постановка завдання. Дослідження та аналіз особливостей темпу росту цьоголіток та однорічок струмкової форелі у гірському господарстві до моменту зариблення її в природну річкову екосистему. Також визначення впливу температурного режиму на зміну показників масонакопичення в процесі вирощування.

Методи дослідження. Експериментальну частину виконано на базі форелевого господарства «Рибний потік» розташованого у Закарпатській області на висоті 450 м над рівнем моря (рис. 1).

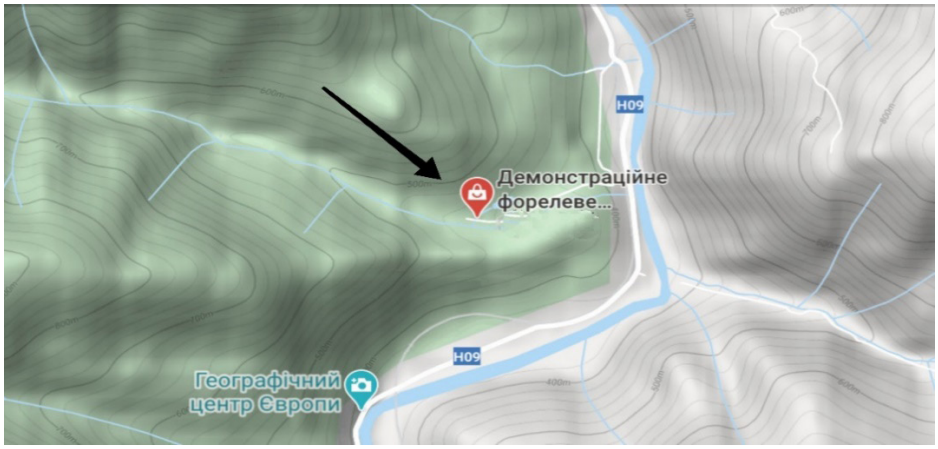


Рис. 1. **Географічне розташування господарства «Рибний Потік»**

Джерелом водопостачання є гірський потік. Вирощування риби на всіх вікових етапах проводилося у бетонованих басейнах різної площі за інтенсивною технологією. Господарство поєднує вирощуванням молоді струмкової форелі для зариблення гірських водойм із товарним вирощуванням райдужної форелі та американської палії.

Інкубацію ікри та витримування вільних ембріонів і підрощування личинок проводили в апаратах Шустера. Підгодівлю передличинок струмкової форелі розпочали на 36 добу після викльову на що суттєво вплинули генетичні особливості даного виду та низький діапазон температури води. Даний процес здійснювали вручну стартовими датськими кормами фірми «Aller Aqua» рецепта «Aller Futura» фракції 00 та 0 кратністю 10–12 разів протягом світлового дня. За досягнення мальками маси 2 г кратність годівлі знизили до 3-х разів протягом світлої частини доби. Для годівлі цьоголіток та однорічок використовували корм фірми «Aller Aqua» рецепта «Aller Performa» та в подальшому «Aller Silver».

Добовий раціон визначали залежно від маси риби та температури води басейнів, відповідно до рекомендацій виробника корму.

Для розрахунку темпу росту та накопичення маси риб дослідних груп здійснювали контрольні лови один раз на місяць, під час яких проводили зважування та виміри. Для характеристики інтенсивності росту використовували величини абсолютного, середньодобового та відносного приростів. Коефіцієнт вгодованості (за Фультоном) розраховували за формулою:

$$K_в = \frac{g \times 100}{l^3},$$

де: g – маса тіла, г;

l – довжина тіла (см).

Контроль фізико-хімічних показників здійснювали кожного місяця протягом всього експериментального періоду згідно із загальноприйнятим в рибництві методиками [1]. Також щодобово здійснювався контроль температурного та кисневого режиму за допомогою автоматичного термооксиметра.

Відповідність результатів аналізів встановлювали за державним стандартом СОУ-05.01.37-385:2006. «Вода рибогосподарських підприємств. Загальні вимоги та норми».

Результати дослідження та їх обговорення. Кінцева продукція та економічна ефективність форелевих господарств багато в чому залежать від результатів, отриманих під час інкубаційного та постембріонального розвитку риб. Подібно до інших видів, стадії розвитку передличинок та личинок струмкової форелі є дуже критичним періодом та потребують постійного контролю.

У однодобовому віці за довжини тіла 14,99 мм середня маса передличинки становила 0,064 г, при цьому маса жовткового мішка становила 67 % від маси тіла передличинки (табл. 1).

Таблиця 1. **Показники маси вільних ембріонів (M ± m, n = 20)**

Показники	Струмкова форель
Жива маса передличинки, г	0,064±0,001
Маса жовткового мішка, г % до маси передличинки	0,043±0,001 67%
Маса тіла без жовткового мішка, % до маси передличинки	0,021±0,001 33%

На схожі результати вказують різні автори: наприклад, за даними N. Bascinar [10] маса та довжина тіла вільних ембріонів райдужної форелі в середньому становить 0,058 г та 14,25 мм, у чорноморського лосося (*Salmo trutta labrax*) – 0,172 г [18], абант форелі (*Salmo abanticus*) – 0,180 г [17].

Рибницько-біологічні показники, отримані за період вирощування молоді струмкової форелі, подані у таблиці 2.

Таблиця 2. **Рибницько-біологічні показники вирощування молоді струмкової форелі**

Показники	
Початок переходу на змішане живлення, діб	24
Повний перехід на змішане живлення, діб	36
Середня t° у період розсмоктування жовткового мішка, °С	5,5
Вихід цьоголіток із басейнів, %	87,6
Середня маса цьоголіток, г	2,52

Зокрема, у ході проведених досліджень встановлено, що повний перехід личинок на штучні корми відбувся впродовж 36 діб вирощування. Слід зазначити, що передличинки струмкової форелі цей період вирощування трималися біля дна та неохоче переходили на живлення штучними кормами, відповідно це позначилося на прирості їх маси на що вказують і інші автори [4]. Також середня температура води у апаратах була досить низькою та становила 5,5°С. Показник виживаності цьоголіток з басейну був на рівні 88,3 %, а середня маса цьоголіток – 2,52 г.

Відомо, що основними показниками, які характеризують існування виду в різноманітних умовах, є приріст і маса тіла. Тож темп лінійного та вагового росту є критерієм, що визначає цінність виду як об'єкта товарного рибництва.

Особливості росту за масою молоді струмкової форелі показано на рисунку 2.

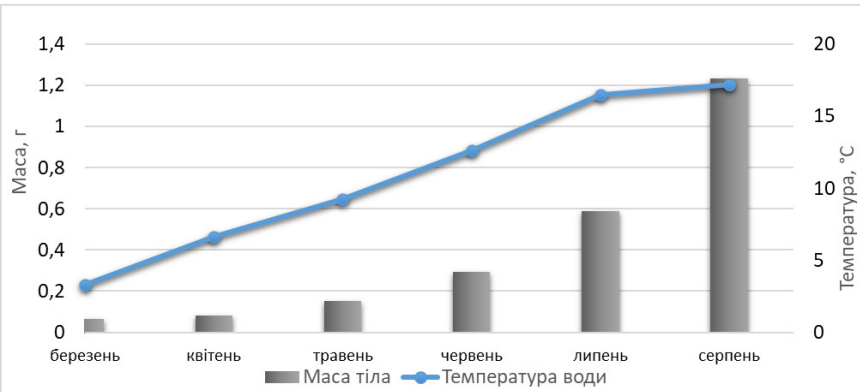


Рис. 2. **Динаміка середньої маси тіла молоді струмкової форелі у весняно-літній період**

При дослідженні особливостей масонакопичення молодших вікових груп струмкової форелі та інтенсивності росту її тіла встановлено, що у квітні місяці показники маси тіла зросли лише на 26,56 %.

У подальшому встановлена тенденція до зростання маси тіла, зокрема у травні та червні даний показник зріс на 86,42 та 93,40 %, а максимальні значення зафіксовані у серпні – 110,22 % за температури води у басейнах 17,2°С.

Особливості інтенсивності накопичення маси цьоголіток струмкової форелі наведені в таблиці 3.

Таблиця 3. **Показники середньодобового, відносного та абсолютного приростів молоді струмкової форелі**

Місяці вирощування	Приріст за місяць		
	Середньодобовий, г	Відносний, %	Абсолютний, г
квітень	0,001	23,448	0,017
травень	0,002	60,345	0,070
червень	0,005	63,657	0,141
липень	0,010	67,122	0,295
серпень	0,022	71,060	0,647
за період	0,007	180,277	1,170

У молоді струмкової форелі встановлено динамічне зростання середньодобового приросту від 0,001 (квітень) до 0,022 (серпень), в середньому за даний період середньодобовий приріст становив – 0,007.

Подібну тенденцію встановлено за показником відносного приросту, який динамічно зростав від квітня по серпень, в загальному за період становив 180,277 %.

Суттєве збільшення абсолютного приросту встановлено у червні місяці, показники якого порівняно з травнем зросли у 2 рази, що пояснюється підняттям температури води до 12,6°С. У наступних місяцях встановлена тенденція до збільшення значень даного показника, зокрема у липні у 2,1 та у серпні у 2,2 рази. За період березень-серпень зростання абсолютного приросту становило 1,170 г.

Рис. 3. **Цьоголітка струмкової форелі (*Salmo trutta* m. *fario* L.)**

У таблиці 4 наведено рибницькі показники, отримані за період осіннього вирощування та зимівлі однорічок струмкової форелі.

Тривалість вирощування однорічок становила 181 добу, вихід при цьому становив – 72,6 %. Коефіцієнт вгодованості у однорічок струмкової форелі становив 1,16, дані результати подібні до даних по вирощуванні однорічок американської палії вирощеної за аналогічних умов [2].

Таблиця 4. **Рибницько-біологічні показники вирощування однорічок струмкової форелі**

Показники		
Посаджено цьоголіток	Об'єм басейну, м^3	120
	Посаджено, екз	15800
	Середня маса риби, г	2,52
	Щільність посадки, екз/м^3	131,67
	Тривалість вирощування, діб	181
	Вихід, %	72,6
Виловлено однорічок	Виловлено, екз.	11471
	Середня маса риби, г	11,06
	Загальна маса, кг	126,81
	Рибопродуктивність, кг/м^3	1,06
	Коефіцієнт вгодованості	1,16

Характеристику показників росту маси тіла однорічок струмкової форелі наведено на рисунку 4.

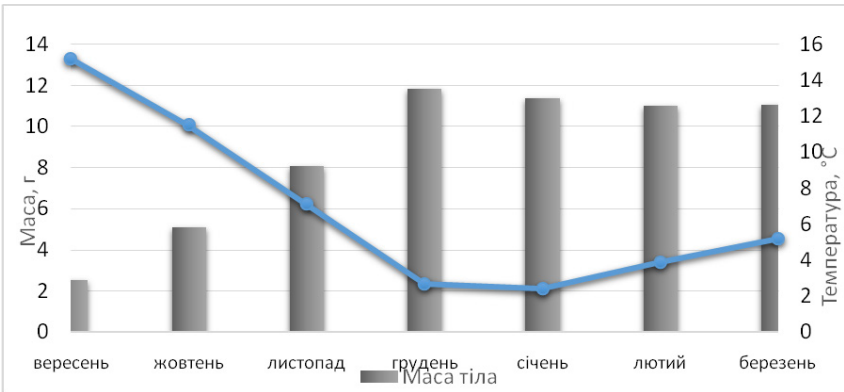


Рис. 4. **Динаміка середньої маси тіла струмкової форелі у осінньо-зимовий період**

У осінній період вирощування встановлена тенденція до збільшення маси тіла струмкової форелі, однак у листопаді показник масонакопичення значно знизився у порівнянні з попередніми місяцями та в середньому становив 58,6 %. У грудні встановлено незначний спад росту маси тіла

струмкової форелі (46,8 %). Однак це зумовлено суттєвим зниженням температури води вирощувальних басейнів у другій декаді грудня. Також у наступних місяцях зимового періоду спостерігався значний спад температури води у басейнах, зокрема у січні значення температури води опускалися до позначки 0,6°С, при цьому середньомісячна становила 2,4°С, у лютому – 3,5°С. Даний абіотичний фактор призвів до зменшення маси тіла струмкової форелі на 6,87 %. Отже, зимовий період характеризувався досить низькими температурними показниками, що негативно відбилося на накопиченні маси досліджуваних риб.

У кінці дослідження (березень) однорічки струмкової форелі за довжини 11,18 см мали масу 11,06 г, при цьому коефіцієнт вгодованості становив 1,16.

Інтенсивність росту маси тіла однорічок струмкової форелі наведено у таблиці 5.

Таблиця 5. **Показники середньодобового, відносного та абсолютного приростів однорічок струмкової форелі**

Місяці вирощування	Приріст за місяць		
	Середньодобовий, г	Відносний, %	Абсолютний, г
вересень	0,043	68,654	1,290
жовтень	0,085	67,105	2,549
листопад	0,099	45,324	2,973
грудень	0,126	37,929	3,766
січень	- 0,015	- 3,769	- 0,437
лютий	- 0,013	- 3,352	- 0,375
березень	0,002	0,499	0,055
За період	0,040	125,65	8,531

У осінній період вирощування середньодобовий приріст струмкової форелі динамічно зростав. Максимальні його значення зафіксовано у жовтні 0,099 г/добу, що на 97,7 % більше у порівнянні з попереднім місяцем, при цьому середньомісячна температура води басейнів становила 11,5°С.

Досліджуючи зимовий період вирощування встановлено, що перша декада грудня характеризувалася помірною температурою води басейнів, що позитивно відобразилося на показниках середньодобового приросту, який становив 0,126 г/добу, що на 27,3 % більше порівняно з попереднім місяцем. У подальшому (січень-лютий) встановлено зменшення маси тіла риб, що відповідно пов’язано із значним зниженням температури води басейнів, яке характерне для даного регіону у зимовий період. У березні із підвищенням температури води басейнів, зафіксовано незначне зростання середньодобового приросту до 0,002 г/добу.

Аналізуючи відносний приріст струмкової форелі у осінньо-зимовий період встановлено, що найвищим даний показник був у вересні, а в подальшому встановлено динаміку у бік зниження значень відносного приросту аж до лютого. У березні даний показник зріс до 0,499 %, у загальному за період вирощування однорічок відносний приріст становив 125,65 %.

У результаті досліджень абсолютного приросту встановлено його динамічне зростання до грудня. У січні та лютому зафіксовані втрати маси тіла досліджуваних риб у межах 0,375–0,437 г. За осінньо-зимовий період абсолютний приріст однорічок струмкової форелі становив 8,531 г. Така варіація даних показників була спричинена значним коливанням температури води. У літературних джерелах також зазначається, що деякі види, особливо ті, що живуть на великій висоті (наприклад, *Salvelinus alpinus*), демонструють коливання росту залежно від сезону та термічного режиму.

Висновок. У результаті проведених досліджень та їх аналізу, було встановлено, що за довжини тіла 14,99 мм середня маса однодобових передличинок становила 0,064 г, при цьому маса жовткового мішка – 0,043 г, що становило 67 % від маси передличинки. Зростання інтенсивності росту відбулося із підвищенням температури води до 12,6°С. Максимальні значення показників росту маси тіла цьоголіток струмкової форелі зафіксовано за температури води 17,2°С, при цьому середньодобовий приріст становив – 0,022 г/добу, відносний 71,060 %.

У осінній період вирощування та у грудні досліджувана риба мала тенденцію до збільшення маси тіла. За даний період абсолютний приріст становив 10,58 г, показник середньодобового приросту за осінній період та грудень в середньому становив 0,009 г/добу. Зимовий період характеризувався досить низькими температурними показниками, що негативно відбилося на масонакопиченні досліджуваних риб. У результаті досліджень встановлено, що при тривалому періоді вирощування струмкової форелі з діапазоном середньомісячних температур води басейнів від 2,4 до 3,5°С – зниження маси однорічок становило 6,87 %. При цьому вихід за осінньо-зимовий період становив 72,6 %, рибопродуктивність 1,16 кг/м^3. Однорічки струмкової форелі (березень) характеризувалися масою 11,06 г, при цьому коефіцієнт вгодованості становив 1,16. Дані результати засвідчують, що вирощування струмкової форелі в умовах гірського господарства з метою зариблення природних екосистем є доцільним, оскільки молодь вже є життєстійкою та адаптованою до значних температурних коливань.

У подальшому плануємо провести дослідження виживаності струмкової форелі в природних умовах, а також генетичної приналежності та чисельності популяцій даного виду.

FEATURES OF CULTIVATION OF YOUNG BROWN TROUT (*SALMO TRUTTA* M. *FARIO* L.) IN THE CONDITION OF MINING

Barylo Ye.O. *– PhD (Agriculture),*
Loboiko Yu.V. *– Doctor of Agriculture, Associate Professor,*
Barylo B.S. *– Ph.D., Associate Professor,*
Stepan Gzhytskyi National University of Veterinary Medicine and Biotechnologies,
y.bachuk.lv@ukr.net

Anthropogenic impact on natural hydroecosystems is becoming more widespread, which leads to several consequences, most of them negative, which are reflected in the number and species composition of ichthyofauna of mountain rivers of Ukraine. Brown trout (*Salmo trutta m. Fario* L.) is one of the most valuable aboriginal fish species, but large losses of caviar and fry, destruction of natural populations, fishing, poaching, domestic pollution, hydraulic regulation, as a result, led to a significant reduction in the number of this species in rivers of the Carpathian region. Because of this, it is important to implement a set of fish farming works to restore the population of brown trout, primarily through its artificial reproduction and stocking of natural reservoirs.

Ecological parameters, especially the temperature of the aquatic environment have a significant impact on the dynamics of trout growth. Therefore, in the process of studying the technological methods of salmon farming, it is necessary to take into account the relationship between hereditary characteristics and environmental factors.

The article presents the results of research on the growth dynamics of young brown trout grown in mining. The resulting stock was used for stocking natural reservoirs.

Significant fluctuations in the temperature regime of the reservoirs of the farm were established, which accordingly affected the mass accumulation of young fish. With a body length of 14.99 mm, the average weight of one-day pre-larvae was 0.064 g. The increase in growth intensity occurred with increasing water temperature to 12.6°C, as indicated by the average daily, relative and absolute increments. The maximum values of body weight growth of young brown trout were recorded at a water temperature of 17.2°C, while the average daily gain was 0.022 g/day, relative to 71.060 %.

In the autumn period of cultivation, the studied fish also had a tendency to increase body weight. During this period, the absolute increase was 10.58 g, the average daily growth rate for the autumn period and December averaged 0,009 g/day. The winter period was characterized by rather low temperature indicators, which had a negative effect on the mass accumulation of the studied fish. Annual brown trout (March) were characterized by a body weight of 11.06 g, with a fattening factor of 1.16.

Keywords: brown trout, aquaculture, growth, fish stocking.

ЛІТЕРАТУРА

1. Алекин О.А. Семенов А.Ф., Скопинцев В.А. Руководство по химическому анализу вод суши. Л. : Гидрометиздат, 1973. 353 с.
2. Барило Є.О., Лобойко Ю.В. Рибницько-біологічна характеристика однорічок американської палії. Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології : XI міжнародна іхтіологічна наук.-практ. конф. : матер. (Львів, 18-20 вересня 2018 року). С. 17–19.

3. Веселов Е.А. Определитель пресноводных рыб фауны СССР. Москва : Просвещение, 1977. 238 с.
4. Мрук А.І., Тертерян Л.Л., Хандожівська А.І., Тертерян Л.А. Моніторинг росту струмкової форелі в індустріальних господарства «Ішхан». *Рибогосподарська наука України*. 2013. № 1. С. 31–37.
5. Мрук А.І., Устич В.І., Бузевич І.Ю. Відтворення та поповнення природного ареалу струмковою фореллю на прикладі р. Іршава. *Рибогосподарська наука України*. 2011. № 3. С. 40–46.
6. Устич В.І., Мрук А.І. Історичні аспекти та перспективи відродження лососівництва в Закарпатті. Раціональне використання водних ресурсів – необхідний елемент стійкого розвитку : 3-я робоча зустріч Української річкової мережі, с. Осій (Ужгород) 26-29 черв. 2003 р. : матер. Ужгород, 2003. С. 42–45.
7. Філіпов В.Ю., Мрук А.І., Драган Л.П., Галоян Л.Л., Бучацький Л.П. Оцінка ефективності реалізації складових етапів кріоконсервації сперми струмкової форелі (*Salmo trutta morfa fario* Linne). *Рибогосподарська наука України.* 2015. № 1. С. 88–95.
8. Augustyn L., Bartel R., Epler P. Effects of fish size on post-stocking mortality and growth rate of brown trout (*Salmo trutta trutta m. fario* L.) fry. *Acta Sci. Pol.* 2006. Vol. 5. № 1. P. 17–28.
9. Barylo Y.O., Loboiko Y.V. The comparison of qualitative composition of the muscle tissue of brown trout, rainbow trout and brook trout. *The Animal Biology*. 2018. 20(1), P. 16–22. doi: 10.15407/animbiol20.01.016
10. Bascinar N. Effect of low salinity on yolk sac absorption and alevin wet weight of rainbow trout larvae (*Oncorhynchus mykiss*). *Isr. J. Aquacult Bamid*. 2010. Vol. 62. P. 116–121.
11. Bhagat R.P., Barat S. Physico-Chemical Parameters of the Raceways for the Cultivation of Rainbow Trout, *Oncorhynchus Mykiss* (Walbaum), in Kathmandu, Nepal. *Int. J. Pure App. Biosci*. 2016. 4(4). P. 293–308. doi: http://dx.doi.org/10.18782/2320-7051.2334
12. Brown C., Day R.L. The future of stock enhancements: lessons for hatchery practice from conservation biology. *Fish Fish*. 2002. Vol. 3. P. 79–94.
13. Brylińska E. Brown trout *Salmo trutta trutta* m. *fario* L. M. (in Polish), in: Bryliński. *Ryby słodkowodne Polski*. 2000. P. 424–427.
14. Fisher W.L., Burroughes J. P. Stream fisheries management in the United States. A survey of State Agency Programs. *Fisheries.* 2003. Vol. 28. № 2. P. 10–18.
15. Kaya Y., Erdem M.E. Seasonal comparison of wild and farmed brown trout (*Salmo trutta morpha fario* L., 1758): crude lipid, gonadosomatic index and fatty acids. *International Journal of Food Sciences and Nutrition*. 2009. Vol. 60(5). P. 413–423. doi: 10.1080 / 09637480701777886.
16. Kizak V., Guner Y., Turel M., Can E., Kayim M.A. Comparison of the survival and growth performance in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*)

and brown trout (*Salmo trutta fario*) fry. *African Journal of Agricultural Research*. 2011. 6(5). P. 1274–1276.
17. Kocabas M., Bascinar N., Sahđn S.A., Kutluyer F., Aksu O. Hatching performance and yolk sac absorption of Abant trout (*Salmo abanticus*, T., 1954). *Scientific Research and Essays*. 2011. Vol. 6 (23). P. 4946–4949.
18. Kocabas M., Basçinar N., Sahin S.A., Kutluyer F. Determination of Hatching Performances and Yolk Sac Absorptions in Black Sea Trout (*Salmo truttalabrax* Pallas, 1811). *Austin Biol*. 2016. Vol. 1(1). P. 1–3.
19. Kukuła K. Structural changes in the ichthyofauna of the Carpathian tributaries of the River Vistula caused by antropogenic factors. *Acta Hydrobiol*. 2003. Vol. 4. P. 1–63.
20. Kukuła K.A low stone weir as a barrier for the fish in a mountain stream. *Pol. J. Environ. Stud.* 2006. Vol. 15. P. 132–137.

REFERENCES

1. Alekin O.A. Semenov A.F., & Skopintsev V.A. (1973). *Rukovodstvo po khimicheskomu analizu vod sushi* [Guidelines for the chemical analysis of land waters]. L.: Gidrometizdat. [in Russian].
2. Barylo Ye.O., & Loboiko Yu.V. (2018). *Rybnytsko-biolohichna kharakterystyka odnorichok amerykanskoi palii* [Aquaculture-biological characteristics of annuals of brook trout]. *Suchasni problemy teoretychnoi ta praktychnoi ikhtiolohii : XI mizhnarodna ikhtiolohichna nauk.-prakt. konf.* : mater. (Lviv, 18-20 veresnia 2018 roku), Lviv : TzOV Halytska vydavnycha spilka, pp. 17–19. [in Ukrainian].
3. Veselov E.A. (1977). *Opredelitel' presnovodnykh ryb fauny SSSR* [Key to freshwater fish of the fauna of the USSR]. Moskva: Prosveshchenie. [in Russian].
4. Mruk A.I., Terterian L.L., Khandozhivska A.I., & Terterian L.A. (2013). *Monitorynh rostu strumkovoi foreli v industrialnykh hospodarstva «Ishkhan»* [Monitoring of brown trout growth in industrial conditions of the fish farm «Ishkhan»]. *Rybohospodarska nauka Ukrainy*. vol. 1. pp. 31–37. [in Ukrainian].
5. Mruk A.I., Ustych V.I., & Buzevych I.Yu. (2011). *Vidtvorennia ta popovnennia pryrodnoho arealu strumkovoiu forelliu na prykladi r. Irshava* [Reproduction and addition to natural habitat of stream trout for example the Irshava river]. *Rybohospodarska nauka Ukrainy*. vol. 3. pp. 40–46. [in Ukrainian].
6. Ustych V.I., & Mruk A.I. (2003). *Istorychni aspekty ta perspektyvy vidrodzhennia lososivnytstva v Zakarpatti* [Historical aspects and prospects of salmon revival revival in Transcarpathia]. *Ratsionalne vykorystannia vodnykh resursiv – neobkhidnyi element stiikoho rozvytku : 3-ia robocha zustrich Ukrainskoi richkovoi merezhi* : mater. (s. Osii (Uzhhorod) 26-29.06.2003), pp. 42–45. [in Ukrainian].
7. Filipov V.Yu., Mruk A.I., Drahan L.P., Haloian L.L., & Buchatskyi L.P. (2015). *Otsinka efektyvnosti realizatsii skladovykh etapiv kriokonservatsii*

spermy strumkovoi foreli (Salmo trutta morfa fario Linne) [Evaluation of the effectiveness of the implementation of component stages of sperm cryopreservation in brown trout (*Salmo trutta morpha fario* Linne)]. *Rybohospodarska nauka Ukrainy,* Vol. 1, pp. 88–95. [in Ukrainian].

8. Augustyn L., Bartel R., & Epler P. (2006). Effects of fish size on post-stocking mortality and growth rate of brown trout (*Salmo trutta trutta m. fario* L.) fry. *Acta Sci. Pol,* Vol. 5, no 1, 17–28.
9. Barylo Y.O., & Loboiko Y.V. (2018). The comparison of qualitative composition of the muscle tissue of brown trout, rainbow trout and brook trout. *The Animal Biology*. 20(1). 16–22. doi: 10.15407/animbiol20.01.016
10. Bascinar N. (2010). Effect of low salinity on yolk sac absorption and alevin wet weight of rainbow trout larvae (*Oncorhynchus mykiss*). *Isr. J. Aquacult Bamid,* Vol. 62, 116–121.
11. Bhagat R.P., & Barat S. (2016). Physico-Chemical Parameters of the Raceways for the Cultivation of Rainbow Trout, *Oncorhynchus Mykiss* (Walbaum), in Kathmandu, Nepal. *Int. J. Pure App. Biosci*. 4(4). 293–308. doi: http://dx.doi.org/10.18782/2320-7051.2334
12. Brown C., & Day R.L. (2002). The future of stock enhancements: lessons for hatchery practice from conservation biology. *Fish Fish*. Vol. 3. 79–94.
13. Brylińska, E. (2000). Brown trout *Salmo trutta trutta* m. *fario* L. M. (in Polish), in: Bryliński. *Ryby słodkowodne Polski*. 424–427.
14. Fisher W.L., & Burroughes J.P. (2003). Stream fisheries management in the United States. A survey of State Agency Programs. *Fisheries.* Vol. 28. № 2. 10–18.
15. Kaya Y., & Erdem M.E. (2009). Seasonal comparison of wild and farmed brown trout (*Salmo trutta morpha fario* L., 1758): crude lipid, gonadosomatic index and fatty acids. *International Journal of Food Sciences and Nutrition*. Vol. 60(5). 413–423. doi: 10.1080 / 09637480701777886.
16. Kizak V., Guner Y., Turel M., Can E., & Kayim M.A. (2011). Comparison of the survival and growth performance in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and brown trout (*Salmo trutta fario*) fry. *African Journal of Agricultural Research*. Vol. 6(5). 1274–1276.
17. Kocabas M., Bascinar N., Sahđn S.A., Kutluyer F., & Aksu O. (2011). Hatching performance and yolk sac absorption of Abant trout (*Salmo abanticus*, T., 1954). *Scientific Research and Essays*. Vol. 6 (23). 4946–4949.
18. Kocabas M., Basçinar N., Sahin S.A., & Kutluyer F. (2016). Determination of Hatching Performances and Yolk Sac Absorptions in Black Sea Trout (*Salmo truttalabrax* Pallas, 1811). *Austin Biol*. Vol. 1(1). 1–3.
19. Kukuła K. (2003). Structural changes in the ichthyofauna of the Carpathian tributaries of the River Vistula caused by antropogenic factors. *Acta Hydrobiol*. Vol. 4. 1–63.
20. Kukuła K. (2006). A low stone weir as a barrier for the fish in a mountain stream. *Pol. J. Environ. Stud.* Vol. 15. 132–137.

УДК 639.3.043.13:636.087.7
DOI https://doi.org/10.32851/wba.2020.2.9

ТЕХНОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ВПРОВАДЖЕННЯ ЄВРОПЕЙСЬКОГО ДОСВІДУ «ДЕМО-АКВАФЕРМИ»

Гончарова О.В. *– к.с.-г.н., доцент,*
Херсонський державний аграрно-економічний університет,
anelsatori@gmail.com

Встановлено, що запропонована модель впровадження «демо-акваферми» передбачає ефективне використання гідробіонтів *Oreochromis Mossambicus* та *Florida Red* та додаткових об'єктів культивування *Ocimum basilicum L, Mentha × piperita L, Thymus vulgaris L., Lactuca sativa L*. в аквапоніці. Отриманні позитивні результати функціонального статусу об'єктів на тлі такого культивування. Вивчено швидкість розвитку організму тиляпії в динаміці, встановлені відмінності у темпах зростання, зокрема, *F. Red* в порівнянні з *O. Mossambicus.* Експериментальним шляхом отримано результати щодо ефективного використання представленої модульної системи при підрощенні тиляпії мозамбікської *Oreochromis Mossambicus* та червоної *Florida Red* і культивуванні рослин.

Досліджені параметри демонструють кореляцію маси тіла з середньодобовими приростами, індексами тілобудови мозамбікської *Oreochromis Mossambicus* та червоної *Florida Red.* Встановлено, що при вирощуванні тиляпії мозамбікської *Oreochromis Mossambicus* та червоної *Florida Red* в модельній системі активний розвиток спостерігався з 14 до 20 – ти добового віку більше, ніж удвічі. Різниця за масою тіла між двома видами тиляпією 20-ти добового віку складала 4,5 %, в той час як у 30-добовому віці цей відсоток складав 4,7 %. Вивчення темпів зростання риб впродовж 60-діб показав, що вивчаємий показник був вищим у тиляпії *Florida Red*, різниця становила 9,4 %. Представлено результати вивчення функціонального стану рослин, яких культивували за принципом аквапоніки в модельній системі.

Отримані показники демонструють позитивну динаміку розвитку, пігментації обєктів культивування. Розроблена демонстраційна система має і соціальне значення, оскільки вона може розташовуватися на оглядових майданчиках з метою популярізації напряму аквакультури такого формату. Встановлено, що теплолюбива тиляпія є одним із найкращих модельних об'єктів вирощування в такій системі.

Ключові слова: біотехнологічна карта, гідробіонти, темпи росту, рециркуляційна система, демо-акваферма, органічна продукція.

Постановка проблеми. В контексті сучасного уявлення та можливостей біотехнологій, що інтегруються у кожну з галузей аграрного сектора передбачається, насамперед, постійний розвиток та удосконалення обраного напрямку. В умовах сьогодення одним з провідних питань, що лишається відкритим в усіх напрямках, пов'язаних з «живими об'єктами» вирощування є максимальний контроль всього технологічного ланцюга

виробництва. В нашій країні розробляються програми щодо поповнення іхтіофауни водойм, забезпечення населення високобілковою їжею за рахунок продукції аквакультури [1; 6]. Втім, це відбувається повільними темпами, що пов'язано з чималим переліком проблематичних аспектів, зокрема і соціальний чинник, і фінансування та програми підтримки розвитку на державному рівні тощо. Отже, одним із актуальних питань, що забезпечать ефективне вирощування гідробіонтів, якість біологічної продукції та соціальний попит серед українців може бути розробка удосконалення організації самої технології культивування та розповсюдження власне «культури» споживання продукції аквакультури. Набагато легше досягнути поставленого завдання, коли пересічний громадянин має змогу власноруч ознайомитися з умовами вирощування та виробництва конкретної продукції аквакультури.

На сьогодні актуальним і перспективним є використання рециркуляційних систем, що надає можливість щорічно культивувати обраних гідробіонтів. До речі, ставкове рибництво також лишається як форма ведення, але навіть, використання рециркуляційних систем можна включити до технологічної схеми підготовчого етапу підрощення гідробіонтів для подальшого зариблення водойм. На сьогодні не лише в аквакультурі, а і косметичній медицині, харчової промисловості вид знайшов попит. Її використовують при виготовленні медичних коктейлів, масках, шляхом додаванням до хлібної випічки, для спортсменів ця добавка з високим вмістом протеїну задовольняє фізіологічні потреби організму та розкриває невикористані резерви [2; 8; 9].

В аквакультурі для риб використовують підгодівлю різними видами корму [4; 5], але запропонований спосіб в даному проекті відрізняється технологічними процесами, способом використання та моделлю культивування. Передбачена спеціальна обробка у реакторі маточного розчину, на основі якого відбувається культивування.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Як відомо, наприклад, у Франції цікавим є організація самого технологічного процесу вирощування, виробництва та реалізації продукції аквакультури «еко-спрямування». Важливим на сьогодні є і лишається питання «bien-être» (добре доглянуті) тварини. За цих умов підприємство використовує всі ланки технологічних аспектів, що відповідають вимогам EU-Organic (наприклад, у Франції таких вимоги дотримується бренд AB (*Agriculture biologique).* Крім того, технологічний аспект підгодівлі біологічно активними речовинами природного походження (не стероїди, стимулятори росту, препарати, наприклад у форелівництві, що дають помаранчевий колір м'ясу) при вирощуванні риб передбачає удосконалення та постійний пошук сучасних способів поліпшення якості отриманої біологічної продукції аквакультури [2; 3].

Постановка завдання. У відповідності до тематики досліджень була сформана мета та завдання, що надали змогу її реалізувати. Отже, здійснення порівняльної характеристики якості розвитку різних гідробіонтів у модельній системі. Аналіз функціональної активності їх організму. Інтегрування європейського досвіду у вітчизняну аквакультуру. Розробка та адаптація Модулю «Аква-ферма» для розміщення на майданчиках для популяризації напрямку серед громадян та для проведення науково-практичних досліджень.

Матеріали і методи дослідження. Впродовж проходження практичного стажування (за програмою обміну Україна-Франція) на рибній фермі Les truites de l'Aude (Франція, Бургундія) та у Ліцеї водних біоресурсів та захисту навколишнього середовища ім. Св. Христофа (Франція, м. Баскі) була можливість ознайомитися та вивчити особливості організації аквакультури за європейського досвіду з метою використання набутих теоретичних та практичних навичок в Україні [4]. Експериментальна частина роботи була реалізована у лабораторії водних біоресурсів та аквакультури факультету рибного господарства та природокористування ДВНЗ «ХДАУ» (Україна). В результаті чого був сформований план здійснення експериментальних досліджень, пошук доступної літератури, розробка модульної системи, посадка тиляпії до басейнів, систематичне зважування та морфо-метрична оцінка раків відповідно загальноприйнятим методом у рибництві [7; 10]. Також, розробляли макет «шоу-рум», обирали необхідні та можливі деталі, елементи конструкції. При цьому зацікавлені могли зайти до приміщення і власноруч ознайомитися з умовами, вивчити додаткову інформацію про об'єкти вирощування.

Результати досліджень. Експериментальним шляхом були отримані результати використання представленої на рисунку 1 модульної системи при підрощенні гідробіонтів тиляпії мозамбікської *Oreochromis Mossambicus* та червоної *Florida Red* і культивуванні рослин: Ocimum basilicum L, Mentha × piperita L, Thymus vulgaris L., Lactuca sativa L.

При експлуатації розробленої модульної системи вивчення швидкості розвитку тиляпії в динаміці показало, що є відмінності у темпах зростання, *F. Red* в порівнянні з *O. Mossambicus* (таблиця 1).

Якщо проаналізувати параметри швидкість росту гідробіонтів, що відображені у таблиці 1, отримаємо наступні результати: активний розвиток спостерігався з 14 до 20–ти добового віку більше, ніж удвічі. Ймовірно, можна пояснити це кращими метаболічними процесами та активацією фізіолого-біохімічних реакцій в період, коли відбувається формування біологічного потенціалу гідробіонтів, що позначиться у майбутньому на якісних та кількісних характеристиках продукції. Фрагмент здійснення контролю за швидкістю розвитку тиляпії представлений на рисунку 2. Згідно якого можна проаналізувати і загальні візуальні відмінності в кожного з видів тиляпії.

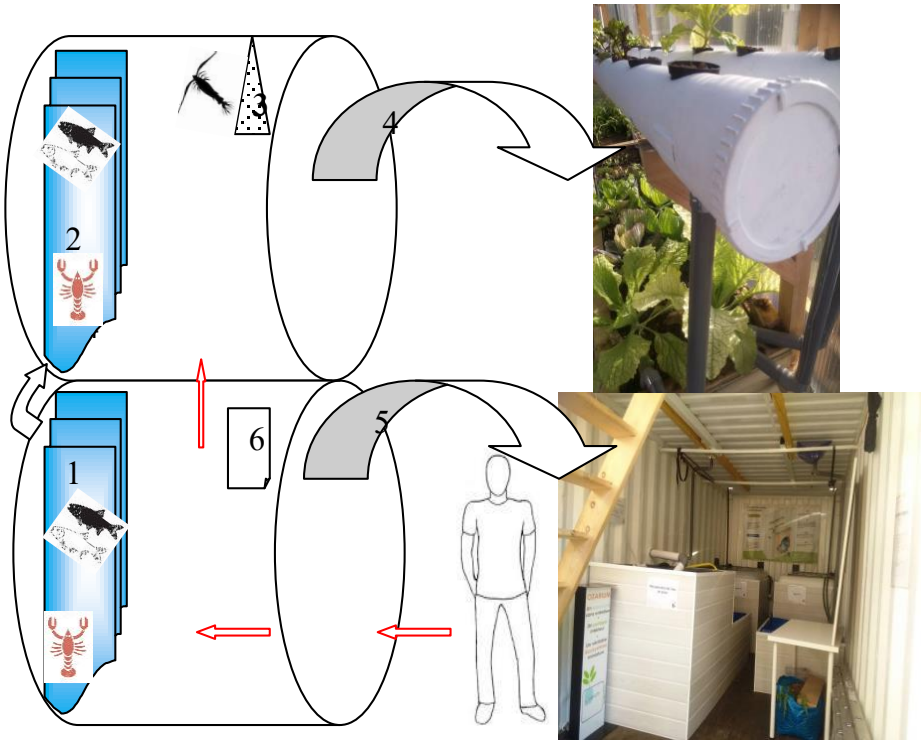


Рис. 1. **Модуль «Аква-ферма» для розміщення на майданчику для популяризації напрямку серед громадян та для проведення науково-практичних досліджень:**

1 – *Oreochromis Mossambicus;* 2 – *Florida Red;* 3 – інсталяція з культивуванням рослин; 4, 5 – візуальний вигляд модульної системи 1, 2 поверху; 6 – система фільтрації, резервуарів води тощо.

Таблиця 1. **Дослідження швидкості росту тиляпії в онтогенезі, M±m, n=20**

Полікультура тиляпії	Вікова група, діб			
	14	20	30	60
Oreochromis Mossambicus	8,6±0,96	17,9±1,11	18,9±0,35	87,1±1,04
Florida Red	8,9±0,85	18,7±1,05	19,8±0,41	95,3±1,12*

*P<0,05

Різниця за масою тіла між двома видами тиляпії 20-ти добового віку складала 4,5 %, в той час як у 30-добовому віці цей відсоток складав 4,7 %. Вивчення темпів зростання риб впродовж 60-діб показав, що вивчаємий показник був вищим у тиляпії *Florida Red,* різниця становила 9,4 %. Якщо проаналізувати динаміку розвитку тиляпії кожного окремо, отримаємо наступні результати, представлені у вигляді діаграми на рисунку 3.

Рис. 2. **Фрагмент контролю розвитку об'єктів вирощування у модульній системі (мозамбікської *Oreochromis Mossambicus* та червоної *Florida Red* тиляпії) в онтогенезі**

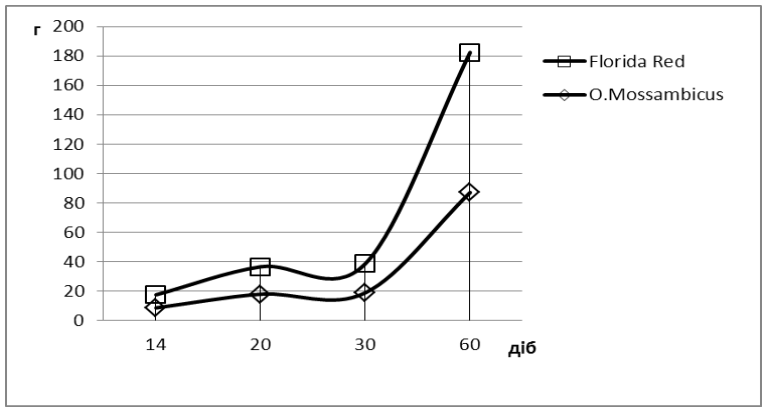


Рис. 3. **Порівняльний аналіз розвитку тиляпії в полікультурі**

Розглянувши динамічність кривих на діаграмі, то розвиток без різких піків та спадів характерний для тиляпії *O. Mossambicus.* Виходячи з представлених даних щодо більш активного темпу розвитку, можна відзначити тиляпію *F. Red*. Втім, результати розрахунку індексів тілобудови тиляпії *O. Mossambicus* є меншими, ніж параметри *F. Red.* Враховуючи попередні дослідження швидкості розвитку риби, що засвідчили також більш

повільні темпи у мозамбікської тиляпії, цілком логічним, є отримана різниця мофро-метричного аналізу. Крім того, один із важливих для рибництва показників – коефіцієнт вгодованості, по тиляпії *F.red.* перевищував значення за цим параметром по тиляпії *O. Mossambicus*. Такі данні корелюють і з середньодобовими приростами, масою тіла та індексами тіло будови. Узагальнення результатів щодо середньої маси тіла наприкінці двох періодів розвитку тиляпії (30 та 60 діб) представлені на наступному рисунку 4.

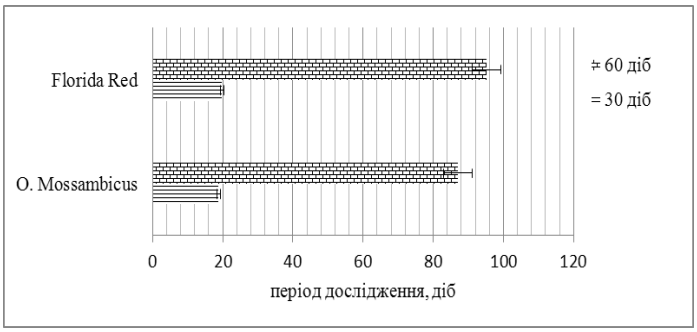


Рис. 4. **Порівняння середньої маси тіла тиляпії, M±m, n=20**

Отже, отриманні результати вивчення темпів розвитку тиляпії *Oreochromis Mossambicus* та *Florida Red* продемонстрували різницю, що обумовлено, напевно, біологічно-господарськими особливостями кожного з видів.

Впродовж періоду вирощування гідробіонтів також контролювали стан рослин, відбирали проби на гідрохімічний аналіз у резервуарах з рибничих басейнів та культивування вищевказаних рослин (рис. 5).

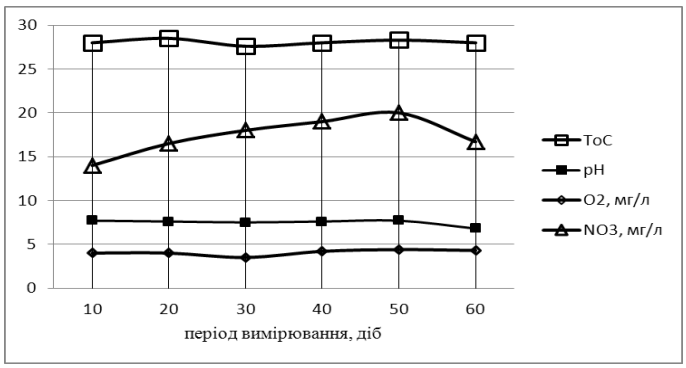


Рис. 5. **Аналіз гідрохімічного режиму вирощування тиляпії у РАС**

Результати показали, що всі параметри відповідали нормативним значенням. Фрагмент вимірювання рослин з метою вивчення динаміки росту, пігменту та інших показників представлений на рисунку 6.

Рис. 6. **Фрагмент контролю за функціональною активністю рослин в модельній системі**

Висновки та пропозиції. Оскільки для нашої країни вектор розвитку – євроінтеграція, актуальним є розгляд технологічних аспектів виробництва продукції, максимально наближеної до «органічної», «еко». Одним із способів, враховуючи актуальні вимоги до продукції, може бути впровадження до схеми вирощування риб додаткової ланки культивування природного корму. Такий спосіб набуває актуального соціального значення, оскільки запропонована схема передбачає розташування «спеціального боксу» на територіях та майданчиках паркових зон, де громадянин має змогу ознайомитися максимально з продукцією, яка потенційно буде вирощуватися в цій моделі може бути цікавою та сучасною платформою для науковців, експериментаторів та виробників.

TECHNOLOGICAL ASPECTS OF THE INTRODUCTION OF THE EUROPEAN EXPERIENCE OF THE "DEMO-AQUA FARM"

Honcharova O.V. *– Candidate of Agricultural Sciences, Associate Professor,*
Kherson State Agrarian and Economic University,
anelsatori@gmail.com

It was found that the presented model installation for the introduction of a "demo-aqua farm" provides for the effective use of hydrobionts *Oreochromis Mossambicus* and

Florida Red, as well as additional cultivation objects Ocimum basilicum L, Mentha × piperita L, Thymus vulgaris L., Lactuca sativa L. in aquaponics. The obtained positive results of the functional status of objects against the background of this method of cultivation. The rate of development of the organism of tilapia in dynamics was studied, the differences between the rate of growth of *Florida Red* and *Oreochromis Mossambicus* were established. Experimentally, the obtained results of the effective use of the presented model system when growing *Oreochromis Mossambicus* and *Florida Red* and cultivating plants demonstrate the correlation of body weight with average daily gains and profile *Oreochromis Mossambicus* and *Florida Red*. It is established that in the cultivation of tilapia *Oreochromis Mossambicus* and *Florida Red* in the model system active development was observed from 14 to 20 days of age more than twice. The difference in body weight between the two species of tilapia at 20 days of age was 4,5 %, while at 30 days of age this percentage was 4,7 %. A study of fish growth rates over 60 days showed that the studied rate was higher in *Florida red* tilapia, the difference was 9,4 %. The results of studying the functional state of plants cultivated on the principle of aquaponics in the model system are presented. The obtained indicators demonstrate the positive dynamics of development, pigmentation of cultivated objects. The developed demonstration system is also of social significance, as it can be located on observation decks in order to promote the direction of aquaculture of this format. It is established that heat-loving tilapia is one of the best model objects of cultivation in such system.

Keywords: biotechnological scheme, hydrobionts, rates of growth, recirculation system, demo-aqua farm, organic products.

ЛІТЕРАТУРА

1. Honcharova O.V., Paranjak R.P., Rudenko O.P., Lytvyn N.A. Biological substantiation of improvement of biotechnological map of production of aquaculture products "eco–direction". *Ukrainian Journal of Ecology*. 2020. Vol. 10, № 1. P. 261–266.
2. Pivovarov A.A., Mykolenko S.Yu., Honcharova O.V. Biotesting of plasma-chemically activated water with the use of hydrobionts. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2017. Vol. 4. №. 10 (88). P. 44–50.
3. Гончарова О.В., Astre P., Astre M. Перспективи розвитку аквакультури в Україні з огляду європейського досвіду. *Науковий журнал «Бористен»*. 2016. № 04 (297). С. 24–26.
4. Гончарова О.В., Тушницька Н.Й. Фізіологічне обґрунтування використання нетрадиційного методу обробки сировини в аквакультурі. *Рибогосподарська наука України*. 2018. № 1. С. 54–64.
5. Грициняк І.І. Використання пшеничної барди в годівлі коропа. *Науковий вісник Львівської національної академії ветеринарної медицини ім. С.З. Гжицького*. 2004. № 3., т. 6. Ч. 4. С. 46–51.
6. Грициняк І.І., Третяк О.М. Деякі результати останніх досліджень Інституту рибного господарства. *«Сучасні проблеми раціонального використання водних біоресурсів»*: зб. матеріалів І Міжнар. наук.-практ. конф. 15-17 травня 2018 р. Київ: Про формат, 2018. С. 8–12.

7. Желтов Ю.О. Методичні вказівки з проведення дослідів по годівлі риб. *Рибне господарство*. 2003. Вип. 62. С. 23–28.
8. Золотарьова О.К., Шнюкова Є.І. Перспективи використання мікроводоростей у біотехнології. *Альтерпрес*. Київ. 2008. 234 с.
9. Коржов Є.І., Гончарова О.В. Формування режиму солоності вод Дніпровсько-Бузької гирлової області під впливом кліматичних змін у сучасний період: монографія. Рига: Izdevniecība "Baltija Publishing", 2020. С. 315–330.
10. Плохинский Н. А. Руководство по биометрии для зоотехников. Москва: Колос. 1969. 256 с.

REFERENCES

1. Honcharova O.V., Paranjak R.P., Rudenko O.P., Lytvyn N.A. (2020). Biological substantiation of improvement of biotechnological map of production of aquaculture products "eco–direction". *Ukrainian Journal of Ecology*, Vol. 10(1), pp. 261–266.
2. Pivovarov A.A, Mykolenko S.Yu, Honcharova O.V. (2017). Of plasma-chemically activated water with the use of hydrobionts. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies.* Vol. 4, pp. 44–50.
3. Honcharova O.V., Astre P., Astre M. (2016). *Perspektyvy rozvytku akvakultury v Ukraini z ohliadu yevropeiskoho dosvidu* [Prospects for the development of aquaculture in Ukraine in view of European experience]. *Naukovyi zhurnal «Borysten».* [Scientific journal «Borysten»]. Vol. 04 (297), pp. 24–26. [in Ukrainian].
4. Honcharova O.V. & Tushnytska N.I. (2018). *Fiziolohichne obhruntuvannia vykorystannia netradytsiinoho metodu obrobky syrovyny v akvakulturi* [Physiological explanation for using an unconventional method for processing feed material in aquaculture]. *Rybohospodarska nauka Ukrainy*. [Fisheries science of Ukraine]. Vol. 1, pp. 54–64. [in Ukrainian].
5. Hrytsyniak I.I. (2004). *Vykorystannia pshenychnoi bardy v hodivli koropa* [Use of wheat bard in carp feeding]. *Nauk. visnyk Lvivskoi natsion. akad. vet. medytsyny im. S.Z. Hzhytskoho.* [Scientific bulletin]. Vol. 6. № 3, pp. 46–51. [in Ukrainian].
6. Hrytsyniak I.I. & Tretiak O. M. (2018). *Deiaki rezultaty ostannikh doslidzhen Instytutu rybnoho hospodarstva* [Some results of recent research by the Institute of Fisheries]. *Suchasni problemy ratsionalnoho vykorystannia vodnykh bioresursiv – Modern problems of rational use of aquatic bioresources:* zbirnyk materialiv I Mizhnarodnoi naukovo-praktychnoi konferentsii (pp. 8–12). Kyiv: Pro format. [in Ukrainian].

7. Zheltov Yu.O. (2003). *Metodychni vkazivky z provedennia doslidiv po hodivli ryb* [Methodical instructions for conducting experiments on feeding fish]. *Rybne hospodarstvo*. [Fisheries]. Vol. 62, pp. 23–28. [in Ukrainian].
8. Zolotarova O.K. & Shniukova Ye.I. (2008). *Perspektyvy vykorystannia mikrovodorostei u biotekhnolohii* [Prospects for the use of microalgae in biotechnology]. Alterpres: Kyiv. 234 p. [in Ukrainian].
9. Korzhov Ye.I. & Honcharova O.V. (2020). *Formuvannia rezhymu solonosti vod Dniprovsko-Buzkoi hyrlovoi oblasti pid vplyvom klimatychnykh zmin u suchasnyi period* [Formation of the salinity regime of the waters of the Dnieper-Bug estuary region under the influence of climatic changes in the modern period]. *Monograph.* Riga: Izdevniecība "Baltija Publishing". pp. 315-330. [in Ukrainian].
10. Plokhynskyi N.A. (1969). *Rukovodstvo po byometryy dlia zootekhnykov* [Biometrics guide for zootechnicians]. Moscow: Kolos. 256 p. [in Russian].

УДК 619:614.777:639.2.09
DOI https://doi.org/10.32851/wba.2020.2.10

МОНІТОРИНГ ВМІСТУ НІТРИФІКУЮЧИХ МІКРООРГАНІЗМІВ НА РІЗНИХ НАПОВНЮВАЧАХ БІОФІЛЬТРА

Гриневич Н.Є. *– д.вет.н., професор,*
Димань Т.М. *– д.с.-г.н., професор,*
Хом'як О.А. *– к.с.-г.н., доцент,*
Присяжнюк Н.М. *– к.вет.н., доцент,*
Мазур Т.Г. *– к.вет.н., доцент,*
Білоцерківський національний аграрний університет,
ihtiozoolog@ukr.net

Особливістю вирощування риби в рециркуляційних аквасистемах є використання мінімальної кількості води. Проте в процесі життєдіяльності риби у воді систем замкнутого водопостачання (УЗВ) накопичується амоній, нітрити, нітрати і завислі речовини, які тією чи іншою мірою впливають на здоров'я риби. Значну небезпеку у воді чинить нітроген у формі вільного амоніаку, який є токсичний для риб і має бути перетворений у біологічному фільтрі в нешкідливий нітрат. Біофільтр складається з циліндричного реактора, де розміщується наповнювач, призначений для збільшення контактної поверхні і забезпечення росту бактерій. У біофільтрі відбуваються аеробні та анаеробні процеси, які забезпечують видалення забруднень у вигляді амонію, що продукується рибою, і вуглекислого газу, який утворюється із неспожитих кормів і фекалій. Процес перетворення нітритів в нітрати відбувається за участі нітрифікуючих мікроорганізмів, які засиляють наповнювач реактора біофільтру. Надалі денітрифікуючі бактерії перетворюють нітрати до атмосферного азоту. Від наповнювача біофільтра залежить швидкість нітрифікуючих і денітрифікуючих процесів в реакторі УЗВ. Нами було досліджено вплив різних видів наповнювачів реактора біофільтра на кількісний вміст нітрифікуючих мікроорганізмів за введення наповнювача в технологічний процес і тривалості досліду 25 діб.

Моніторинг вмісту мікроорганізмів-нітрифікаторів у воді реактора біофільтра УЗВ впродовж основного періоду запуску (25 діб) показав, що за використання різних наповнювачів процеси колонізації біофільтра мікроорганізмами-нітрифікаторами можуть перебігати з різною інтенсивністю. Найінтенсивніше колонізація біофільтра відбувалась за використання наповнювача Kar-sib (Україна), дещо повільніше – за використання наповнювачів AQ-15 (Данія) та Aquamag (Україна), однак виявлені відмінності незначні.

Загалом кількість бактерій нітрифікації у воді реактора біофільтра з різними пропіленовими наповнювачами на 25-у добу використання становила 8,1–8,5 log КУО/см^3. Отримані результати доводять, що наповнювачі біофільтра вітчизняного виробництва не поступаються за своїми виробничими характеристиками зарубіжним аналогам, можуть успішно використовуватись в установках замкнутого водопостачання і бути взаємозамінними.

Ключові слова: бактерії нітрифікації, установки замкнутого водопостачання, наповнювач біофільтра, біоплівка, райдужна форель.

Постановка проблеми. Особливістю вирощування риби в рециркуляційних аквасистемах є використання мінімальної кількості води. Однак у процесі життєдіяльності риби у воді систем замкнутого водопостачання (УЗВ) накопичується амоній, нітрити, нітрати і завислі речовини, які тією чи іншою мірою впливають на здоров'я риби. Значну небезпеку для риб становить нітроген у формі амоніаку, який токсичний і має бути перетворений у нешкідливий нітрат у біологічному фільтрі. Біофільтр складається з циліндричного реактора, де розміщується наповнювач, призначений для збільшення контактної поверхні і забезпечення росту бактерій. У біофільтрі перебігають аеробні та анаеробні процеси, які забезпечують видалення забруднень у вигляді амонію, що продукується рибою, і вуглекислого газу, який утворюється із неспожитих кормів і фекалій. Процес перетворення нітритів в нітрати відбувається за участі нітрифікуючих мікроорганізмів, які заселяють наповнювач реактора біофільтру. Далі денітрифікуючі бактерії перетворюють нітрати до атмосферного азоту. Відтак, від наповнювача біофільтра залежить швидкість перебігу процесів нітрифікації та і денітрифікації в реакторі УЗВ. Створення у біофільтрах сприятливих умов для існування біоценозів убезпечує УЗВ від токсичної дії нітритів. З огляду на це дослідження впливу різних видів наповнювачів реактора біофільтра на кількісний вміст нітрифікуючих мікроорганізмів має важливе практичне значення.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Вода, що потрапляє в УЗВ, піддається механічному і біологічному очищенню. Механічне очищення та дезінфекцію води здійснюють за використання кисню, температури, озону, ультрафіолетового випромінювання, величини pH та ін. Біологічне очищення здійснюють мікроорганізми, які в УЗВ беруть участь у біологічному окисненні та окисно-відновних реакціях. Оброблення води найбільшою мірою впливає на приріст біомаси і активність риби, а також на споживання кисню системою. Процесами механічного очищення управляти порівняно легко, тимчасом процеси, які перебігають у біологічних системах і базуються на взаємодії між живими організмами та між ними і чинниками довкілля, важко піддаються контролю. У зв'язку з цим роботи численних дослідників спрямовано на вивчення механізмів біологічного очищення води, зокрема функціонування біофільтрів УЗВ [1; 2; 6; 13; 17].

Schreier et al. [15], вивчаючи склад мікрофлори біоплівки у системах з рециркуляцією води, відносять бактерій до однієї з двох основних груп: 1) гетеротрофи – які у фільтрі і у водному потоці мінералізують майже всі органічні речовини, представлені вуглеводами, амінокислотами, білками і ліпідами, що надходять з неспожитим кормом, екскрементами риби тощо; 2) автотрофи – які використовують вуглекислий газ як джерело вуглецю і добувають енергію через окиснення неорганічних азотовмісних сполук. У ході мінералізації азоту в складі протеїнів виділяється амоній (NH_4^+).

Цей процес ініціюється і перебігає за посередництва протеаз і дезаміназ бактерій. Крім того, амоній виділяється безпосередньо рибою [10; 11].

Під час експлуатації УЗВ у фільтрах функціонує гетерогенна група філогенетично не пов'язаних хемолітоавтотрофних суто аеробних бактерій [4]. Вони здійснюють нітрифікацію, тобто перетворюють амоній у нітрит і потім – у менш токсичний нітрат [2; 5]. Цей механізм сприяє очищенню води, яка надходить у біофільтр. Нітрифікація здійснюється двома бактеріальними фракціями: фіксованою фракцією (прикріплена до наповнювача) і планктонною (плаваючою). Основними лімітуючими чинниками для нітрифікуючої біоплівки слугують загальний амонійний азот і концентрація розчиненого кисню. Grove J. A. [7] зазначає, що цей процес перебігає максимально активно за концентрації кисню 80 %, а за концентрації кисню нижче 2 мг/дм^3 він припиняється. Крім того, рівень нітрифікації в біоплівці можна виразити як баланс між потребою в субстраті (наповнювачі) внаслідок росту біомаси і наявністю вільного простору, зумовленого процесами дифузії [3; 12; 14].

Бактерії відіграють головну роль у вилученні і окисненні органічних домішок з води. Основна частина бактерій знаходиться у верхній зоні біофільтра на глибині до 0,5 м. Там же інтенсивно розвиваються гриби, нитчасті бактерії, безбарвні джгутикові, водорості, відбувається інтенсивний приріст біомаси за відносно невеликого видового різноманіття. У середній зоні біофільтра у зв'язку зі зменшенням кількості поживних речовин зменшується чисельність гетеротрофів (грибів і бактерій, особливо нитчастих). За меншого приросту біомаси спостерігається більше різноманіття мікроорганізмів. Нижня зона біофільтра характеризується більшим видовим різноманіттям організмів за малої їх чисельності і невеликої кількості біомаси.

Мають місце сезонні коливання видового складу біоплівки. Представники біоценозів біоплівки біофільтра пов'язані між собою харчовими відносинами. Нижчу ланку чи перший трофічний рівень у ланцюгу живлення становлять гетеротрофні бактерії, гриби, сайрозойні найпростіші; другий – голозойні найпростіші, які живляться бактеріями; третій – багатоклітинні організми [9]. Через шар біоплівки біофільтра здійснюється пульсуюча нестаціонарна фільтрація стічної води. На поверхні і в об'ємі біоплівки біофільтра паралельно перебігають такі процеси: вилучення речовин, які перебувають у нерозчиненому та розчиненому вигляді; біодеградація органічних забруднень; енергетичний і конструктивний метаболізм. Нормальний перебіг біохімічних процесів окиснення забезпечується за рахунок дифузії кисню із газової фази (повітря) у рідку фазу, а потім у клітину. За товщиною шару біоплівки розрізняють зони сприятливого (верхній шар) і несприятливого (нижній шар) кисневого режимів, у яких переважно розвиваються відповідно аеробні та анаеробні мікроорганізми [4; 8].

Особливості перебігу зазначених процесів важливо враховувати під час вирощування райдужної форелі в установках замкнутого водопостачання. Існує низка невирішених проблем у цій галузі, пов'язаних з успішним запуском і подальшим функціонуванням УЗВ. У науковій літературі достатньою мірою представлено ветеринарно-санітарні заходи, вимоги гігієни та санітарії, яких слід дотримуватися у форелівництві. Водночас недостатньо вивчено вплив різних типів наповнювачів реактора біофільтра на процес формування нітрифікуючої і денітрифікуючої мікрофлори під час запуску УЗВ, особливості процесу формування мікробних біоплівок на різних типах наповнювачів реактора, не деталізовано особливостей санітарії і гігієни за використання мікробіологічних стартерів наповнювача реактора біофільтра для швидкого формування нітрифікуючого мікробіоценозу, відсутня токсикологічна оцінка мікробіологічного стартера наповнювача біофільтрата ін.

Метою роботи було дослідження впливу різних типів наповнювачів реактора біофільтра на процес формування нітрифікуючої мікрофлори в установках замкнутого водопостачання за вирощування райдужної форелі.

Матеріал і методи досліджень. Дослідження проводили в умовах фермерського господарства з вирощування райдужної форелі. Підприємство працює за використання системи замкнутого водопостачання. Для порівняльних досліджень було використано три види наповнювачів біофільтра, які широко використовують у сучасних індустріальних форелевих господарствах (рис. 1). Їхні характеристики наведено у таблиці 1. Воду для досліджень на вміст мікрофлори відбирали безпосередньо із біофільтра, де наповнювач вільно плаває. Визначали вміст нітрифікуючих мікроорганізмів відповідно до методики, описаної Spieck et al. [16].

Визначення кількості нітрифікуючих мікроорганізмів у воді реактора біофільтра проводили через 5, 15 та 25 діб використання наповнювача у трьохкратній повторності.

1 2 3

Рис. 1. **Біозавантаження реактора біофільтра із поліпропілену: 1 – AQ-15 (Данія); 2 – Kar-sib (Україна), 3 – Aquamag (Україна)**

Таблиця 1. **Характеристика різних видів наповнювача біофільтра**

Характеристика	Вид біонаповнювача		
	AQ-15	**Kar-sib**	**Aquamag**
Матеріал, з якого виготовлено	поліпропілен високої щільності	пропілен	поліпропілен
Корисна (робоча поверхня), $м^2/м^3$	480	635	600
Діаметр, мм	15/15	15/15	25/12

Результати досліджень та їх обговорення. Динаміка чисельності нітрифікуючих мікроорганізмів у воді реактора біофільтра з поліпропіленовими елементами як наповнювачем свідчить, що найбільш інтенсивно мікроорганізми заселяють наповнювач у перші п'ять днів після введення біофільтра в експлуатацію. На рисунку 2 представлено результати досліджень кількості нітрифікуючих мікроорганізмів у воді реактора біофільтра за використання наповнювача AQ-15 данського виробництва. Період росту нітрифікуючих мікроорганізмів на поліпропілені AQ-15, який тривав перші п'ять діб досліду, характеризувався досить високою кількістю нітрифікаторів у воді реактора біофільтра – 3,2 lg КУО/$см^3$. Наступний період інтенсивного розмноження бактерій–нітрифікаторів – з 15 по 25 добу, коли їх кількість у воді порівняно з періодом формування біоплівки (перші 15 діб) різко зросла і знаходилась у межах 5,8–8,5 log КУО/$см^3$. В останні п'ять діб досліду кількість нітрифікуючих мікроорганізмів у воді біофільтра зростала поступово, що свідчило про завершення колонізації наповнювача AQ-15 нітрифікаторами.

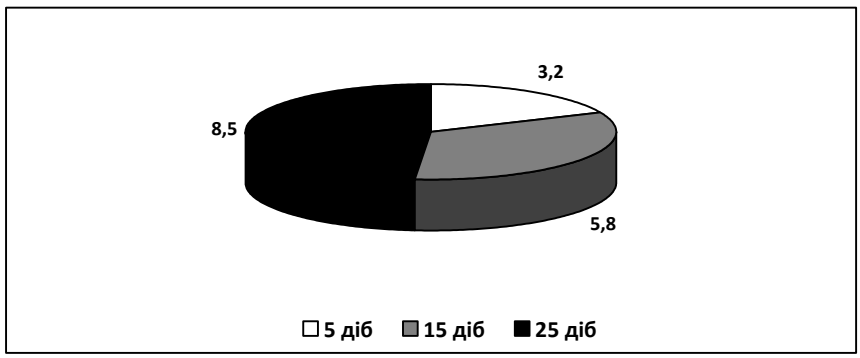


Рис. 2. **Динаміка кількості нітрифікуючих мікроорганізмів у воді реактора біофільтра за використання наповнювача AQ-15 (log КУО/$см^3$)**

У випадку використання наповнювача Kar-sib також відбувались динамічні зміни кількості мікроорганізмів у воді реактора біофільтра (рис. 3). На 5-у добу після запуску реактора кількість мікробів у воді

становила 3,1 lg КУО/см^3, на 15-у – 4,7 lg КУО/см^3. Максимально кількість мікрорганізмів зростала у період з 15 по 25 добу і наприкінці досліду становила 8,4 lg КУО/см^3. Кількісне збільшення мікроорганізмів у воді реактора при запуску біофільтра за використанням наповнювача Kar-sib вказує на завершення колонізації біофільтра нітрифікуючими мікроорганізмами.

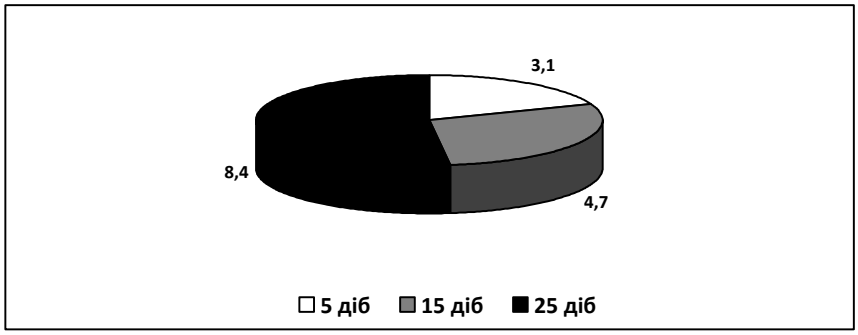


Рис. 3. **Динаміка кількості нітрифікуючих мікроорганізмів у воді реактора біофільтра за використання наповнювача Kar-sib (log КУО/см^3)**

Аналізуючи роботу реактора біофільтра за використання поліпропіленового наповнювача Aquamag, відмічено, що як і за використання наповнювачів AQ-15 та Kar-sib, мікроорганізми-нітрифікатори розмножувалися у воді біофільтра досить динамічно (рис. 4). Однак темп наростання кількості нітрифікаторів у воді біофільтра у різні періоди досліду був повільнішим, ніж у випадку з двома попередніми наповнювачами. Максимальна кількість бактерій нітрифікації, яку вдалося зафіксувати у воді на 25-у добу використання наповнювача Aquamag, становила в середньому 8,1 lg КУО/см^3.

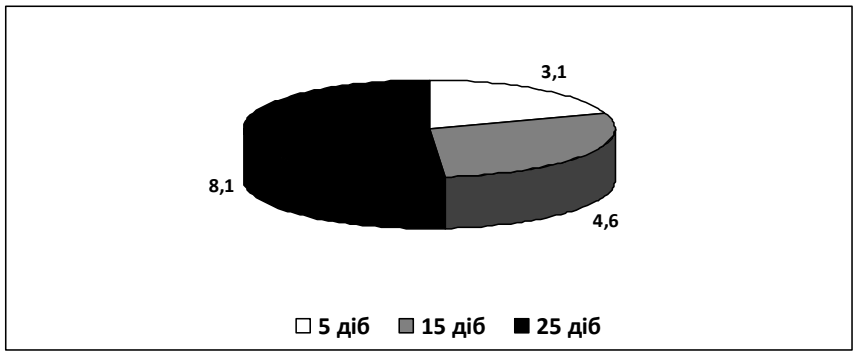


Рис. 4. **Динаміка кількості нітрифікуючих мікроорганізмів у воді реактора біофільтра за використання наповнювача Aquamag (log КУО/см^3)**

Моніторинг середньої кількості нітрифікуючих мікроорганізмів за використання різних наповнювачів біофільтра впродовж 25 діб показав, що найшвидше вони колонізували біофільтр, у якому наповнювачем був Kar-sib, дещо повільніше – з наповнювачами AQ-15 і Aquamag (рис. 5). Динаміка заселення мікроорганізмами останніх двох наповнювачів була на однаковому рівні.

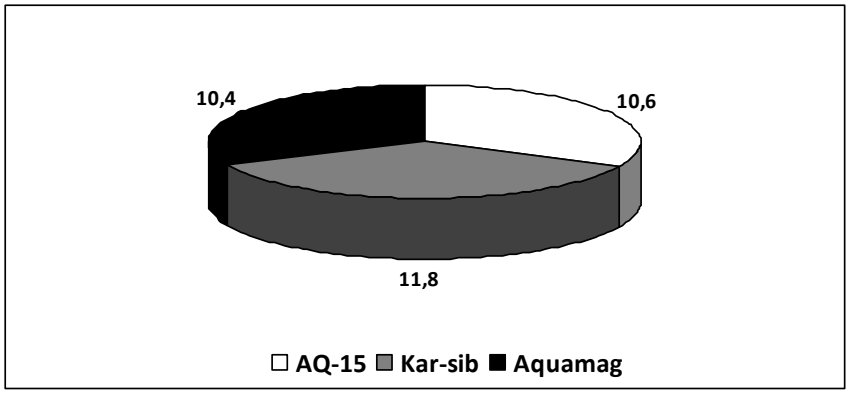


Рис. 5. **Зміни кількості нітрифікуючих мікроорганізмів у воді реактора біофільтра за використання наповнювачів AQ-15, Kar-sib, Aquamag (log КУО/см^3)**

Моніторинг вмісту бактерій нітрифікації у воді реактора біофільтра установки замкнутого водопостачання для вирощування райдужної форелі впродовж основного періоду запуску (25 діб), показав, що за використання різних наповнювачів процеси колонізації біофільтра мікроорганізмами-нітрифікаторами можуть перебігати з різною інтенсивністю. Найінтенсивніше колонізація біофільтра відбувалась за використання наповнювача Kar-sib, дещо повільніше – за використання наповнювачів AQ-15 та Aquamag, однак виявлені відмінності незначні.

Висновки з дослідження та перспективи подальшого розвитку в цьому напрямі. Досліджені пропіленові наповнювачі біофільтра AQ-15, Aquamag та Kar-sib практично рівноцінні за спроможністю колонізувати нітрифікуючу мікрофлору. Загалом кількість бактерій нітрифікації у воді реактора біофільтра з різними пропіленовими наповнювачами на 25-у добу використання становила 8,1–8,5 log КУО/см^3. Отримані результати доводять, що наповнювачі біофільтра вітчизняного виробництва не поступаються за своїми виробничими характеристиками зарубіжним аналогам, можуть успішно використовуватись в установках замкнутого водопостачання і бути взаємозамінними. Науковий і практичний інтерес становить також вивчення інтенсивності колонізації біофільтра денітрифікуючою мікрофлорою за використання різних видів наповнювачів.

MONITORING OF THE CONTENT OF NITRIFICING MICROORGANISMS ON DIFFERENT BIOFILTER FILLERS

Grynevych N.E. *– doctor Vet. Sciences, Professor,*
Dyman T.M. *– doctor Agricultural Sciences, Professor,*
Khomiak O.A. *– candidate of Agricultural Sciences, Associate Professor,*
Prysiazhniuk N.M. *– candidate Vet. Sciences, Associate Professor,*
Mazur T.G. *– candidate Vet. Sciences, Associate Professor,*
Bila Tserkva National Agrarian University,
ihtiozoolog@ukr.net

A feature of fish farming in recirculating aquasystems is the use of a minimum amount of water. However, ammonium, nitrites, nitrates and suspended solids accumulate in the RAS and the life of fish, which to some extent affect the health of fish. Nitrogen in the form of free ammonia, which is toxic to fish and must be converted into a harmless nitrate in a biological filter, poses a significant danger to water. The biofilter consists of a cylindrical reactor, which houses a filler designed to increase the contact surface and ensure the growth of bacteria. Aerobic and anaerobic processes take place in the biofilter, which ensure the removal of contaminants in the form of ammonium produced by fish and carbon dioxide, which is formed from unconsumed feed and feces. The process of conversion of nitrites into nitrates occurs with the participation of nitrifying microorganisms, which enhance the filler of the biofilter reactor. In the future, denitrifying bacteria convert nitrates to atmospheric nitrogen. The rate of nitrifying and denitrifying processes in the ultrasonic reactor depends on the biofilter filler. We investigated the effect of different types of fillers on the biofilter reactor on the quantitative content of nitrifying microorganisms during the introduction of the filler into the process and the duration of the experiment was 25 days.

Monitoring of the content of nitrifying microorganisms in the water of the ultrasonic biofilter reactor during the main start-up period (25 days) showed that with the use of different fillers the processes of colonization of the biofilter by nitrifying microorganisms can proceed with different intensity. The most intensive colonization of the biofilter took place with the use of Kar-sib filler (Ukraine), somewhat slower – with the use of AQ-15 fillers (Denmark) and Aquamag (Ukraine), but the differences were insignificant.

In general, the number of nitrification bacteria in the water of the biofilter reactor with different propylene fillers on the 25th day of use was 8.1–8.5 log CFU / cm^3. The obtained results prove that biofilter fillers of domestic production are not inferior in their production characteristics to foreign analogues, can be successfully used in closed water supply systems and are interchangeable.

Keywords: nitrification bacteria, recirculating aquatic system, biofilter filler, biofilm, rainbow trout.

ЛІТЕРАТУРА

1. Гриневич Н.Є., Хом'як О.А., Присяжнюк Н.М., Михальський О.Р. Аналіз гідротехнологічної складової індустріальних акваферм за замкнутого водопостачання. *Водні біоресурси та аквакультура: науковий журнал.* 2019. № 2. С. 59–76. doi.org/10.32851/wba.2019.2.5

2. Гриневич Н.Є., Димань Т.М., Кухтин М.Д. Використання різних типів наповнювача біофільтра для забезпечення санітарно-гігієнічних умов відтворення та вирощування райдужної форелі в системі замкнутого водопостачання: методичні рекомендації. Біла Церква, 2018. 14 с.
3. Велдре И.А., Роома М.Я. Токсическое воздействие нитритов на рыб. *Экология*. 1990. № 11. С. 71–73.
4. Гидрохимические показатели состояния окружающей среды : справочные материалы / под ред. Т. В. Гусевой. Москва, 2007. 192 с.
5. Головко А.Н., Ушкалов В.А., Скрыпник В.Г. и др. Микробиологические и вирусологические методы исследований в ветеринарной медицине : справочное пособие / под ред. А.Н. Головко. Харьков, 2007. 512 с.
6. Avnimelech Y. (2006). "Bio-filters: the need for a new comprehensive approach". *Aquacultural Engineering*, No. 34, pp. 172–178.
7. Grove J.A., Kautola H., Javadpour S., Moo-Young M. and Anderson, W.A. (2004). "Assessment of changes in the microorganism community in a biofilter". *Journal Biochemical Engineering*, Vol. 18, pp. 111–114.
8. Grynevych N., Dyman T., Kukhtyn M. and Semaniuk, N. (2017). "Composition of psychrotrophic microflora of water and biofilter filler in recirculation aquaculture system on trout farm". *Research Journal of Pharmaceutical*, Biological and Chemical Sciences, Vol. 8(3), pp. 900–905.
9. Guerdat T.C., Losordo T.M., Classen J.J., Osborne J.A. and De Long, D. (2011). "Evaluating the effects of organic carbon on biological filtration performance in a large scale recirculating aquaculture system". *Aquacultural Engineering*, Vol. 44, pp. 10–18.
10. Gutierrez-Wing M.T. and Malone, R.F. (2006). "Biological filters in aquaculture: trends and research directions for freshwater and marine applications". *Aquacultural Engineering*, No.34, pp. 163–171.
11. Drennan D.G., Hosler K.C., Francis M., Weaver D., Aneshansley E., Beckman G., Johnson C.H. and Cristina, C.M. (2005). "Standardized evaluation and rating of biofilters. Manufacturer's and user's perspective". *Aquacultural Engineering*, Vol. 34, pp. 403–416.
12. Eding E.H., Kamstra A., Verreth J.A.J., Huisman E.A. and Klapwijk, A. (2006). "Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture: A review". *Aquacultural Engineering*, Vol. 34, pp. 234–260.
13. Kristensen T., Atland A., Rosten T., Urke H.A. and Rosseland, B.O. (2009). "Important influentwater quality parameters at freshwater production systems in two salmon producing countries". *Aquacultural Engineering,* Vol. 41, pp. 53–59.
14. Krumins K., Ebeling J.M. and Wheaton, F. (2001). "Ozone's effects on power-law particle size distribution in recirculating aquaculture systems". *Aquacultural Engineering*, Vol. 25, pp. 13–24.

15. Schreier H.J., Mirzoyan N. and Saito, K. (2010). "Microbial diversity of biological filters in recirculating aquaculture systems". *Current Opinion in Biotechnology*, Vol. 21, pp. 318–325.
16. Spieck, E.C., Hartwig, I., McCormack, F., Maixner, M. (2006). Selective enrichment and molecular characterisation of a previously uncultured Nitrospira-like bacterium from activated sludge. *Environ. Microbiol*, Vol. 8, pp. 405–415.
17. Wietz M., Halla M.R. and Høj, L. (2009). "Effects of seawater ozonation on biofilm development in aquaculture tanks". *Systematic and Applied Microbiology*, Vol. 32, pp. 266–277.

REFERENCES

1. Hrynevych N.Ie., Khomiak O.A., Prysiazhniuk N.M., Mykhalskyi O.R. (2019). *Analiz hidrotekhnolohichnoi skladovoi industrialnykh akvaferm za zamknutoho vodopostachannia* [Analysis of a hydrotechnological component of industrial aquaferms for a closed water supply]. *Vodni bioresursy ta akvakultura: naukovyi zhurnal*. No 2, 59–76. doi.org/10.32851/wba.2019.2.5. [in Ukrainian].
2. Hrynevych N.Ie., Dyman T.M., Kukhtyn M.D. (2018). *Vykorystannia riznykh typiv napovniuvacha biofiltra dlia zabezpechennia sanitarno-hihiienichnykh umov vidtvorennia ta vyroshchuvannia raiduzhnoi foreli v systemi zamknutoho vodopostachannia* [The use of different types of biofilter filler to ensure sanitary and hygienic conditions for reproduction and cultivation of rainbow trout in a closed water supply system]: metodychni rekomendatsii. Bila Tserkva. [in Ukrainian].
3. Veldre I.A., Rooma M. Ya. (1990). *Toksicheskoe vozdeystvie nitritov na ryib* [Toxic effects of nitrites on fish]. *Ekologiya*. No 11, 71–73. [in Russian].
4. Guseva T.V. (2007). *Gidrohimicheskie pokazateli sostoyaniya okruzhayuschey sredyi* [Hydrochemical indicators of the state of the environment]: spravochnyie materialyi. Moscow. [in Russian].
5. Golovko A.N., Ushkalov V.A., Skryipnik V.G. (2007*). Mikrobiologicheskie i virusologicheskie metodyi issledovaniy v veterinarnoy meditsine* [Microbiological and virological research methods in veterinary medicine]: spravochnoe posobie. Kharkiv. [in Ukrainian].
6. Avnimelech Y. (2006). *"Bio-filters: the need for a new comprehensive approach". Aquacultural Engineering*, No. 34, pp. 172–178.
7. Grove J.A., Kautola H., Javadpour S., Moo-Young M. and Anderson, W.A. (2004). *"Assessment of changes in the microorganism community in a biofilter". Journal Biochemical Engineering*, Vol. 18, pp. 111–114.
8. Grynevych N., Dyman T., Kukhtyn M. and Semaniuk, N. (2017). *"Composition of psychrotrophic microflora of water and biofilter filler*

in recirculation aquaculture system on trout farm". Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences. Vol. 8(3), pp. 900–905.

9. Guerdat T.C., Losordo T.M., Classen J.J., Osborne J.A. and De Long, D. (2011). *"Evaluating the effects of organic carbon on biological filtration performance in a large scale recirculating aquaculture system". Aquacultural Engineering*, Vol. 44, pp. 10–18.
10. Gutierrez-Wing M.T. and Malone, R.F. (2006). *"Biological filters in aquaculture: trends and research directions for freshwater and marine applications". Aquacultural Engineering*, No. 34, pp. 163–171.
11. Drennan D.G., Hosler K.C., Francis M., Weaver D., Aneshansley E., Beckman G., Johnson C.H. and Cristina, C.M. (2005). *"Standardized evaluation and rating of biofilters. Manufacturer's and user's perspective". Aquacultural Engineering*. Vol. 34, pp. 403–416.
12. Eding E.H., Kamstra A., Verreth J.A.J., Huisman E.A. and Klapwijk, A. (2006). *"Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture: A review". Aquacultural Engineering*, Vol. 34, pp. 234–260.
13. Kristensen T., Atland A., Rosten T., Urke H.A. and Rosseland, B.O. (2009). *"Important influentwater quality parameters at freshwater production systems in two salmon producing countries". Aquacultural Engineering*, Vol. 41, pp. 53–59.
14. Krumins K., Ebeling J.M. and Wheaton, F. (2001). *"Ozone's effects on power-law particle size distribution in recirculating aquaculture systems". Aquacultural Engineering*, Vol. 25, pp. 13–24.
15. Schreier H.J., Mirzoyan N. and Saito, K. (2010). *"Microbial diversity of biological filters in recirculating aquaculture systems". Current Opinion in Biotechnology*, Vol. 21, pp. 318–325.
16. Spieck, E.C., Hartwig, I., McCormack, F., Maixner, M. (2006). Selective enrichment and molecular characterisation of a previously uncultured Nitrospira-like bacterium from activated sludge. *Environ. Microbiol*, Vol. 8, pp. 405–415.
17. Wietz M., Halla M.R. and Høj, L. (2009). *"Effects of seawater ozonation on biofilm development in aquaculture tanks". Systematic and Applied Microbiology*, Vol. 32, pp. 266–277.

УДК 597-11:[639.3.043:636.087.8]
DOI https://doi.org/10.32851/wba.2020.2.11

АКТИВНІСТЬ СИСТЕМИ АНТИОКСИДАНТНОГО ЗАХИСТУ В ОРГАНІЗМІ КОРОПА ЗА ВИКОРИСТАННЯ У СКЛАДІ КОРМУ ПРЕБІОТИКА

Добрянська О.П. *– м.н.с.,*
Львівська дослідна станція
Інституту рибного господарства НААН,
olya_dobryanska@ukr.net

Раціональне використання штучних кормів в процесі вирощування коропа забезпечує підвищення продуктивних та якісних характеристик отриманої продукції, а також рентабельності виробництва. При цьому ключовим завданням є збалансування складу раціону з метою забезпечення потреб у поживних речовинах шляхом введення якісних та легкозасвоюваних компонентів, відповідно до видових та вікових особливостей об'єкта риборозведення. На сьогодні актуальним є введення до складу раціону риб препаратів пребіотичної дії та добавок, які сприяють збільшенню доступності та перетравності поживних речовин корму, нормалізації мікрофлори кишківника, загалом позитивно впливають на функціональний стан органів та систем організму.

Дослідження проведено впродовж у двох повторностях в умовах ставів-аналогів з одним джерелом водопостачання. Для цього було використано чотири стави (три дослідні та контрольний) у 2018 р. і три (два дослідні та контрольний) у 2019 р. Дослідні стави зарибнили однорічками лускатого коропа середньою масою 55–58 г за густоти посадки 1000 екз/га. Годівлю проводили впродовж 60 днів вегетаційного періоду. Контрольним групам риб згодовували збалансованийкомбікорм, а дослідним додатково до основного раціону методом гранулювання вводили пребіотичний препарат Актіген: у 2018 р. в кількості 0,025 % (Дослід 1), 0,05 % (Дослід 2), 0,075 % (Дослід 3) та у 2019 р. 0,025 % (Дослід 4) і 0,05 % (Дослід 5). Вивчали вплив досліджуваного препарату на активність ферментів системи антиоксидантного захисту (АОЗ) та процеси пероксидного окиснення ліпідів (ПОЛ) в гепатопанкреасі дволіток коропа.

Отримані дані першої повторності свідчать, що за введення до раціону дволіток коропа пребіотика з розрахунку 0,025 % і 0,05 % зростає активність супероксиддисмутази (СОД) у Досліді 1 на 28 % ($p<0,05$), у Досліді 2 на 24,8 %, та каталази відповідно на 10,8 % ($p<0,05$) і 12,8 % ($p<0,05$) відносно показників контролю. При цьому вміст малонового діальдегіду (МДА) у Дослідах 1 та 2 знижується відповідно на 37,5 % ($p<0,05$) та 21,3 %. Схожа залежність спостерігається за згодовування 0,075 % Актігену: активність СОД і каталази зростає на 3,0 % ($p<0,01$) та 18,4 %, проте вміст малонового діальдегіду зростає на 35,6 %. При цьому вміст дієнових кон'югатів зростає відносно контролю та корелює зі збільшенням кількості введення досліджуваної добавки.

Результати досліджень другої повторності схожі з попередніми та підтверджують тенденцію до активації СОД та каталази в Дослідах 4 і 5.При цьому відмі-

чено тенденцію до зниження вмісту первинної і вторинної ланок продуктів ПОЛ відносно контрольної групи риб.

Отже, використання пребіотичного препарату в годівлі дволіток коропа позитивно впливає на функціонування системи антиоксидантного захисту в гепатопанкреасі, тобто підтримує оптимальний рівень окисно–відновних процесів шляхом активації її ферментної ланки та зниження вмісту продуктів ПОЛ.

Ключові слова: короп, пребіотик, гепатопанкреас, антиоксиданти, продукти пероксидного окиснення ліпідів.

Постановка проблеми. Фізіологічний стан організму риб безпосередньо залежить від повноцінної та нормованої годівлі. Оскільки основу штучних кормів для коропа складають важкоперетравні компоненти рослинного походження, то доцільним є додаткове використання у їх складі добавок, які чинять позитивний вплив на стан травної системи загалом та склад мікрофлори кишківника зокрема [1]. З огляду на це, перспективним може бути використання в годівлі коропа пробіотичних та пребіотичних препаратів, багато з яких є продуктами, основою яких є дріжджі у вигляді цілих або похідних клітин [2].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Дослідженнями в різних підгалузях тваринництва доведено, що застосування пребіотиків є ефективним для контрольованої стимуляції росту та активності визначених родів корисних бактерій, що відповідно пригнічує ріст і розвиток хвороботворних бактерій, сприяє підвищенню всмоктування поживних речовин та активізації резистентності організму [3]. Досліджуваний пребіотичний препарат Актіген (Alltech, Inc) отримано зі зовнішніх стінок клітин дріжджів *Saccharomyces cerevisiae* – активний концентрат мананових олігосахаридів. Два основних полісахариди становлять до 90 % від сухої маси клітинної стінки: α-D-маннан і β-D-глюкан. Модуляція імунітету слизової кишківника шляхом зв'язування цих двох полісахаридів із специфічними рецепторами імунних клітин позитивно впливає на здоров’я тварин та підвищує стійкість до хвороб. Принцип дії даних полісахаридів полягає у взаємодії з імунною системою господаря, посилюючи антиоксидантну активність [4].

Широко вивчено ефективність застосування пребіотика Актіген на ріст, конверсію корму, резистентність організму тварин.Так, введення препарату до раціону курчат-бройлерів позитивно впливає на показники вирощування птиці та зниження конверсії корму [5; 6], засвоюваність поживних речовин та склад мікрофлори кишківника птиці [7]. Також встановлено покращення лактації свиноматок та ефективності росту поросят [8], стійкості імунної системи та функціонального стану травноготракту свиней [9] за використання в годівлі Актігену.

Є позитивні напрацювання використання пребіотика на основі маннанових олігосахаридів в аквакультурі [10]. Першими дослідженнями оці-

нено вплив Актігену на виживаність пангасіуса, штучно зараженого бактеріями *Edwardsiella ictaluri* [11]. Встановлено, що введення 0,08 % Актігену до раціону сибірського осетра призводило до зростання темпів росту та коефіцієнту перетравності корму [11]. Його додавання в кількості 0,08 % – 0,12 % до раціонусома призвело до збільшення продуктивності, покращення конверсії корму та показників імунноїсистеми організму риб [11]. Встановлено позитивний вплив додавання 0,16 % Актігену до щоденного раціонуморського окуня на темпи росту та параметри імунної системи організму риб, що пов'язано із нормалізацією кишкової мікрофлори [12].

На основі проведених нами експериментальних досліджень встановлено, що при додаванні до основного раціону дволіток коропа пребіотика Актігенв кількості 0,05 % рибопродуктивність збільшилась на 31,0 %, а витрати кормів на вирощування, при цьому, зменшились в 1,3 рази [13].

Враховуючи вищенаведене, актуальним та доцільним є подальше вивчення та комплексна оцінка впливу даного препарату на фізіолого-біохімічні показники організму риб.

Постановка завдання. В організмі риб у процесі життєдіяльності постійно утворюються вільні радикали, які є необхідними метаболітами і забезпечують перебіг багатьох фізіологічних реакцій. Вільнорадикальне окиснення безперервно проходить у всіх органах та тканинах, і не призводить до їх критичного пошкодження, оскільки регуляція надмірного утворення ліпопероксидів здійснюється за допомогою (АОС), яка складається з антиоксидантів та основних груп ензимів: супероксиддисмутази (СОД), тканинної каталази (КАТ) та ін. [14–16].

Дослідженнями *in vitro* та *in vivo* встановлено здатність риб генерувати активні форми кисню за впливу ксенобіотиків, фізичних умов та/або раціону. Визначення активності антиоксидантних ферментів в організмі риб використовується для оцінки оксидативного стресу, спричиненого чинниками навколишнього середовища у водних екосистемах [17].

Метою досліджень було визначення активності ферментів АОС та вмісту продуктів пероксидного окиснення ліпідів (ПОЛ) в гепатопанкреасі дволіток коропа при застосуванні в годівлі пребіотика.

Матеріали і методи дослідження. Для вивчення впливу досліджуваної добавки на стан АОС та активність продуктів ПОЛ дослідження проводили два роки поспіль (2018–2019 рр.), на базі рибного господарства ТзОВ «Карпатський водограй» Пустомитівського району Львівської області в умовах ставів-аналогів з одним джерелом водопостачання. З цією метою у першій серії експериментальних досліджень було використано чотири стави, з яких три дослідні і контрольний. Дослідні стави зарибнені однорічками лускатого коропа середньою масою 55–58 г, із розрахунку 1000 екз/га. Впродовж 60 днів обох вегетаційних періодів контрольним

групам риб згодовували збалансований комбікорм, а дослідним групам додатково до основного раціону методом гранулювання вводили пребіотик Актіген. В першій серії у дослідних групах використовували 0,025 % (Дослід 1), 0,05 % (Дослід 2) та 0,075 % (Дослід 3), у другій серії – 0,025 % (Дослід 4) та 0,05 % (Дослід 5) добавки.

По завершенні експерименту відібрано зразки тканин риб для проведення біохімічних досліджень. Використовували 10 % гомогенати тканин гепатопанкреасу коропа. Досліджували концентрацію дієнових кон'югатів за методом, що ґрунтується на реакції оптичної густини гептанізопропанольного екстракту ліпідів [18]. Визначення концентрації малонового діальдегіду (МДА) проводили спектрофотометрично за кольоровою реакцією з тіобарбітуровою кислотою [19]. Активність СОД – за визначенням відсотка гальмування реакції відновлення нітросинього тетразолію в присутності феназинметасульфату [20]. Активність каталази – за зміною концентрації пероксиду водню (H_2O_2) [21]. Визначення вмісту білка проводили за методом Бредфорд [22].

Опрацювання експериментальних результатів проводили методом варіаційної статистики. Статистично вірогідну різницю показників оцінювали за t-критерієм Стьюдента [23].

Результати досліджень. Проаналізувавши результати досліджень активності АОС гепатопанкреасу дволіток коропа, яким впродовж вегетаційного сезону згодовували комбікорм з різним вмістом пребіотичного препарату, в першій серії встановлено реакцію активізації СОД та каталази у Досліді 1, 2 та Досліді 3 (рис. 1). Показник активності СОД у Досліді 1 перевищує показник контрольної групи на 28 %,0 ($p<0,05$), у Досліді 2 – на 24,8 %,у Досліді 3 – на 3,0 %. Активність каталази вірогідно підвищується в Дослідах 1, 2 і 3 відповідно на 10,8 ($p<0,05$), 12,8 ($p<0,05$) та 18,4 % ($p<0,01$) порівняно з контрольною групою риб.

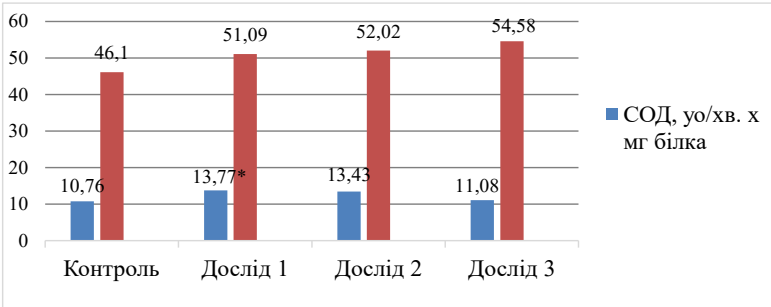


Рис. 1. **Активність антиоксидантних ферментів у гепатопанкреасі дволіток коропа за введення Актігену(M±m, n=4)**

Примітка. Тут і надалі різниці вірогідні порівняно з контрольною групою: * – $p< 0,05$, ** – $p< 0,01$;*** – $p< 0,001$.

Характеризуючи показники вмісту у гепатопанкреасі дволіток продуктів ПОЛ, слід зазначити про накопичення вмісту дієнових кон'югатів, які зростають у відповідності до збільшення кількості введення пребіотика до раціону (рис. 2). Показник Досліду 1 збільшується на 11,6 %, Досліду 2 – на 86,5 % (p<0,05), Досліду 3 – у 2,3 рази (p<0,001).

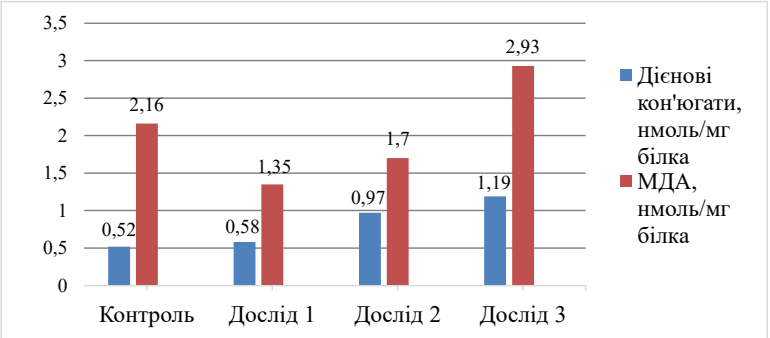


Рис. 2. **Вміст продуктів ПОЛ у гепатопанкреасі дволіток коропа за введення Актігену (M±m, n=4)**

У ході досліджень відзначено зниження рівня МДА у Досліді 1 та Досліді 2 порівняно з Контролем на 62,5 (p < 0,05) та 35,6 % відповідно, або у 1,6 та 1,3 рази. В Досліді 3 цей показник підвищився на 35,6 % відносно показників контрольної групи.

Резюмуючи отримані результати, визначено, що система АОС – ПОЛ у гепатопанкреасі дволіток коропа дослідних груп добре збалансована і працює за принципом зворотнього зв’язку: збільшення рівня антиоксидантів гальмує вільнорадикальне окиснення. І навпаки, при застосуванні Актігену в кількості 0,075 %, знижується активність СОД та підвищується вміст продуктів ПОЛ, що вказує на супресію даної системи організму.

У другій серії, провівши дослідження АОС гепатопанкреасу дволіток коропа, яким впродовж вегетаційного сезону згодовували комбікорм з різною кількістю пребіотика Актіген, встановлено реакцію активізації СОД, яка є ключовим ферментом антирадикального захисту, а також каталази, яка досить швидко розщеплює шкідливий для СОД пероксид водню на воду і кисень [24].

Підвищення активності СОД у Досліді 4 на 42,4 % (p < 0,01) та у Досліді 5 – на 41,8 % (p < 0,001) відносно контрольної групи риб (рис. 3), є наслідком деактивації одного з найнебезпечніших для клітин токсинів – активних форм кисню, підтримуючи їх концентрацію в клітині на низькому рівні [25].

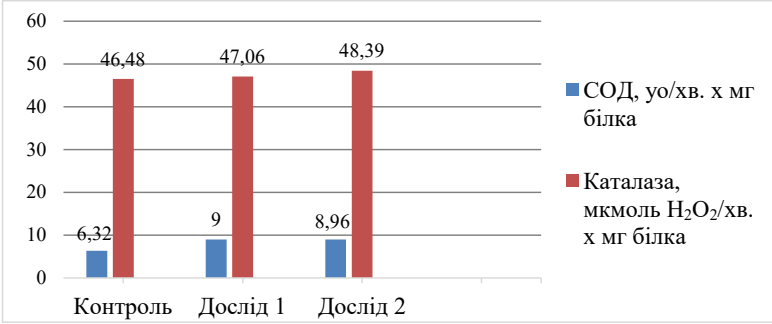


Рис. 3. **Активність антиоксидантних ферментів у гепатопанкреасі дволіток коропа за впливу пребіотичного препарату(M±m, n=4)**

Як відомо, СОД завжди функціонує разом із каталазою [26], тому,внаслідок активації СОД, активність каталази підвищується. Хоча статистично вірогідної різниці показників каталази не встановлено, проте у Досліді 4 вона зросла на 1,2 %, у Досліді 5 – на 4,1 % відносно контрольної групи риб.

У результаті визначення вмісту продуктів ПОЛ встановлено, що показники, які характеризують вміст первинної і вторинної ланок продуктів вільно-радикального окиснення, знижуються відносно контрольної групи риб (рис. 4). А саме, вміст дієнових кон'югатів становив 1,21 нмоль/мг білка у Досліді 4 та 1,13 нмоль/мг білка у Досліді 5, що на 4,7 % та 11,0 % нижче показника контрольної групи. Зафіксовано зниження рівня МДА у Досліді 4 і Досліді 5 відповідно на 10,5 % та 3,0 %, проте вірогідної відмінності між показниками дослідних і контрольної груп не встановлено.

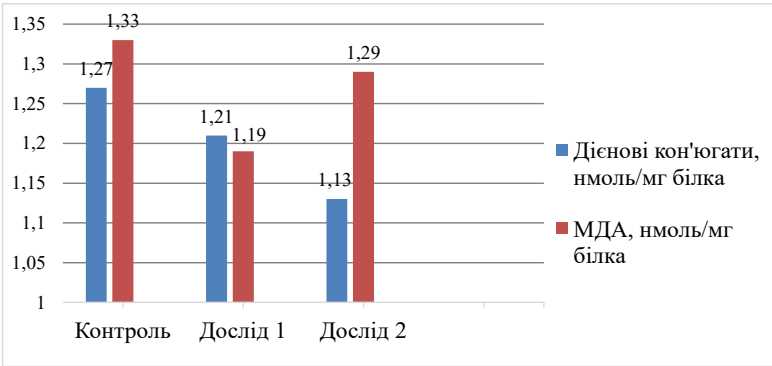


Рис. 4. **Вміст продуктів ПОЛ у гепатопанкреасі дволіток коропа за введення Актігену (M±m, n=4)**

Отже, підсумовуючи результати досліджень застосування пребіотика в дозах 0,025 та 0,05 % в годівлі коропа, встановлено його здатність посилювати активність системи антиоксидантного захисту.

Висновки та перспективи. Активність ферментів АОС і зниження вмісту продуктів ПОЛ в гепатопанкреасі риб залежали від складу раціону.

Підсумовуючи результати досліджень, встановлено посилення активності АОС організму дволіток коропа за введення до складу раціону пребіотика Актіген у двох повторностях з розрахунку 0,025 % і 0,05 %, а саме: зростання активності СОД ікаталази та зниження МДА. Обернена залежність відмічена за введення до корму пребіотика з розрахунку 0,075 %, що вказує на деяку супресію даної системи організму.

Отже, використання пребіотичного препарату в годівлі дволіток коропа позитивно впливає на функціонування системи антиоксидантного захисту в гепатопанкреасі, тобто підтримує оптимальний рівень окисно–відновних процесів шляхом активації її ферментної ланки та зниження вмісту продуктів ПОЛ.

З огляду на отримані результати досліджень, перспективним є комплексне вивчення досліджуваного препарату,відповідно до його функціональних властивостей, на продуктивні та фізіолого–біологічні показники організму коропа.

ACTIVITY OF ANTIOXIDANT PROTECTION SYSTEM IN CARP ORGANISM FOR USE IN FEEDINGPREBIOTICS

Dobrianska O.P. *– research assistant,*
Lviv Research Station of the Institute of Fisheries NAAS,
olya_dobryanska@ukr.net

Rational use of artificial fodder in the process of growing carp provides an increase in productive and quality characteristics of the products, as well as profitability. The key task is to balance the composition of the diet in order to meet the needs for nutrients by introducing quality and easily digestible components, in accordance with the species and age characteristics of the object of fish farming. Today it is important to include in the diet of fish drugs of prebiotic action and supplements that increase the availability and digestibility of feed nutrients, normalize the intestinal microflora, generally have a positive effect on the functional state of organs and systems.

The study was conducted in duplicate in the conditions of analogous ponds with one source of water supply. For this purpose, four ponds (three experimental and control) in 2018 and three (two experimental and control) in 2019 were used. Feeding was carried out for 60 days of the growing season. Control groups of fish were fed a balanced feed, and experimental in addition to the main diet by the method of granulation was introduced prebiotic Actigen: in 2018 in the amount of 0.025 % (Experiment 1), 0.05 % (Experiment 2), 0.075 % (Experiment 3) and in 2019 0.025 % (Experiment 4) and 0.05 % (Experiment 5). The effect of the study drug on the activity of enzymes of the antioxidant defense system (AOP) and the processes of lipid peroxidation (LPO) in the hepatopancreas of biennial carp was studied.

The obtained data of the first iteration show that the introduction of the diet of two-year-old carp prebiotic at the rate of 0.025 % and 0.05 % increases the activity of superoxide dismutase (SOD) in Experiment 1 by 28 % ($p < 0.05$), in Experiment 2 by 24.8 %, and catalase, respectively, by 10.8 % ($p < 0.05$) and 12.8 % ($p < 0.05$) relative to control indicators. The content of malonic dialdehyde (MDA) in Experiments 1 and 2 decreased by 37.5 % ($p < 0.05$) and 21.3 %, respectively. A similar relationship is observed with the feeding of 0.075 % Actigen: the activity of SOD and catalase increases by 3.0 % ($p < 0.01$) and 18.4 %, but the content of malonic dialdehyde increases by 35.6 %. At the same time, the content of diene conjugates increases relative to control and correlates with the increase for administration of the studied additive.

The results of the second replication studies are similar to the previous ones and confirm the tendency to SOD and catalase activation in Experiments 4 and 5. There is a tendency to reduce the content of primary and secondary links of LPO products relative to the control group of fish.

Thus, the use of prebiotic drug in the feeding of biennial carp has a positive effect on the functioning of the antioxidant defense system in the hepatopancreas, that ismaintains the optimal level of redox processes by activating its enzyme link and reducing the content of LPO products.

Keywords: carp, prebiotic, hepatopancreas, antioxidants, products of lipid peroxidation.

ЛІТЕРАТУРА

1. Дехтярьов П.А., Євтушенко М.Ю., Шерман І.М. Фізіологія риб. К.: Аграрна освіта. 2008. 342 с.
2. Ganguly S., Paul I. and Mukhopadhayay S.K. (2010). Application and effectiveness of immunostimulants, probiotics, and prebiotics in aquaculture: a review. *Isr. J. Aquacult*. Bamidgeh, 62(3). 130–138.
3. Spring P., Wenk C., ConnollyA. and Kiers A. (2015). A review of 733 published trials on Bio-Mos®, a mannan oligosaccharide,and Actigen®, a second generation mannose rich fraction, on farm andcompanion animals. *Journal of Applied Animal Nutrition*. 3. 1–11. doi:10.1017/jan.2015.6
4. Križková L., Ďuračková Z., Šandula J., Sasinková V. and J. Krajčovič. (2001). Antioxidative and antimutagenic activity of yeast cell wall mannans *in vitro*. *Mutat. Res*. 497. 213–222. doi: 10.1016/s1383-5718(01)00257-1.
5. Chernikova G., Procopenko N. (2017). Slaughter quality of broiler-chickens by prebiotic Actigen using. *Agrobiodiversityfor Improving Nutrition, Health and Life Quality,* 1. 50–53. (in Ukrainian). doi: 10.15414/agrobiodiversity.2017.2585-8246.50-53
6. Yang Y., Iji P.A., Kocher A., Thomson E., Mikkelsen L.L. and Choct M. (2008). Effects of mannanoligosaccharide in broiler chicken diets on growth performance,energyutilisation,nutrientdigestibility,andintestinalmicroflora. *British Poultry Science*. 49. 186–194. doi:10.1080/00071660801998613.
7. Danny M. Hooge1, Alexis Kiers and Aidan Connolly (2013). Meta-Analysis Summary of Broiler ChickenTrials with Dietary ActigenTM (2009-2012).

International Journal of Poultry Science. 12 (1). 01–08. doi:10.3923/ijps.2013.1.8.
8. Taylor-Pickard J., McArdle T.and IcelyS. (2017). Effect of feeding Actigen™ to sows during gestation and lactation and onpiglet performance. *Journal of Applied Animal Nutrition*. 5(1). 1–4. doi:10.1017/Jan.2017.2
9. Руслан Толстих, Андрій Баглай, Володимир Ткачик, Юлія Дворська. «Актиген» підвищує вміст імуноглобулінів у молозиві свиноматок. *Передова технологія.* 2011. № 5–6 (09–10). С. 50–51.
10. Mihai Benţea, Aurel Şara, Alina Ani, Aurelian Barbu (2014). The Effects of Prebiotic Products in Fish Nutrition. *Bulletin UASVM Animal Science and Biotechnologies,* 71(2). 271–272. doi:10.15835/buasvmcn-asb:10445
11. Sverinciuc C., Benţea M. I., Sara A. (2017). The effects of some fodder additives on growth performance of Siberian sturgeon (Acipenser baeri). *Agriculture–Science and Practice*. 1–2 (101–102). 105–109.
12. Torrecillas S., Montero D., Caballero M. J., Robaina L., Maria Jesus Zamorano, Sweetman J., Izquierdo M. (2015). Effects of dietary concentrated mannan oligosaccharides supplementation on growth, gut mucosal immune system and liver lipid metabolism of European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) juveniles. *Fish & Shellfish Immunology*. 42. 508–516. https://doi.org/10.1016/j.fsi.2014.11.033
13. Добрянська О.П, Дерень О.В, Григоренко Т.В. Продуктивні показники дволіток коропа при застосуванні в годівлі пребіотика в умовах вирощувальних ставів. *Рибогосподарська наука*. 2019. 4(50). 95–108. doi:10.15407/fsu2019.04.095
14. Поліщук В.М. Вікові особливості функціонування системи антиоксидантного захисту крові страусів. *Укр. біохім. журн.* 2010. Т. 82. № 5. С. 92–97.
15. Цехмістренко С.І. Особливості вільнорадикальних процесів у спермі кнурів плідників. *Збірник наукових праць. Технологія виробництва і переробки продукції тваринництва.* Біла Церква. 2012. Вип. 8 (98). С. 128–131.
16. Роль Н.В. Вплив вітамінно-мінеральної добавки на стан антиоксидантної системи кролів. *Науково-технічний бюлетень Інституту ветеринарних препаратів та кормових добавок*. 2017. 1. С. 66–70.
17. Zhang J., Shen H.,Wang X., Wu J. And Y. Xue. (2004). Effects of chronic exposure of 2,4-dichlorophenol on the antioxidant system in liver of fresh water fish *Carassius auratus*. *Chemosphere*. 55. 167–174. doi: 10.1016/j.chemosphere.2003.10.048.
18. Стальная И.Д. Метод определения диеновой коньюгации ненасыщеных высших жирних кислот. *Современные методы в биохимии* / ред. В. Н. Орехович. М. Медицина. 1977. С. 63–64.

19. Коробейникова Е.Н. Модификация определения продуктов перекисного окисления липидов в реакции с тиобарбитуровой кислотой. *Лаб. дело*. 1989. № 7. С. 8–9.
20. Дубинина Е.Е.,Сальникова Л.А., Ефимова Л.Ф. Активность и изоферментный спектр супероксиддисмутазы эритроцитов и плазмы крови человека. *Лаб. дело*. 1983. № 10. С. 30–33.
21. Королюк М.А., Иванова Л.И., Майорова И.Г. Метод определения активности каталазы. *Лабораторное дело.* 1988. № 1. С. 16–19.
22. Bradford M.M. (1976). A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Anal. Biochem*. 72. 248–254. doi: 10.1006/abio.1976.9999.
23. Айвазян С.А., Енюков И.С., Мешалкин Л.Д. Прикладная статистика. Основы моделирования первичной обработки данных. М: *Финансы и статистикка*. 1983. 471 с.
24. Цехмістренко С.І. Онтогенетичні зміни активності суперокиддисмутази в органах травлення курчат. *Вісник Білоцерківського державного аграрного університету*: збірник наукових праць. Біла Церква. 1999. Вип. 8. Ч. 2. 189–194.
25. Zelko I.N., Mariani T.J., Folz R.J. (2002). Superoxide dismutase multigene family: a comparison of the Cu, Zn-SOD (SOD_1), Mn-SOD (SOD_2), and EC-SOD (SOD_3) gene structures, evolution, and expression. *Free Radic. Biol. Med.* 33(3). 337–349. doi:10.1016/s0891-5849(02)00905-x
26. Бєленічев І.Ф., Левицький Є.Л., Губський Ю.І. Антиоксидантна система захисту організму (огляд). *Совр. пробл. токсикол,* 2002. 3. С. 24–29.

REFERENCES

1. Dekhtiarov P.A., Yevtushenko M.Yu., Sherman I.M. (2008). *Fiziolohiia ryb* [Fish physiology]. K.: Ahrarna osvita. [in Ukrainian].
2. Ganguly S., Paul I. and Mukhopadhayay S.K. (2010). Application and effectiveness of immunostimulants, probiotics, and prebiotics in aquaculture: a review. *Isr. J. Aquacult*. Bamidgeh, 62(3). 130–138.
3. Spring P., Wenk C., Connolly A. and Kiers A. (2015). A review of 733 published trials on Bio-Mos®, a mannan oligosaccharide,and Actigen®, a second generation mannose rich fraction, on farm andcompanion animals. *Journal of Applied Animal Nutrition*. 3. 1–11. doi:10.1017/jan.2015.6
4. Križková L., Ďuračková Z., ŠandulaJ., Sasinková V. and J. Krajčovič. (2001). Antioxidative and antimutagenic activity of yeast cell wall mannans in vitro. *Mutat. Res*. 497. 213–222. doi: 10.1016/s1383-5718(01)00257-1.
5. Chernikova G., Procopenko N. (2017). Slaughter quality of broiler-chickens by prebiotic Actigen using. *Agrobiodiversity for Improving Nutrition,*

Health and Life Quality, 1. 50–53. [in Ukrainian]. doi: 10.15414/agrobiodiversity.2017.2585-8246.50-53
6. Yang Y., Iji P.A., Kocher A., Thomson E., Mikkelsen L.L. and Choct M. (2008). Effects of mannanoligosaccharide in broiler chicken diets on growth performance, energy utilisation, nutrient digestibility, and intestinal microflora. *British Poultry Science*. 49. 186–194. doi:10.1080/00071660801998613.
7. Danny M. Hooge1, Alexis Kiers and Aidan Connolly (2013). Meta-Analysis Summary of Broiler ChickenTrials with Dietary ActigenTM (2009-2012). *International Journal of Poultry Science*. 12 (1). 01–08. doi:10.3923/ijps.2013.1.8.
8. Taylor-Pickard J., McArdle T. and Icely S. (2017). Effect of feeding Actigen™ to sows during gestation and lactation and onpiglet performance. *Journal of Applied Animal Nutrition*. 5(1). 1–4. doi:10.1017/Jan.2017.2
9. Ruslan Tolstykh, Andrii Bahlai, Volodymyr Tkachyk, Yuliia Dvorska (2011). «Aktyhen» pidvyshchuie vmist imunohlobuliniv u molozyvi svynomatok [Actigen increases the content of immunoglobulins in the colostrum of sows]. *Peredova tekhnolohiia.* [Advanced technology]. № 5-6(09-10). pp. 50–51. [in Ukrainian].
10. Mihai Benţea, Aurel Şara, Alina Ani, Aurelian Barbu (2014). The Effects of Prebiotic Products in Fish Nutrition. *Bulletin UASVM Animal Science and Biotechnologies,* 71(2). 271–272. doi:10.15835/buasvmcn-asb:10445
11. *Sverinciuc C., Benţea M. I., Sara A.* (2017). The effects of some fodder additives on growth performance of Siberian sturgeon (*Acipenser baeri*). *Agriculture–Science and Practice*. 1–2 (101–102). 105–109.
12. Torrecillas S., Montero D., Caballero M. J., Robaina L., Maria Jesus Zamorano, Sweetman J., Izquierdo M. (2015). Effects of dietary concentrated mannan oligosaccharides supplementation on growth, gut mucosal immune system and liver lipid metabolism of European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) juveniles. *Fish & Shellfish Immunology*. 42. 508–516. https://doi.org/10.1016/j.fsi.2014.11.033
13. Dobrianska, O.P, Deren, O.V, Hryhorenko, T.V. (2019). *Produktyvni pokaznyky dvolitok koropa pry zastosuvanni v hodivli prebiotyka v umovakh vyroshchuvalnykh staviv* [Productive indices of age-2 carp after application of a prebiotic in their feeding]. *Rybohospodarska nauka* [Fisheries]. 4(50). pp. 95–108. doi:10.15407/fsu2019.04.095. [in Ukrainian].
14. Polishchuk, V.M. (2010). *Vikovi osoblyvosti funktsionuvannia systemy antyoksydantnoho zakhystu krovi strausiv* [Age features of functioning of system of antioxidant protection of blood of ostriches]. *Ukr. biokhim. zhurn* [Ukr. Biochem.journal]. T. 82, № 5. pp. 92–97. [in Ukrainian].
15. Tsekhmistrenko S.I. (2012). *Osoblyvosti vilnoradykalnykh protsesiv u spermi knurivplidnykiv* [Features of free radical processes in the semen of

boars]. Zbirnyk naukovykh prats. Tekhnolohiia vyrobnytstva i pererobky produktsii tvarynnytstva [Collection of scientific works. Technology of production and processing of livestock products], Bila Tserkva. Vyp. 8 (98). pp. 128–131. [in Ukrainian].

16. Rol N.V. (2017). *Vplyv vitaminno-mineralnoi dobavky na stan antyoksydantnoi systemy kroliv* [The effect of vitamin and mineral supplements on the state of the antioxidant system of rabbits]. *Naukovo-tekhnichnyi biuleten Instytutu veterynarnykh preparativ ta kormovykh dobavok* [Scientific and technical bulletin of the Institute of Veterinary Drugs and Feed Additives]. 1. pp. 66–70. [in Ukrainian].
17. Zhang J., Shen H., Wang X., Wu J. and Y. Xue. (2004). Effects of chronic exposure of 2,4-dichlorophenol on the antioxidant system in liver of fresh water fish *Carassius auratus. Chemosphere*. 55. 167–174. doi: 10.1016/j. chemosphere.2003.10.048.
18. Stal'naya I.D. (1977). *Metod opredeleniya dienovoy kon'yugatsii nenasyshchenykh vysshikh zhirnikh kislot* [Method for determination of diene conjugation of unsaturated higher fatty acids]. *Sovremennye metody v biokhimii* [Modern methods in biochemistry] / red. V. N. Orekhovich. M. Meditsina. pp. 63–64. [in Russian].
19. Korobeynikova E.N. (1989). *Modifikatsiya opredeleniya produktov perekisnogo okisleniya lipidov v reaktsii s tiobarbiturovoy kislotoy* [Modification of the determination of lipid peroxidation products in the reaction with thiobarbituric acid]. *Lab. Delo* [Lab. case]. № 7. pp. 8–9. [in Russian].
20. Dubinina E.E., Sal'nikova L.A., Efimova L.F. (1983). *Aktivnost' i izofermentnyy spektr superoksiddismutazy eritrotsitov i plazmy krovi cheloveka* [Activity and isoenzyme spectrum of erythrocyte superoxide dismutase and human blood plasma]. *Lab. Delo* [Lab. case]. № 10. pp. 30–33. [in Russian].
21. Korolyuk M.A., Ivanova L.I., Mayorova I.G. (1988). *Metod opredeleniya aktivnosti katalazy* [Method for determining catalase activity]. *Laboratornoe delo* [Laboratory case]. № 1. pp. 16–19. [in Russian].
22. Bradford M.M. (1976). A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Anal. Biochem*. 72. 248–254. doi: 10.1006/abio.1976.9999.
23. Ayvazyan S.A., Enyukov I.S., Meshalkin L.D. (1983). *Prikladnaya statistika. Osnovy modelirovaniya pervichnoy obrobotki dannykh* [Appliedstatistics. Fundamentals of modeling primary data processing]. M: *Finansy i statistikka*. [Finance and statistics]. 471 p. [in Russian].
24. Tsekhmistrenko S.I. (1999). *Ontohenetychni zminy aktyvnosti superokyddysmutazy v orhanakh travlennia kurchat* [Ontogenetic changes

in superoxide dismutase activity in the digestive organs of chickens]. *Visnyk Bilotserkivskoho derzhavnoho ahrarnoho universytetu: zbirnyk naukovykh prats.* [Bulletin of Bila Tserkva State Agrarian University: a collection of scientific papers]. Bila Tserkva. Vol. 8(2), pp. 189–194. [in Ukrainian].

25. Zelko I.N., Mariani T.J., Folz R.J. (2002). Superoxide dismutase multigene family: a comparison of the Cu, Zn-SOD (SOD_1), Mn-SOD (SOD_2), and EC-SOD (SOD_3) gene structures, evolution, and expression. *Free Radic. Biol. Med.* 33(3). 337–349. doi:10.1016/s0891-5849(02)00905-x
26. Bielenichev I.F., Levytskyi Ye.L., Hubskyi Yu.I. (2002). *Antyoksydantna systema zakhystu orhanizmu (ohliad)* [Antioxidant system of body protection (review)]. *Sovr. probl. Toksykol* [Modern probl. toxicol]. 3. pp. 24–29. [in Ukrainian].

УДК 597.0/5–14
DOI https://doi.org/10.32851/wba.2020.2.12

МИКРОАНАТОМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СТЕПЕНИ ВЛИЯНИЯ СОСТАВА КОРМОВ НА СТРУКТУРУ МЫШЕЧНОЙ ТКАНИ БЕЛОГО АМУРА (*CTENOPHARYNGODON IDELLA* VALENCIENNES, 1844)

Козий М.С. *– д. биол. наук, профессор,*
Государственное высшее учебное заведение
«Черноморский национальный университет имени Петра Могилы»,
kozij67@gmail.com

В статье показаны результаты оценки влияния различных кормов на формирование миометрической мускулатуры у белого амура. Определено, что динамика роста красного и белого мускула зависит от состава корма. Установлено, что наиболее интенсивно растут белые мышечные волокна. Наиболее контрастно это прослеживается при потреблении рыбами корма с оптимизированным составом. У особей опытной группы наблюдалось различие в толщине волокон, которое по сравнению с контрольным аналогом составило 5,6 мкм. На момент завершения эксперимента интенсивность роста белых волокон у рыб была несколько снижена и составляла в разнице 3,6 мкм. На протяжении всего периода кормления красная мышца отличалась невыразительной динамичностью роста (что составило в разнице 1,5 мкм). Данный факт можно объяснить особенностями метаболизма и сократительной активности красной мышечной ткани. Количество стромального компонента в мышечной ткани находится в зависимости от увеличения диаметра поперечного сечения волокон. На фоне роста толщины волокон, количество соединительной ткани в мышцах постепенно сокращается.

При учёте физиологических особенностей роста белой мышцы следует ожидать утолщения волокон за счёт продольного расщепления миофибрилл и активации деления миосателлитоцитов с последующей их трансформацией в сократительные элементы. Использование специальных методов окрашивания позволило выявить в дифференцированных белых волокнах рыб опытной группы содержание небольшого количества миофибрилл. Данная особенность гистологического строения характеризует высокие показатели нежности белого мяса. Обнаруженная повышенная наполняемость миофибриллами красных волокон рыб опытной группы свидетельствует о способности мяса дополнительно удерживать и сохранять биологически связанную воду. Данный факт свидетельствует в пользу качества сочности, что востребовано при технической и кулинарной обработке рыбохозяйственной продукции.

Потребление рыбами неадекватных кормов приводит к уменьшению количества миофибрилл в пределах мышечного волокна. Слабая восприимчивость волокнами цитоплазматических красителей формирует специфическую картину водянистого мяса. Данное обстоятельство указывает на несоответствие нормативным показателям качества рыбохозяйственной продукции и демонстрирует невыполнение одного из условий решения вопроса качества питания.

Полученные результаты экспериментальных исследований могут быть использованы в рыбоводстве при оценке степени влияния разнообразных кормов на интерьерные показатели объектов аквакультуры. Это позволит решать производственные задачи и своевременно находить пути предупреждения возникающих проблем.

Ключевые слова: белая мышца, красная мышца, паренхима, строма, мышечное волокно, рост.

Постановка проблемы. В последние годы на потребительском рынке Украины наблюдается расширение ассортимента рыбохозяйственной продукции. Как правило, официальное оценивание её качества направлено преимущественно на определение безвредности, в связи с чем фактически не затрагивает как идентификации составляющих сырья, так и выявления соответствия продукции существующим нормам [9]. Необходимо также отметить, что органолептическая оценка качества мяса рыб предоставляет истинную информацию далеко не всегда. В данной связи, своевременный и поэтапный микроанатомический мониторинг с последующим анализом является надёжным и объективным методом контроля состояния организма [10].

Гистологический анализ представляет собой метод прямого определения истинного состава и состояния органов рыб. Он принадлежит к числу достаточно давно известных. При своём широком применении в биологических исследованиях, в рыбоводстве метод используется весьма нечасто, так как работа с тканями рыб отличается специфичностью. Микроскопированию подвергаются объекты после технологического воздействия [9], либо нативный материал [10]. В отличие от микроанатомических исследований продуктов питания, изучение нативных тканей позволяет адекватно судить о направленности механизмов и связанных с ними изменений, происходящих в отдельных органах рыб. Таким образом, на основе знаний морфологических особенностей различных тканевых структур представляется возможным не только установить факт тканевой или клеточной модификации, но и определить степень оптимальности или негативности воздействия фактора.

Анализ последних исследований и публикаций. Наблюдающееся в пределах акваторий Украины сокращение численности популяций промысловых видов рыб провоцирует возникновение ряда проблем, нуждающихся в рациональном и интенсивном решении. Существующий потенциал к восстановлению утраченных объёмов рыбной продукции основывается на интенсификации производства специализированных рыбохозяйственных комплексов [5, 7]. Известно также, что внедрение ценных видов в аквакультуру ощутимо сдерживается дефицитом качественного рыбопосадочного материала, получение которого часто трудноосу-

ществимо даже в соответствующих стандартам условиях содержания и кормления [2]. В данной ситуации, важной составляющей экспериментов по изучению действия составляющих кормов на развитие и рост молоди рыб является контроль состояния естественной резистентности организма [3; 11]. В конечном итоге, при повышении физиологического статуса рыб достигается обеспечение требуемого количества мясной продукции и, что немаловажно, её качества. Исходя из этого, возможность получения данных о процессах формирования мускулатуры рыб в индустриальных условиях и оперирование ими в целях устранения и корректировки отдельных производственных недостатков определяет актуальность выбранного направления.

Постановка задания и методы исследования. В основу данной работы легли результаты исследований, проведенных в весенний период 2020 г. на кафедре водных биоресурсов и аквакультуры ХГАУ. В моделирующем эксперименте, поставленном с целью изучения воздействия составляющих кормов на микроструктурную организацию миометрической мускулатуры, по принципу аналогов были сформированы две группы: контрольная и опытная, численностью 12 особей каждая. В целях проведения сравненительного анализа действия качества корма, отдельно была сформирована группа рыб (12 особей), получавших неадекватный корм. Принадлежность к полу во всех случаях не учитывалась.

Первая группа получала исключительно естественную пищу (в соответствии с особенностями питания вида); вторая – оптимизированный корм следующего состава (40 % естественной пищи + 60 % искусственного корма). Искусственный корм имел следующий состав: шрот соевый (20 %), шрот подсолнечный (20 %), ячмень (10 %), пшеница (10 %), горох (15 %), мука травяная (6 %), мука рыбная (4 %), дрожжи (5 %), отруби пшеничные (4 %), мел (1 %), премикс «Бустерпэк» (5 %). Отдельная группа получала корм, идентичный по составу последнему, но с грубым нарушением технологии хранения.

Кормление подопытных сеголеток белого амура проводили в аквариальных условиях, при температуре воды 22-23°С. По истечении 40 суток от начала эксперимента изучали гистологические показатели волокон красной и белой туловищной мускулатуры. С целью соблюдения чистоты эксперимента, из миомеров туловища рыб предварительно забирались биопсийные пробы, что позволило максимально унифицировать исходные гистологические показатели мышечных волокон. Численность выборки для каждой группы составила 8 особей.

Обработку полученного материала проводили с помощью авторского оборудования и оригинальных методик, специально адаптированных для гистологической диагностики тканей гидробионтов [4].

Точные исследования были выполнены с привлечением оптической аппаратуры высокого класса («E. Leitz – Diaplan», Plan-Apochromat-10-IRIS; «K. Zeiss – Axioplan», Plan-Apochromat-10, Германия).

Биометрические исследования тканей выполнены согласно общепринятым методикам [1].

Полученные результаты обрабатывали методом вариационной статистики с использованием пакета прикладных программ «Microsoft Excel» с акцентированием внимания на ошибках средних величин [6].

Изложение основного материала исследования. Результаты исследований мышц подопытных рыб показали, что гистологическая структура красного и белого мускула однотипна – волокна собраны в отдельные пучки и окружены прослойками соединительной ткани. Вместе с тем, волокна разнообразны по своим формам и размерам, отличаются гистоархитектоникой ядер и толщиной, в особенности – динамикой роста (табл. 1, 2).

Таблица 1. **Гистологические особенности белого и красного мускула сеголеток белого амура, M±n, n=8**

Группа	Белая мышца			Красная мышца		
	диаметр волокна, мкм	соотношение, %		диаметр волокна, мкм	соотношение, %	
		паренхима	строма		паренхима	строма
начало эксперимента						
контрольная	22,3±0,19	67,2±0,78	32,8±0,45	18,4±0,19	84,2±0,09	15,8±0,17
опытная	22,8±0,14	66,3±0,56	33,7±0,92	18,1±0,37	85,5±0,32	14,5±0,19
40 суток						
контрольная	28,4±0,31*	73,4±0,68*	26,6±0,39*	21,2±0,39	87,7±0,97	12,3±0,77
опытная	34,0±0,18**	80,3±0,35**	19,7±0,54**	22,4±0,78*	92,6±0,58**	7,4±0,10**

Примечание: *P<0,05; **P<0,01;

Проба ткани взята на уровне 10-го миотома (локус боковой линии).

Судя по данным таблицы 1, спустя 40 суток от начала эксперимента толщина белых мышечных волокон у рыб опытной группы отличалась от контрольного аналога на 5,6 мкм. Красная мышца, на фоне возрастания числа волокон, в протяжение всего эксперимента отличается менее выразительными показателями их утолщения (2,8 и 4,3 мкм соответственно). Полученные результаты находят объяснение в различных типах метаболизма и сократительной активности.

Опираясь на данные сравнительного анализа таблицы 2, можно сказать что на 40-е сутки эксперимента у рыб опытной группы развитие белой мышечной ткани происходит с достаточной интенсивностью. Как видно, доля доминирующего класса включает значительный объём – 34 % от общего числа вариант выборки, что на 6 % превосходит показатели кон-

трольного аналога. Смещение модального класса (показатели встречаемости) вправо является свидетельством присутствия в мышечной ткани большего количества утолщённых волокон. Примечательно, объём правого (лимитирующего) класса также значителен (30 %), что бесспорно характеризует высокие показатели ростовой активности белой миометрической мускулатуры. Следует отметить, что плавное правостороннее смещение модальных классов в ряду «контрольная группа … опытная группа» отражает поступательную тенденцию активности ростовых процессов мышечных пучков, что присуще в заключительной фазе эксперимента.

Таблица 2. **Динамика роста белой и красной мышцы однолетних особей белого амура, M±n, n=8**

Группа	Белая мышца		Красная мышца	
	диаметр волокна, мкм	частота встречаемости, %	диаметр волокна, мкм	частота встречаемости, %
начало эксперимента				
контрольная	20; 21; **22**; 23; 24	7; 11; **42**; 25; 15	16; 17; **18**; 19; 20	10; 20; **29**; 24; 17
опытная	20; 21; **22**; 23; 24	6; 12; 40; **26**; 16	16; 17; **18**; 19; 20	12; 22; **31**; 18; 18
40 суток				
контрольная	26; 27; **28**; 29; 30	3; 6; **38**; 25; 28	17; 18; **19**; 17; 18	16; 17; **31**; 20; 16
опытная	32; 33; **34**; 35; 36	4; 7; 14; **45**; 30	20; 21; **22**; 21; 22	18; 19; **32**; 15; 16

Согласно данным таблицы 2, динамичность ростовых процессов красной мышцы в ряду «контрольная группа … опытная группа» в протяжение всего периода кормления сравнительно невысока. Свидетельством тому является медиальное положение модальных классов при их сравнительно небольших объёмах в общем числе вариант выборки (31 % и 32 % соответственно), что характеризует весьма умеренный темп роста.

Количество стромального (мускульного) компонента в ткани зависит от увеличения размеров волокон, происходящего за счёт продольного расщепления миофибрилл. Специфичность роста мышц рыб сеголеток состоит также в пролиферации сопутствующих волокнам миосателлитоцитов, что количественно определяет ростовой «резервный» фонд. Особенности гистологического строения мышечной ткани рыб показано на рисунке 1.

Как видно из рисунка 1, в белой мышце рыб контрольной группы волокна в пределах пучков расположены рыхло, между ними обнаруживается большое количество соединительной ткани. Волокна отличаются значительной вариабельностью толщины. Периферически ориентированные ядра мелкие и уплощённые, располагаются в саркоплазме равномерно. У рыб опытной группы фиксируется уплотнение мышечных пучков, что происходит за счёт роста мышечных волокон в толщину при сокращении в межпучковом пространстве стромального компонента. Наиболее круп-

ные мышечные волокна в поперечном сечении полигранные. Присутствие межпучковых коллагеновых волокон не обнаружено.

Проведенный по принципу аналогов сравнительный анализ гистологической структуры красной мышцы показал, что у особей контрольной группы в мышечных пучках присутствует небольшое количество волокон с малыми значениями диаметра.

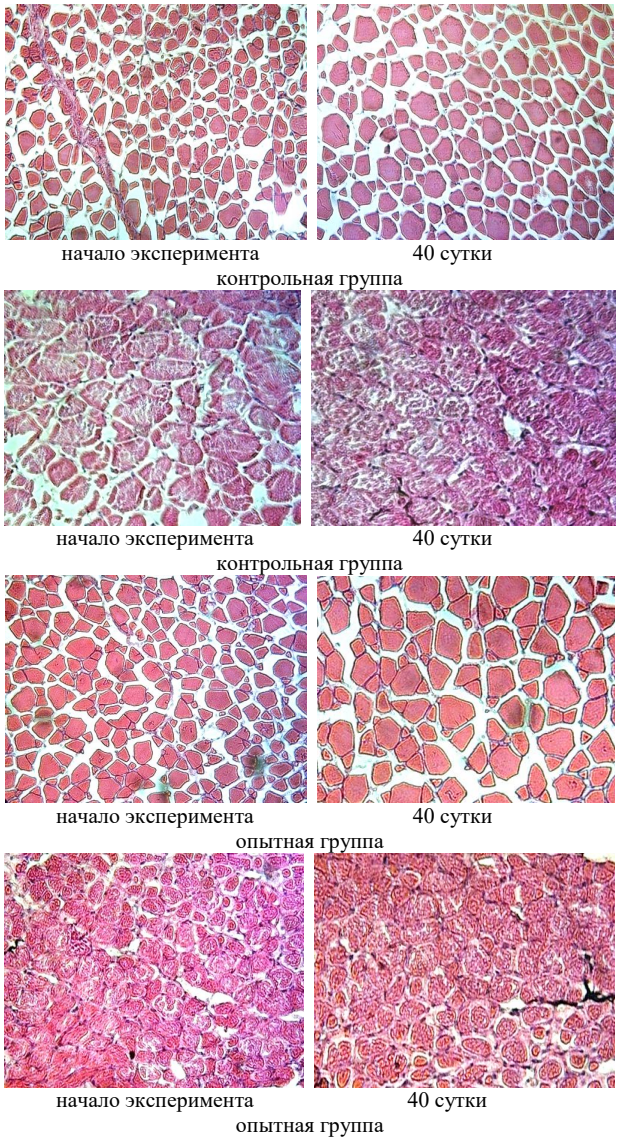
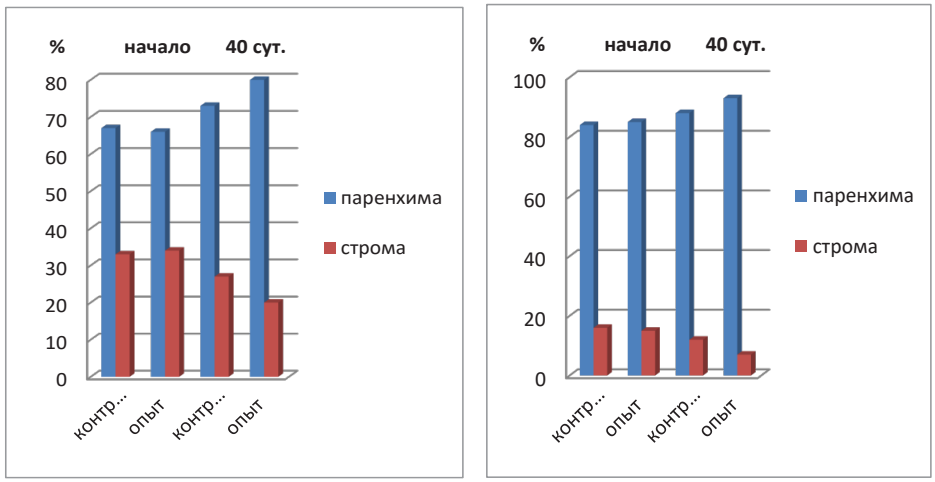


Рис. 1. **Гистологическое строение мышечной ткани сеголеток белого амура. Гематоксилин Бёмера, фукселин Харта (в модификации). Х80; Х120**

Количество стромального компонента в пучках весьма незначительно. У рыб опытной группы утолщение мышечных волокон невыразительно. При сравнительно плотном их взаиморасположении, на гистосрезах наблюдается присутствие отдельных мышечных элементов с малыми значениями диаметра. Мышечные пучки отличаются ещё меньшим количеством волокнистой соединительной ткани. Наблюдаемый во всех случаях стереотипный внешний вид ядер, особенность их топографии прямо свидетельствуют об отсутствии в мышцах признаков старения.

Мониторинг состояния соотношения паренхиматозного и стромального компонентов имеет немаловажное практическое значение. Согласно полученным данным, в протяжение всего срока эксперимента количество соединительной ткани в обоих типах мышц постепенно сокращается. Динамика составляющих мышечной ткани представлена на рисунке 2.



А **Б**

Рис. 2. **Изменение соотношения паренхиматозного и стромального компонентов в белой (А) и красной (Б) мышцах сеголеток белого амура**

Сравнительный анализ гистограмм, отражающих динамику развития белой мышцы позволяет заключить, что в финальном этапе периода кормления рыб опытной группы на долю паренхиматозного компонента приходится 80 %, что превышает показатели контрольного аналога на 7 %. Объёмы классов в отношение красной мышцы весьма значительны, но различаются не столь контрастно (88 % и 93 % соответственно).

Учитывая особенности роста белой мышцы, в прогнозе следовало ожидать, что при питании рыб кормом оптимизированного состава произойдёт утолщение мышечных волокон как за счёт продольного их расщепления, так и активации пролиферативных процессов в сопут-

ствующей популяции миосателлитоцитов. Специфическое окрашивание гистологических срезов белой мышцы опытных рыб насыщенным раствором модифицированного фукселина Харта позволило выявить в дифференцированных волокнах содержание сравнительно небольшого количества миофибрилл. В сочетании с незначительным содержанием стромального компонента, указанное качество характеризует высокие показатели нежности белого мяса. В то же время, повышенная «фибриллярная наполняемость» волокон усиливает способность красного мяса удерживать и в дальнейшем сохранять биологически связанную воду, что весьма востребовано при технической и кулинарной обработке. Таким образом, при согласовании с данными рисунка 1, можно заключить, что красное мясо рыб опытной группы более сочное, чем у контрольного аналога.

Практика показывает, что приведенные выше закономерности не находят подтверждения при гистологической оценке качества мяса рыб, получавших неадекватные корма. Микрокартина трансформации миометрической мускулатуры, как результат потребления особями такого корма, демонстрируется на рисунке 3.

Как видно из содержания рисунка 3, в мышечной ткани обнаруживаются характерные признаки аномального развития составляющих. Волокна в поперечном сечении преимущественно неправильной эллиптической формы, узкие, содержат мало ядер, что однозначно указывает на сбой ростовых процессов. Преобладание в мышечных пучках стромального компонента свидетельствует о дисбалансном замещении структурных составляющих ткани.

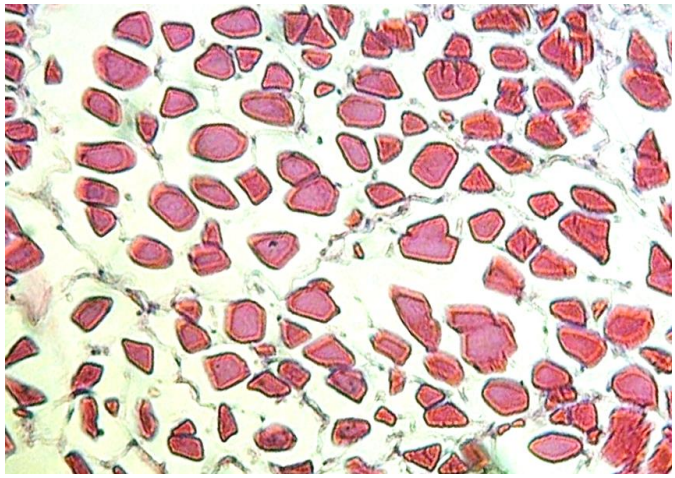


Рис. 3. **Гистологическое строение белой мышцы сеголеток белого амура. Корм низкого качества. Гематоксилин Бёмера, фукселин Харта (в модификации). Х200**

При анализе содержания рисунка 3 обращает на себя внимание неравномерная восприимчивость отдельными волокнами цитоплазматического красителя. Специфическая картина возникает на фоне недостаточного количества миофибрилл и, как выяснилось, их хаотического сосредоточения в волокне. Как правило, в отсутствие достаточной «фибриллярной наполняемости» волокна проявляется характерная ахромазия, что диагностируется как гидратация саркоплазмы («водянистое мясо») и позволяет при этом сделать заключение о низком качестве продукции.

Выводы и предложения. Следствием получения рыбой корма улучшенного состава явилось увеличение значений диаметра мышечных волокон, уменьшение доли стромального компонента, что определило приобретение тканью улучшенных показателей сочности и нежности. При гистологической оценке мяса рыб, получавших некачественный корм, фиксируется своеобразная его «водянистость», что определяется специфическими методами окрашивания. Гидратация саркоплазмы возникает вследствие недостаточной «фибриллярной наполняемости» мышечных волокон. Полученные данные не соответствуют нормативным показателям и демонстрируют при этом невыполнение одного из условий решения проблемы качественного питания. Основные материалы, вытекающие из результатов исследований, могут быть использованы при оценке степени влияния разнообразных кормов на интерьерные показатели рыб, что позволит не только профессионально решать имеющиеся проблемы, но и своевременно находить методы их предупреждения.

МІКРОАНАТОМІЧНА ОЦІНКА СТУПЕНЯ ВПЛИВУ СКЛАДУ КОРМІВ НА СТРУКТУРУ М'ЯЗОВОЇ ТКАНИНИ БІЛОГО АМУРА (*CTENOPHARYNGODON IDELLA* VALENCIENNES, 1844)

Козій М.С. *– д.біол.н., професор,*
Державний вищий навчальний заклад «Чорноморський національний університет імені Петра Могили»,
kozij67@gmail.com

У статті показані результати оцінки впливу різних кормів на формування миометричної мускулатури у білого амура. Визначено, що динаміка зростання червоного і білого м'язів залежить від складу корму. Встановлено, що найбільш інтенсивно ростуть білі м'язові волокна. Найбільш контрастно це простежується при споживанні рибами кормів з оптимізованим складом. У особин дослідної групи спостерігалося розходження в товщині волокон, яке в порівнянні з контрольним аналогом склало 5,6 мкм. На момент завершення експерименту інтенсивність

росту білих волокон у риб була дещо знижена і складала в різниці 3,6 мкм. Протягом всього періоду годування червоний м'яз відрізнявся невиразною динамічністю росту (що склало в різниці 1,5 мкм). Даний факт можна пояснити особливостями метаболізму і скоротливою активністю червоної м'язової тканини. Кількість стромального компонента в м'язовій тканині залежить від збільшення діаметра поперекового перерізу волокон. На тлі зростання товщини волокон, кількість сполучної тканини в м'язах поступово скорочується.

При обліку фізіологічних особливостей росту білого м'язу слід очікувати потовщення волокон за рахунок поздовжнього розщеплення міофібрил і активації поділу миосателлітоцитів із подальшою їх трансформацією у скоротливі елементи. Використання спеціальних методів фарбування дозволило виявити вміст в диференційованих білих волокнах риб дослідної групи невеликої кількості міофібрил. Дана особливість гістологічної будови характеризує високі показники ніжності білого м'яса. Підвищена наповнюваність миофибриллами червоних волокон риб дослідної групи, що була виявлена, свідчить про здатність м'яса додатково утримувати і зберігати біологічно зв'язану воду. Даний факт свідчить на користь якості соковитості, що є затребуваним при технічній і кулінарній обробці рибогосподарської продукції.

Споживання рибами неадекватних кормів призводить до зменшення кількості міофібрил в межах м'язового волокна. Слабка сприйнятливість волокнами цитоплазматичних барвників формує специфічну картину зволоженого м'яса. Дана обставина вказує на невідповідність нормативним показникам якості рибогосподарської продукції і демонструє невиконання однієї з умов вирішення питання якості харчування.

Отримані результати експериментальних досліджень можуть бути використані в рибництві при оцінці ступеня впливу різноманітних кормів на інтер'єрні показники об'єктів аквакультури. Це дозволить вирішувати виробничі завдання, також своєчасно знаходити шляхи попередження виникаючих проблем.

Ключові слова: білий м'яз, червоний м'яз, паренхіма, строма, м'язове волокно, ріст.

MICROANATOMIC ASSESSMENT DEGREES OF INFLUENCE OF FEED COMPOSITION ON THE STRUCTURE OF THE MUSCLE TISSUE OF *CTENOPHARYNGODON IDELLA*

Kozij M.S. *– Doctor of Biology sciences, Professor,*
State higher educational institution Petro Mohyla Black Sea National University,
kozij67@gmail.com

The article shows the results of assessing the effect of various feeds on the formation of myometric muscles in grass carp. It has been determined that the dynamics of the growth of red and white muscles depends on the composition of the feed. It has been found that white muscle fibers grow most intensively. This is most pronounced when fish consume feed with an optimized composition. In individuals of the experimental

group, there was a difference in the thickness of the fibers, which, in comparison with the control analogue, was 5,6 μm. At the end of the experiment, the growth rate of white fibers in fish was slightly reduced and amounted to a difference of 3,6 μm. Throughout the entire feeding period, the red muscle was characterized by inexpressive dynamism of growth (which amounted to a difference of 1,5 μm). This fact can be explained by the peculiarities of metabolism and contractile activity of red muscle tissue. The amount of stromal component in muscle tissue depends on the increase in the diameter of the fiber cross-section. Against the background of increasing fiber thickness, the amount of connective tissue in the muscles gradually decreases.

Taking into account the physiological characteristics of the growth of the white muscle, thickening of the fibers should be expected due to the longitudinal splitting of myofibrils and the activation of division of myosatellitocytes with their subsequent transformation into contractile elements. The use of special staining methods made it possible to reveal the content of a small amount of myofibrils in the differentiated white fibers of the fish of the experimental group. This feature of the histological structure characterizes the high tenderness of white meat. The revealed increased filling of red fibers with myofibrils of fish from the experimental group indicates the ability of meat to additionally retain and retain biologically bound water. This fact testifies in favor of the quality of juiciness, which is in demand in the technical and culinary processing of fishery products.

The consumption of inadequate food by fish leads to a decrease in the number of myofibrils within the muscle fiber. Weak susceptibility to fibers of cytoplasmic dyes forms a specific picture of watery meat. This circumstance indicates a discrepancy with the normative indicators of the quality of fishery products and demonstrates the failure to fulfill one of the conditions for resolving the issue of nutritional quality.

The obtained results of experimental studies can be used in fish farming to assess the degree of influence of various feeds on the interior indicators of aquaculture objects. This will allow solving production problems and timely finding ways to prevent emerging problems.

Keywords: white muscle, red muscle, parenchyma, stroma, muscle fiber, growth.

ЛИТЕРАТУРА

1. Автандилов Г.Г. Морфофункциональные методы исследования в норме и патологии. Киев: Здоровье, 1983. 168 с.
2. Богерук А.К. Маслова Н.И. Рыбоводно-биологическая оценка продуктивных качеств племенных рыб (на примере карпа). Москва: ФГНЦ «Росинформагротех», 2002. С. 39–40.
3. Гилберт С. Биология развития. Москва: Мир, 1994. Т. 2. 235 с.
4. Козий М.С. Оценка современного состояния гистологической техники и пути усовершенствования изучения ихтиофауны. Херсон, Олди-плюс, 2009. 310 с.
5. Лагуткина Л.Ю. Создание кормов на основе биомассы растительного и животного планктона прудовых экосистем для объектов тепловодной аквакультуры. *Известия Самарского научного центра Российской академии наук,* 2010. Т. 12. № 1(3). С. 748–753.
6. Плохинский Н.А. Руководство по биометрии для зоотехников. Москва: Колос, 1969. 255 с.

7. Скляров В.Я. Корм и кормление рыб в аквакультуре. Москва: ВНИРО, 2008. С. 56–58.
8. Хвыля С.И. Микроструктурный анализ мяса и мясных продуктов. Саратов, СГАУ. 2008. 132 с.
9. Хвыля С.И. Определение дисперсности продуктов детского питания гистологическим методом. *Мясная индустрия*, 2010. № 11. С. 33–36.
10. Хвыля С.И. Стандартизованные гистологические методы оценки качества мяса и мясных продуктов. *Все о мясе*, 2011. № 6. С. 32–35.
11. Яржомбек А.А. Временные рекомендации по определению физиологического состояния рыб по физиолого-биохимическим данным. Москва: 1981. 54 с.

REFERENCES

1. Avtandilov G.G. (1983). Morfofunkczionalnye metody issledovaniya v norme i patologii. Kyiv: Zdorov`e, 1983. 168 p. [in Russian].
2. Bogeruk A.K. Maslova N.I. (2002). Rybovodno-biologicheskaya oczenka produktivnykh kachestv plemennykh ryb (na primere karpa). Moscow: FGNCz «Rosinformagrotekh», 2002. P. 39-40. [in Russian].
3. Gilbert S. Biologiya razvitiya. (1994). Moscow: Mir, 1994. T. 2. 235 p. [in Russian].
4. Kozij M.S. (2009). Oczenka sovremennogo sostoyaniya gistologicheskoj tekhniki i puti usovershenstvovaniya izucheniya ikhtiofauny. Kherson, Oldi-plyus, 2009. 310 p. [in Russian].
5. Lagutkina L.Yu. (2010). Sozdanie kormov na osnove biomassy rastitelnogo i zhivotnogo planktona prudovy`kh ekosistem dlya obektov teplovodnoj akvakultury. *Izvestiya Samarskogo nauchnogo czentra Rossijskoj akademii nauk*, 2010. T. 12. № 1(3). P. 748–753. [in Russian].
6. Plokhinskij N.A. (1969). Rukovodstvo po biometrii dlya zootekhnikov. Moscow: Kolos, 1969. 255 p. [in Russian].
7. Sklyarov V.Ya. (2008). Korm i kormlenie ryb v akvakulture. Moscow: VNIRO, 2008. P. 56–58. [in Russian].
8. Khvylya S.I. (2008). Mikrostrukturnyj analiz myasa i myasnykh produktov. Saratov, SGAU. 2008. 132 p. [in Russian].
9. Khvylya S.I. (2010). Opredelenie dispersnosti produktov detskogo pitaniya gistologicheskim metodom. *Myasnaya industriya*, 2010. № 11. P. 33–36. [in Russian].
10. Khvylya S.I. (2011). Standartizovanny`e gistologicheskie metody oczenki kachestva myasa i myasny`kh produktov. *Vse o myase*, 2011. № 6. P. 32–35. [in Russian].
11. Yarzhombek A.A. (1981). Vremenny`e rekomendaczii po opredeleniyu fiziologicheskogo sostoyaniya ryb po fiziologo-biokhimicheskim dannym. Moscow: 1981. 54 p. [in Russian].

УДК 639.3.
DOI https://doi.org/10.32851/wba.2020.2.13

РЕЗУЛЬТАТИВНІСТЬ ВИРОЩУВАННЯ МАЛЬКІВ СТЕРЛЯДІ (*ACIPENSER RUTHENUS*) В БАСЕЙНАХ ЗА РІЗНОГО РЕЖИМУ ГОДІВЛІ

[1]***Корнієнко В.О.*** *– к.с.-г.н., доцент,*
[1]***Оліфіренко В.В.*** *– к.вет.н., доцент,*
[2]***Рожков В.В.*** *– к.с.-г.н., доцент,*
[1]*Херсонський державний аграрно-економічний університет,*
[2]*Дніпровський державний аграрно-економічний університет,*
frank438@ukr.net, pavelolifirenko@gmail.com, bushuev.aqua@ukr.net

У даній статті нами розглянуті результати експериментальних робіт з вивчення впливу окремих еколого-технологічних параметрів на якість посадкового матеріалу стерляді в басейнах при вирощуванні з різною величиною добового кормового раціону. В ході постановки прямого експерименту було сформовано чотири варіанти із різною відносної величиною добового раціону в межах 30–60 % від маси тіла молоді. Матеріалом досліджень виступали мальки стерляді. Формування дослідних груп і підрахунок проводилося за принципом груп-аналогів методом еталонів, із щільністю посадки мальків в 2,0 тис. екз/м^2 та двократною повторністю варіантів. Головними результуючими критеріями були прийняті виживаність мальків, досягнення оптимальних екстер'єрних показників та рибопродуктивність.

Проведений аналіз впливу величини добового раціону годівлі на ефективність вирощування мальків стерляді дозволив зазначити, що доведення відносного об'єму добового раціону при годівлі молоді до 40–50 % від маси тіла у межах температури води 18–22°С позитивно впливає на виживаність,темп росту та ефективність використання кормів на ріст. Середня маса мальків зростає на 5,57–8,01 %, рибопродуктивність – на 18–24 %. Подальше збільшення відносного об'єму добового раціону до 60 % від маси тіла за головними рибогосподарськими показниками не перебільшує вище згаданих варіантів.Найбільш високі показники коефіцієнту масонакопичення були характерні для експериментальних груп, в яких відносний об'єм добового раціону складав 50 % від маси тіла. Максимальні показники коефіцієнту масонакопичення мальків стерляді для даного варіанту складали в залежності від групи 0,52–0,61. Ефективність використання кормів личинками та мальками інших варіантів була суттєво нижчою,максимальні значення коефіцієнту масонакопичення коливалися в межах 0,35–0,39.

Результати досліджень суттєво вдосконалюють технологію вирощування посадкового матеріалу *Acipenser ruthenus*в умовах рибничих господарств.

Ключові слова: стерлядь, личинки, виживаність, рибопродуктивність, темп росту, вирощування в басейнах.

Постановка проблеми. Сучасна орієнтація світового осетрівництва спрямована в першу чергу на збереження і нарощування чисельності популяцій осетроподібних в межах природного ареалу мешкання та створення спеціалізованих форм аквакультури по штучному відтворенню та вирощуванню товарної продукції. Враховуючи, що осетрові мають тривалий життєвий цикл, наочна доцільність як підтримання їх чисельності в природних і трансформованих умовах, а для задоволення потреб населення – вирощування в класичних ставових тепловодних рибничих господарствах і спеціалізованих підприємствах, орієнтованих на індустріальні методи культивування. Поряд з цим, різноманітні абіотичні і біотичні особливості природних та трансформованих водойм відкривають широкі можливості для формування і штучного підбору оптимального складу іхтіофауни з участю осетроподібних [1–3]. Останні десятиріччя характеризуються посиленням техногенного та антропогенного навантаження на природні екосистеми, зокрема ті, що існують головним чином в межах водного середовища. Тиск нераціонального промислу та забруднююча діяльність виробничого процесу людства викликали в підсумку перерозподіл якісно – кількісних характеристик абіотичних та біотичних складових гідроекосистем [4–7]. Це призвело як до практичного зникнення одних видів так і до скорочення чисельності інших. Найбільш цінними, в минулому масовими промисловими, видами в іхтіофауні Дніпровсько-Бузької естуарної екосистеми є осетрові. В сучасності всі види осетрових, що мешкають в акваторіях України, знаходяться на межі зникнення і внесені до Червоної Книги України [4; 8]. При цьому результативність природного поновлення чисельності осетрових в наших водоймах є вельми проблематичною із огляду не тільки низької чисельності природних стад, так і у зв'язку із практично повною відсутністю нерестовищ [4; 6]. Відтворення чисельності природних осетрових можливе виключно за умов штучного відтворення осетрових на рибничих заводах і заселення в природні водойми значної кількості життєстійкої молоді цих видів [6; 9]. Вирішення багатьох еколого-технологічних проблем і забезпечення відповідних господарствякісним рибопосадковим матеріалом дозволить у реальній перспективі суттєво підвищити ефективність відчизняного осетрівництва, задовольнить попит на дану продукцію у населення та зменшить промисловий тиску на природні популяції [1; 3; 10].

Вирощуванні личинок осетрових до життєстійких стадій в будь-яких рибничих господарствах є однією з найбільш складних технологічних задач, які потребують особливої уваги як науковців так і виробничників. При цьому вельми важливим є вибір характеру годівлі личинок, що визначатиме результативність усього процесу вирощування. В цьому плані суттєве значення відіграють питання, пов'язані із величиною добового

раціону і кратністю його внесення в басейни. З однієї сторони ці моменти повинні максимально повно відображати особливості живлення осетроподібних молодших вікових груп в природних умовах, а з іншої – бути економічно вигідними в плані витрат кормів на ріст та затрат часу на ті чи інші технологічні операції [1; 3; 9; 10]. Це викликало необхідність проведення спеціальних досліджень для вирішення питань, які необхідно враховувати в технологічних процесах для їх вдосконалення.

Аналіз досліджень та публікацій. При вирощуванні молоді осетрових у басейнах їх годівля здійснюється як живими, так і штучними кормами. В природних умовах головними об'єктами живлення молоді осетрових при переході на активне живлення є зообентосні організми: олігохети, поліхети, гамариди, мізіди, лялечки хірономід, дещо меншу роль відіграє зоопланктон [1; 3; 9]. Склад кормових об'єктів визначає спектр вибору кормів, які застосовують для годівлі молоді осетрових в басейнах. Найчастіше використовуються культивовані черви – олігохети та планктонні ракоподібні. Вирощування молоді осетрових на одній будь-якій культурі приводить до фізіологічної неповноцінності вирощеної молоді. Так, вирощування молоді осетра та севрюги лише на одних олігохетах призводить до порушення обміну речовин, зниження долі зольних елементів в тілі, зниження рухомості, падіння показників гемоглобіну у крові, пов'язане із значним вмістом жиру та зменшеним вмістом біологічно активних речовин в олігохетах [1; 9]. При вирощуванні на одних ракоподібних різко знижується вгодованість та темп росту [1; 3].

Надзвичайно важливо своєчасно розпочати годівлю молоді достатньою кількістю доступного корму в період змішаного живлення до переходу на активне живлення [3; 9]. Наявність в басейнах корму до переходу на зовнішнє живлення стимулює початок вживання і не тільки дозволяє запобігати наднормативному відходу молоді в цей період, а й позитивно впливає на ріст молоді в подальшому. При вирощуванні посадкового матеріалу для зариблення товарних господарств на початкових етапах вирощування личинок годують природними кормами. Починаючи з 6–8-ї доби вирощування,личинок привчають до штучного корму із поступовим збільшенням обіму добового раціону [11]. Кратність годівлі живими кормами видоспецифічна і залежить від інтенсивності переварювання кормових організмів. В середньому добову дозу для личинок і мальків російського осетра прийнято задавати в чотири-шість разів. Для севрюги – шість –вісім разів [3; 9]. Натомість даних по кратності годівлі личинок та мальків стерляді в басейнах при вирощуванні посадкового матеріалу для зариблення природних водойм дуже обмаль.

Доказано, що вплив особливостей годівлі на життєздатність молоді осетрових визначається не тільки складом кормових компонентів, а й вели-

чиною добового раціону. Встановлено, що зростання величини середньодобового раціону молоді російського осетра із 30 до 50 % маси тіла викликало достовірне прискорення темпу росту личинок. Найбільший приріст спостерігався при збільшенні раціону в межах 30–40 %, а в подальшому швидкість росту змінювалась незначно [3; 9; 12].

Постановка завдання. Від режиму годівлі, його величини та якісного складу залежать не тільки можливості реалізації молоддю осетрових потенції росту та накопичення маси, а й фізіологічний стан личинок та мальків, від якого в значній мірі залежить подальша виживаність та темп росту при вирощуванні в ставах. Із застосуванням існуючих технологій при годівлі молоді стерляді дніпровської популяції в експериментальних умовах із початком переходу на змішане живлення і, особливо, в період зовнішнього живлення при вирощуванні в басейнах за різнихеколого-технологічних умов спостерігалася однакова тенденція до наднормативної загибелі личинок та мальків. У цьому зв'язку вивчення впливу характеру годівлі на ефективність вирощування личинок стерляді до життєстійких стадій набуває виключного значення.

Матеріали і методи досліджень. Спеціальні дослідження акцентували увагу на визначенні оптимальної відносної величини добового раціону при вирощуванні мальків стерляді в басейнах. В ході проведення експерименту було сформовано чотири варіанти із різною відносної величиною добового раціону в 30, 40, 50 та 60 % від маси тіла молоді. За контроль виступали виробничі басейни з відносної величиною добового раціону в 20 %. Формування експериментальних груп проводили за принципом груп аналогів методом еталонів із двократною повторністю варіантіввід самок одного циклу інкубації [13; 14]. Для проведення експерименту при формуванні груп було використано мальків стерляді середньою масою 116,0±15,4 мг. Підготовчий період складав 20 діб, розрахунковий – 9 діб. Під час підготовчого періоду вся молодь стерляді вирощувалася із однаковою щільністю посадки вільних ембріонів у 2,0 тис. екз/м^2, годівля личинок та мальків здійснювалася живими кормами (дафнією та олігохетами) із розрахунку 40–50 % від маси тіла. Базою експерименту виступали круглі бетонні басейни системи Кубаньрибвод з площею дна 5 м^2. Щільність посадки мальків складала 2,0 тис. екз/м^2.

Контроль фізико-хімічного режиму басейнів здійснювали згідно з відомими рекомендаціями [15]. Аналіз темпу росту дослідної молоді здійснювався один раз на три доби шляхом зважування 15-20 екземплярів молоді з кожного експериментального басейну. Зважування проводилося на аналітичних терезах з точністю до 0,1 мг. Основними результативними критеріями впливу особливостей годівлі на якість отриманого молодняку були виживання личинок, досягнення оптимальних рибничих показників

досліджуваного матеріалу, рибопродуктивність. Показники розраховувались методом прямого обліку [13].

Дані представлені як середні значення та стандартна похибка (x ± SE). Статистичний аналіз проводили за допомогою дисперсійного аналізу (одностороння ANOVA). Значення $P < 0,05$ вважали статистично значущим. Різниці між значеннями визначали за допомогою корекції Бонферроні. Аналіз дисперсії впливу технологічних та екологічних факторів на ріст личинок проводили за допомогою MANOVA.

Результати досліджень. Спостереження за абіотикою басейнів в період проведення експерименту показали, що головні хімічні та фізичні фактори середовища не виходили за межі допустимих норм і не впливали суттєво на хід експерименту (табл. 1).

Показниками жорсткості води та перманганатної окиснюваності спостережень коливались у межах 3,7–5,4 мг екв/дм^3 та 8,4–10,3 мгO_2/дм^3, концентрація хлоридів знаходилася в межах 53–92 мг/дм^3, сульфатів коливалася в межах 34–51 мг/дм^3.

Температура води в басейнах змінювалася від 18,2 до 22,3°С із коливаннями середньодобових показників в межах 19,7-21,9°С (табл. 2).

Таблиця 1. **Окремі показники хімічного складу води дослідних ємностей при вирощування мальків стерляді**

Показники	коливання	середнє
CO_2, мг /дм^3	3,7 – 5,2	4,23
Жорсткість, мг-екв/ дм^3	3,7 – 5,4	3,89
Перманганатна окислюваність, мгO_2/ дм^3	8,4 – 10,3	9,2
HCO_3^-, мг-екв/ дм^3	2,2 – 4,3	3,40
Cl^-, мг / дм^3	53 – 92	41,3
SO_4^-, мг / дм^3	34 – 51	43,5
PO_4^-, мгР / дм^3	0,25 – 0,36	0,28
NO_2^-, мг / дм^3	0,01 – 0,03	0,02
NO_3^-, мг / дм^3	0,02 – 0,05	0,03

Таблиця 2. **Характерні показники абіотичних параметрів середовища при вирощуванні мальків стерляді**

Місяць	Дати	Показники		
		Температура води, ^{0}С	Вміст кисню, мг/ дм^3	Водневий показник, pH
06	1-3	19,7-20,4	6,2-7,2	7,7
06	4-6	20,1-21,9	5,9-6,4	7,6
06	7-10	20,6-21,7	6,0-6,5	7,8

Вміст розчиненого у воді кисню за весь період був на достатньо високому рівні, його показники не знижалися менше величин 5,4–5,6 мгO_2/дм^3

і в середньому коливались в межах 5,9–7,2 мгO_2/дм^3. Водневий показник води басейнів коливався в межах 7,6–7,8.

У результаті проведених досліджень була отримані мальки із середньою індивідуальною масою від 220,64 до 289,07 мг. Найвищі показники середньої маси були характерні для третього варіанту експерименту, в якому вирощування відбувалося із відносним об'ємом добового раціону у 50 % від маси тіла. Показники середньої маси мальків у даному варіанті коливались від 241,70 до 246,12 мг, при середніх значеннях в межах 244,80 мг (табл. 3).

Таблиця 3. **Вплив добового раціону на результати вирощування мальків стерляді в басейнах (x ± SE)**

Варіант	Величина добового раціону, у % від маси тіла	Виловлено мальків		Вихід, %	Рибопродуктивність, г/ м^2
		тис.екз / м^2	середня маса, мг		
I	30	1,88	224,20 ± 5,78	94,20	203,84
II	40	1,89	233,60 ±9,55	94,50	222,26
III	50	1,89	244,80 ±6,07	94,45	243,30
IV	60	1,84	239,16 ±13,50	94,65	226,98
К	20	1,78	220,91 ± 16,21	89,00	186,74

Найменші показники середньої маси спостерігалися в контрольних басейнах, у яких годівля проводилася із величиною добового раціону у 20 %. Середня маса мальків контрольних басейнів коливалась в межах від 220,64 до 221,17 мг при середніх значеннях у 220,91 мг. На цьому фоні експериментальні групи відрізнялися і значно вищим рівнем виживаності у порівнянні із контрольними групами. Вихід мальків з вирощування в басейнах експериментальних груп коливався в межах 93,3–95,6 %, в контролі складав в середньому 89,0 %.Рибопродуктивність в басейнах планомірно зростала відповідно збільшенню об'єму добового раціону від 186,74 г/м^2 у контролі до 243,30 г/м^2 у групах третього варіанту. Подальше збільшення відносного об'єму добового раціону до 60 % від маси тіла в третьому варіанті призводило до значних втрат кормів і, як наслідок, до зменшення показників рибопродуктивності, які коливалися від 215,89 до 250,67 г/м^2 і в середньому складали 226,98 г/м^2.

Протягом всього періоду вирощування мальки в умовах експерименту демонстрували значно вищий темп росту за молодь контрольної групи. Найменша різниця у швидкості росту між експериментальними та контрольними групами спостерігалися природно у перші три-чотири доби вирощування, коли різниця в рості мальків стерляді у середньому не перебільшувала 2,3–3,9 %. У кінці періоду спостережень різниця вплив величини раціону адекватно відображався на швидкості росту мальків, різниця

в рості збільшилася суттєвіше і досягала у середньому до 8,1–9,9 % по окремих експериментальних і контрольній групах.

По всіх варіантах головний об'єм реалізації потенції росту мальками припадав на перші дні вирощування. У варіантах із величиною добового раціону в 20–30 % від маси тіла значна частина реалізації росту в межах 33,84–31,89 % спостерігалася у перші три доби вирощування. Натомість в басейнах, в яких мальків годували із величиною добового раціону в 40–60 %, максимальні показники реалізації росту мальками спостерігалися в останні три доби вирощування, що вказувало на прискорення росту і більш повне використання молоддю кормів на ріст. В той же час із збільшенням величини відносного об'єму добового раціону в годівлі мальків спостерігався адекватний ріст витрат кормів на отримання одиниці продукції. Найменші витрати кормів спостерігалися в контролі та групах першого варіанту – 2,14–2,80 та 2,01–2,67 відповідно. При збільшенні величини відносного об'єму добового раціону до 40 % у другому варіанті та 50–60 % від маси тіла у третьому та четвертому варіантах витрати кормів підвищувалися і коливалися в залежності від варіанту в межах 3,20–4,02 (рис. 1).

Найбільш високі показники коефіцієнту масонакопичення були характерні для експериментальних груп третього варіанту, в якому відносний об'єм добового раціону складав 50 % від маси тіла. Максимальні показники коефіцієнту масонакопичення для даного варіанту складали в залежності від групи 0,52–0,61. Ефективність використання кормів мальками інших варіантів була дещо нижчою. Максимальні значення коефіцієнту масонакопичення спостерігалися коливалися в межах 0,35–0,39. Найменші показники коефіцієнту масонакопичення були отримані в контролі.

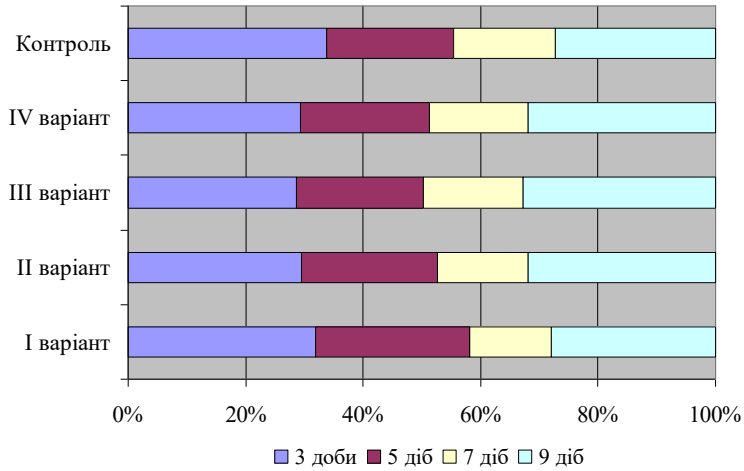


Рис. 1. **Відносні показники приростів маси тіла стерляді при вирощуванні із різною величиною добового раціону**

Для виявлення наявності існуючих математичних залежностей було проведено загальний кореляційний аналіз між об'ємом раціону годівлі та головними рибогосподарськими показниками.Найбільш високий рівень кореляційної залежності між величиною добового раціону та іншими показниками було отримано для кількості отриманої молоді та середньої маси мальків, коефіцієнти кореляції коливались у межах 0,9902–0,9478. З огляду на специфіку рибогосподарських процесів при вирощуванні молоді осетроподібних більш важливою нам видавалася залежність між відносним об'ємом добового раціону та величиною середньої маси мальків стерляді, тому у подальшому математичному аналізі були розглянуті саме ці залежності.Найкраще дані залежності описувалися експоненціальними рівняннями, на користь чого виступали високі рівні коефіцієнту апроксимації у межах 0,960–0,978 (табл. 4).

Отримані рівняння підтвердили попередній рибогосподарський аналіз і висвітлили фактично існуючу різницю у рості маси мальків стерляді при вирощуванні із різним відносним об'ємом добового раціону.

Таблиця 4. **Залежності росту маси тіла мальків стерляді від відносного об'єму добового раціону годівлі при вирощуванні в басейнах (у – маса тіла мальків стерляді, г; х – величина добового раціону, % від маси тіла)**

Величина добового раціону, у % від маси тіла	Показники залежності	
	Рівняння зв'язку	Коефіцієнт апроксимації, R^2
30	$y = 105{,}19\ e^{0{,}1571\ x}$	0,960
40	$y = 103{,}29\ e^{0{,}1663\ x}$	0,973
50	$y = 1102{,}06\ e^{0{,}1775\ x}$	0,978
60	$y = 102{,}74\ e^{0{,}1720\ x}$	0,976
20	$y = 105{,}65e^{0{,}1526\ x}$	0,962

Подальший математичний аналіз підтвердив високий рівень впливу відносного об'єму добового раціону на рибогосподарські показники при вирощуванні мальків стерляді. Величина значущості проаналізованого фактору досягала 80 %. При цьому розрахований критерій Фішера по фактору впливу був більшим за теоретичний, складав 6,71, що вказувало на достовірність отриманих даних (табл. 5).

Водночас у цій серії експериментів абіотичні та біотичні фактори навколишнього середовища впливали на результати вирощування набагато менше, вплив інших факторів у сумі складав 19 %.

Висновки та перспективи. Проведений аналіз та отримані результати дозволили визначити основні технологічні аспекти годівлі мальків стерляді при вирощуванні їх в басейнах. Було доведено, що оптимальним об'ємом добового раціону при годівлі молоді слід вважати величину в

40–50 % від маси тіла.Годівля мальків стерляді при вирощуванні в басейнахза такого режиму годівлі обумовлює зростання темпу росту, збільшується виживаність та ефективність використання мальками кормів на ріст. Середня маса мальків зростає на 5,57–8,01 %, рибопродуктивність – на 18–24 %. Подальше збільшення кратності годівлі до шістнадцяти разів на добу та відносного об'єму добового раціону до 60 % від маси тіла за головними рибогосподарськими показниками не перебільшує вище згаданих варіантів.

Таблиця 5. **Результати дисперсійного аналізу впливу відносного об'єму добового раціону годівлі на рибогосподарські показники при вирощуванні мальків стерляді**

Джерело варіації	Сума квадратів	Ступені свободи	Середній квадрат	F		t
				факт.	теор.	
Загальне	4681,29	9	–	–	–	–
Повторень	306,25	1	–	–	–	–
Варіантів	3807,84	4	951,96	6,71	6,388	–
Похибка	567,20	4	141,80	–	–	2,776

У той же час проведені дослідження розкривають лише кілька вузьких питань щодо годівлі молоді стерляді при вирощуванні в басейнах у якості посадкового матеріалу для подальшої інтродукції в природні водойми. В той же час ціла низка аспектів, таких як визначення кратності годівлі, співвідношення кормових компонентів, можливість годівлі молоді штучними кормами і їх якість, залишаються перспективними напрямами майбутніх досліджень.

RESULTS OF CULTIVATION OF STERLET FRY (*ACIPENSER RUTHENUS*) IN POOLS AT DIFFERENT FEEDING MODE

[1]***Kornienko V.O.*** *– Candidate of Agricultural Science, Associate Professor,*
[1]***Olifirenko V.V.*** *– Candidate of Veterinary Sciences, Associate Professor,*
[2]***Rozhkov V.V.*** *– Candidate of Agricultural Science, Associate Professor,*
[1]*Kherson State Agrarian and Economic University,*
[2]*Dnipro State Agrarian and Economic University,*
frank438@ukr.net, pavelolifirenko@gmail.com, bushuev.aqua@ukr.net

In this article, we consider the results of experimental work on the study of the influence of individual technological parameters on the quality of sterlet planting material. The main parameter was the amount of the daily food ration. In the course

of the experiment, four variants were formed with the value of the daily feeding ration in the range of 30–60 % of the fish body weight. The research material was sterlet fry. The formation of the experimental groups was carried out according to the principle of analogous groups and two-fold repetition of the variants. The stocking density of fry was two thousand fry / m^2. The main resulting criteria were the survival rate of fry, the achievement of optimal conformation parameters and fish productivity.

The analysis made it possible to note that the value of the daily food ration significantly affects the results of growing sterlet fry in the basins. With the value of the relative volume of the daily ration when feeding fry in 40–50 % of the body weight, the survival rate, growth rate and the efficiency of using feed for growth increase. The average weight of fry grows by 5.57–8.01 %, fish productivity – by 18–24 %. A further increase in the relative volume of the daily ration up to 60 % of the body weight in terms of the main fishery indicators does not exceed the above options. The highest indices of the coefficient of mass accumulation by fry were characteristic of the experimental groups, in which the relative volume of the daily ration was 50% of the body weight. The maximum indicators of mass accumulation by sterlet fry for this variant were, depending on the group, 0.52–0.61. The efficiency of feed use by fry of other variants was significantly lower, the maximum values of the mass accumulation coefficient ranged from 0.35 to 0.39.

The research results significantly improve the technology of growing *Acipenser ruthenus* planting material in the conditions of specialized fish farms.

Keywords: sterlet, larvae, survival, fish productivity, growth rate, rearing in pools.

ЛІТЕРАТУРА

1. Шерман І.М., Козій М.С., Корнієнко В.О., Шевченко В.Ю. Осетрівництво: підручник. Херсон: ОЛДІ-ПЛЮС, 2018. 464 с.
2. Шерман І.М., Корнієнко В.О., Шевченко В.Ю. Актуальність та передумови доместикації представників родини осетрових в умовах півдня України. *Таврійський науковий вісник*. 2006. Вип. 44. С. 145-154.
3. Шерман І.М., Корнієнко В.О., Шевченко В.Ю., Ігнатов О.В. (2009). Еколого-технологічні основи відтворення і вирощування молоді осетроподібних: монографія. Херсон: ОЛДІ-ПЛЮС, 2009. 348 с.
4. Пилипенко Ю.В., Оліфіренко В.В., Корнієнко В.О., Поліщук В.С., Довбиш О.Е., Лобанов І.А. (2013). Екологічні передумови раціонального ведення рибного господарства Дніпровсько-Бузької гирлової області. Херсон; Видавець Грінь Д.С., 2013. 190 с.
5. Шерман І.М., Гейна К.М., Кутіщев С.В, Кутіщев П.С. Екологічні трансформації річкових гідроекосистем та актуальні проблеми рибного господарства. *Рибогосподарська наука України*. 26. 2013. С. 5–16.
6. Гейна К.М., Кутіщев П.С., Шерман І.М. Екологічна трансформація Дніпровсько-Бузької гирлової системи та перспективи рибогосподарської експлуатації: монографія. Херсон: Грінь Д.С., 2015. 300 с.
7. Кутіщев П.С. Біозабруднення Дніпровсько-Бузької естуарної системи гіллястовусим ракоподібним *Cercopagis pengoi*. *Водні біоресурси та аквакультура*. № 1. 2019. С. 28–36.

8. Акімов І.А. Червона книга України: Тваринний світ. Київ: Глобалконсалтінг, 2009. 600 с.
9. Chebanov, M. S., & Galich, E. V. (2013). Sturgeon hatchery manual. Food and agriculture organization of the United Nations, Ankara.
10. Пилипенко Ю.В., Корниенко В.А., Плугатарьоав В.А., Мошнягул К.И. Итоги работ по восстановлению численности днепровских осетровых. *Вопросы рыбного хозяйства Белоруси*. Вып.30. С. 180–187.
11. Третяк О.М., Пашко М.М., Колос О.М. Вирощування личинок стерляді (*Acipenser ruthenus Linnaeus*, 1758) у нетрадиційні строки. *Рибогосподарська наука України*. 2020. № 2 (52). С. 29–37.
12. Гершанович А.Д., Пегасов В.А., Шатуновский М.И. Экология и физиология молоди осетровых. М.: Агропромиздат, 1987. 216 с.
13. Ушкаренко В.О., Вожегова Р.А., Голобородько С.П., Коковіхін С.В. Методика польового досліду (зрошувальне землеробство). Херсон: Грінь Д.С., 2015. 448 с.
14. Пилипенко Ю.В., Шевченко П.Г., Цедик В.В., Корнієнко В.О. Методи іхтіологічних досліджень. Херсон: ОЛДІ-ПЛЮС., 2017. 432 с.
15. Алекин О.А., Семенов А.Д., Скопинцев Б.А. Руководство по химическому анализу вод суши. Ленинград: Гидрометиздат, 1973. 270 с.

REFERENCES

1. Sherman, I.M., Kozii, M.V., Kornienko, V.O., & Shevchenko, V.Y. (2018). *Osetrivnytstvo* [Sturgeon farming]. OLDI-PLUS, Kherson. [in Ukrainian].
2. Sherman, I.M., Korniienko, V.O., &Shevchenko, V.Y. (2006). *Aktualnist ta peredumovy domestykatsii predstavnykiv rodyny osetrovykh v umovakh pivdnia Ukrainy* [Relevance and preconditions of domestication of representatives of the sturgeon family in the conditions of the south of Ukraine]. *Tavriiskyi naukovyi visnyk*, 44, 145–154. [in Ukrainian].
3. Sherman, I.M., Shevchenko, V.Y., Kornienko, V.O., & Ignatov, O.V. (2009). *Ekoloho-tekhnolohichni osnovy vidtvorennia i vyroshchuvannia molodi osetropodibnykh* [Ecological-technological bases of reproduction and cultivation of young sturgeon]. OLDI-PLUS, Kherson. [in Ukrainian].
4. Pilipenko, Y.V., Olifirenko, V.V., Kornienko, V.O., Polishuk, V.S., Dovbish, O.E., & Lobanov, I.A. (2013). *Ekologichni peredumovi racionalnogo vedennya ribnogo gospodarstva Dniprovsko-Buzkoyi girlovoyi oblasti* [Ecological prerequisites for the rational management of fisheries in the Dnieper-Bug estuary region]. Vydavets Grin D.S., Kherson. [in Ukrainian].
5. Sherman, I. M., Heina, K. M., Kutishchev, S. V., & Kutishchev, P. S. (2013). *Ekolohichni transformatsii richkovykh hidroekosystem ta aktualni problemy rybnoho hospodarstva* [Ecological transformations of riverine

hydroecosystems and current problems of fisheries]. *Rybohospodarska Nauka Ukrainy,* 26, 5–16. [in Ukrainian]. DOI: https://doi.org/10.15407/fsu2013.04.005.

6. Gejna K.M., Kutishhev P.S., & Sherman I.M. (2015). *Ekologichna transformacija Dniprovsko-Buzkoi gyrlovoi systemy ta perspektyvy rybogospodarskoi ekspluatacii* [An ecological transformation of the Dnipro-Bug estuarine system and the prospects for fishing exploitation]: monografija. Kherson: Grin D.S. [in Ukrainian].
7. Kutishchev, P.S. (2019). *Biozabrudnennia Dniprovsko-Buzkoi estuarnoi systemy hilliastovusym rakopodibnym Cercopagis pengoi* [Biofouling of the Dnieper-Bug estuary system by *Cercopagis pengoi*]. *Aquatic bioresources and aquaculture*. № 2. 8–36. DOI: https://doi.org/10.32851/vba.2019.1.3. [in Ukrainian].
8. Akimov, I. A. (2009). *Chervona knyha Ukrainy. Tvarynnyi svit* [Red Book of Ukraine. Fauna]. Hlobalkonsaltynh, Kyiv. [in Ukrainian].
9. Chebanov, M. S., & Galich, E. V. (2013). Sturgeon hatchery manual. Food and agriculture organization of the UNITED NATIONS, Ankara.
10. Pilipenko, Y.V., Kornienko, V.A., Plugatarev, V.A., & Moshniahul, K.I. (2014). *Itogi rabot po vosstanovleniyu chislennosti dneprovskikh osetrovykh* [Results of the work on the restore of sturgeon population in the Dnieper]. *Voprosy Rybnogo Hozyajstva Belarusi*, 30, 180–187. [in Russian].
11. Tretiak, O.M., Pashko, M.M., & Kolos, O.M. (2020). *Vyroshchuvannia lychynok sterliadi (Acipenser ruthenus Linnaeus, 1758) u netradytsiini stroky* [Rearing sterlet (*Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758) larvae in non-traditional periods]. *Rybohospodarska Nauka Ukrainy*, 2 (52). 29–37. [in Ukrainian]. DOI: https://doi.org/10.15407/fsu2020.02.029.
12. Hershanovych A.D., Pehasov V.A., Shatunovskyi M.Y. (1987). *Ekolohyia i fyzyolohyia molody osetrovykh* [Ecology and physiology of sturgeon fry]. Ahropromyzdat, Moscow. [in Russian].
13. Ushkarenko, V.O., Voqegova, R.A., Holoborodko, S.P., & Kokovikhin, S.V. (2015). *Metodyka polovoho doslidu (zroshuvalne zemlerobstvo)* [Field experiment technique (irrigated agriculture)]. Grin D.S., Kherson. [in Ukrainian].
14. Pilipenko, Y.V., Shevchenko, P.G., Cedik, V.V., & Kornienko, V.O. (2017). *Metodi ihtiologichnih doslidzhen* [Methods of ichthyological research]. OLDI-PLUS, Kherson. [in Ukrainian].
15. Alekin, O.A., Semenov, A.D., & Skopintsev, B.A. (1973). *Rukovodstvo po himicheskomu analizu vod sushi* [Guide to the Chemical Analysis of Land Water]. Hydrometyzdat, Leningrad. [in Russian].

УДК 575.639.3
DOI https://doi.org/10.32851/wba.2020.2.14

ІСТОРІЯ, СТВОРЕННЯ ТА ВИКОРИСТАННЯ ТРАНСГЕННИХ РИБ

Костенко С.О. *– д.б.н., професор,*
Національний університет біоресурсів і природокористування України,
svitlanakasijan@ukr.net

Аквакультура залишається одним з швидкозростаючих секторів виробництва білків тваринного походження у світі. Зі збільшенням попиту на продукти харчування, отриманих шляхом аквакультури, виникла потреба в більш ефективних технологічних системах, що переважають традиційні за прискореними темпами росту риби, ефективністю конверсії корму, зменшенням смертності від хвороб та пов'язаним з ним використання хімікатів, низьким рівнем кисню, низькою плодючістю. Біотехнологія відкрила нові можливості для розвитку генетичних ресурсів аквакультури. Нового поштовху біотехнологія обєктів аквакультури зазнала завдяки розвитку генетичної інженерії.

Риби виявилися одними із найзручніших тваринних обєктів молекулярної біотехнології. Це обумовлено їх багатоплідністю, здатністю до зовнішнього запліднення та розвитку ебріонів поза організмом матері.

Трансгенні риби створені з різною метою: 1) модельні системи в генетиці, біології розвитку, токсикології, фізіології, фармакології; 2) продуктивні тварини, що характеризуються швидким ростом, толерантністю до холоду, стійкістю до інфекцій 3) риби-біореактори для експресії біохімічно важливих білків; 4) тестерні об’єкти для виявлення токсичності середовища; 5) декоративні лінії в акваріумістиці.

З розвитком генної інжеренерії вдосконалювались методи створення трансгенних риб та інших об’єктів аквакультури. В даний час використовується декілька способів отримання трансгенних риб, усі вони полягають у використанні трансгенної конструкції з промотором і чужорідним геном. На першому етапі чужорідний ген (трансген), що переноситься в організм господаря, інтегрують у вектор, на другому етапі за допомогою клонуючоговектора ген вбудовують в геном господаря. В якості векторів на перших етапах використовували плазміди *E. coli*, що здатні реплікуватися з високою копійністю у клітинах господаря. Необхідна для переносу послідовність ДНК була вбудована в клонуючий (або експресуючий) вектор за допомоги рестрикційних ферментів, щоб створити комплементарні кінці, а також лігази, щоб закріпити інтеграцію.

Такий класичнй підхід до клонування, що займає багато часу, неефективний, тому що іноді важко знайти сайти рестрикції в цільовій послідовності ДНК. На сьогодні використовують інші методи клонування цільової ДНК, які мають переваги за швидкістю. Для введення трансгенів в геном риб використовують декілька різноманітних векторів: плазміди *E. coli,* бактеріальні штучні хромосоми (БШК, *Bacterial artificial chromosomes* (BAC)), фосміди (fosmids), ретровіруси, транспозони.

Інженерія індивідуальних нуклеаз дозволяє індукувати дволанцюгові розриви послідовності ДНК (doublestrandbreaks, DSBs), які потім використовують для

наступних модифікацій. Три методи отримали найширше використання: 1) короткі паліндромні повтори, регулярно розташовані групами (clustered regularly inter spacedshort palindromicrepeats, CRISPRs); 2) транскрипційно активатор-подібні ефекторнінуклеази (transcriptionactivatorlikeeffectornucleases, TALENs); 3) нуклеази цинкових пальців (zinc finger nucleases, ZFNs).

Розвиток ГМ-риб давно викликав дискусії щодо можливого впливу на навколишнє середовище Основні екологічні застереження щодо потрапляння трансгенних риб у природні екосистеми стосуються їх конкуренції з дикими популяціями, міграції трансгену в генофонд диких видів, та екологічні зміни, які вони викликають.

Ключові слова: аквакультура, генетично модифікована риба, трансгенез, екологічні ризики.

Вступ. Неухильне зростання населеня Землі потребує постійного збільшення обсягів виробництва продуктів харчування, за даними ФАО ще зпочатку1980-тих років більшість природних запасів у морських водах було виловлено на максимально можливих рівнях. Аквакультура залишається одним з найбільш швидкозростаючих секторіввиробництвабілків тваринного походження у всьому світі. Фактично, це єдине виробництво продукції тваринництва, яке зростає швидше, ніж населення землі, і цим забезпечує прийнятне доповнення і заміщення виловленої риби. У 2014 році вперше аквакультура дала людству більше продукції рибництва ніж рибальство. За прогнозами, ця частка аквакультури зросте до 62 % до 2030 року [1] (ФАО, 2014 рік).

Починаючи з 1961року, темпи росту споживання риби у світі вдвічі перевищують темпи приросту населення планети, доказуючи, що рибогосподарському сектору відведена виключно важлива роль у рішенні поставленого ФАО завдання по створенню світу, вільного від проблеми голоду і неповноцінного харчування. Загальний об’єм виробництва продукції аквакультури (водні рослини включно) досягнув у 2016 році 110,2 млн. тонн. Споживання риби збільшилось з 9,0 кг у 1961 році до 20,2 кг у 2015 році, тобто його щорічний приріст склав у середньому півтори відсотки [4; 6].

У 2017 році на частку риби припадало близько 17 % тваринного білка і 7 % всього споживаного білка в раціоні світового населення. Більше 3,3 млрд. людей отримували з риби понад 20 % тваринного білка [6].

Зі збільшенням попиту на продукти харчування, отриманих шляхом аквакультури, виникла потреба в більш ефективних технологічних системах, що переважають традиційні за прискореними темпами росту риби, ефективністю конверсії корму, зменшенням смертності від хвороб та пов'язаним з ним використання хімікатів, низьким рівнем кисню, низькою плодючістю [7; 8]. Біотехнологія відкрила нові можливості для розвитку генетичних ресурсів аквакультури. Нового поштовху біотехнологіяобєктів аквакультури зазнала завдяки розвитку генетичної інженерії.

Риби виявилися одними із найзручніших тваринних обєктів молекулярної біотехнології. Це обумовлено їх багатоплідністю, здатністю до зовнішнього запліднення та розвитку ебріонів поза організмом матері.

Починаючи з 1980-х років були створені трансгенні тварини (що несуть чужинні ДНК, отримані з екзогенного джерела і перенесені в їх геном) самих різних видів, в тому числі ссавців, птиця, земноводних, риб та безхребетних тварин [4–10]. Трансгенну технологіюпродовжуть використовувати в біологічних, медичних дослідженнях, сількому господарстві, аквакультурі.

Матеріали та методи досліджень. Стаття написана на основі огляду наукових даних з рецензованих публікацій, що стосуються створення трансгенних об‘єктів аквакультури.

Історія створення трансгенних риб. Про перший експеримент пов’язаний з ін’єкцією клонованих генів в ікринки веселкової форелі повідомили вчені Norman Maclean та S. Talawar з університету Southampton UK (Велика Британія) у 1984 році [11]. У 1985 році Zuoyan Zhu з Інституту гідробіології Китайської Народної Республіки з’явилась інформація про створення першої генетично модифікованої або трагсгенної риби (Zhu et al., 1985) [12]. ДНК-конструкція, яку використали для створення трансгенної риби,складалася з гормону росту людини тапромотораметаллотіонеїну миші. Вектор було введено шляхом мікроін'єкції в зародковий диск запліднeної ікринки золотої рибки (*Carassius auratus*) [12], а потім амурського в‘юна (*Misgurnus anguillicaudatus,* Cantor) [13], що призвело до створення «швидко зростаючих» трансгенних риб. Рекомбінантний гормон росту (GH)згодом був введений у білого амура (*Ctenopharyngodon idellus*) [14], який виявився вдалим об’єктом сучасної аквакультури [15].

Трансгенні рибистворениз різною метою: 1) модельні системи в генетиці, біології розвитку, токсикології, фізіології, фармакології [6]; 2) продуктивні тварини, що характеризуються швидким ростом, толерантністю до холоду, стійкістю до інфекцій [8]; 3) риби-біореактори для експресії біохімічно важливих білків [16]; 4) тестерні об’єкти для виявлення токсичності середовища [17]; 5) декоративні лінії в акваріумістиці [18; 19].

З розвитком генної інжеренерії вдосконалювались методи створення трансгенних риб та інших об’єктів аквакультури.

В даний час використовується декілька способів отримання трансгенних риб, усі вони полягають у використанні трансгенної конструкції з промотором і чужорідним геном. На першому етапі чужорідний ген (трансген), що переноситься в організм господаря, інтегрують у вектор, на другому етапі за допомогою клонуючоговектора ген вбудовують в геном господаря. В якості векторів на перших етапах використовувалиплазміди *E. coli*, що здатні реплікуватисяз високою копійністю у клітинах господаря.

Необхідна для переносу послідовність ДНК була вбудована в клонуючий (або експресуючий) вектор за допомоги рестрикційних ферментів, щоб створити комплементарні кінці, а також лігази, щоб закріпити інтеграцію.

Такий класичнй підхід до клонування, що займає багато часу, неефективний, тому що іноді важко знайти сайти рестрикції в цільовій послідовності ДНК. На сьогодні використовують інші методи клонування цільової ДНК, які мають переваги за швидкістю. Наприклад, In-Fusion (Clontech) і Gateway (Life Technologies). Клонування In-Fusion дозволяє лігувати фрагмент ДНК з 15-ма гомологічними нуклеотидами на їх лінійних кінцях та лінеаризований вектор з використанням власного ферменту In-Fusion, поксвірусу (poxvirus) (ДНК-полімерази з 3'-5' екзонуклеазною активністю). Система клонування Gateway – це сайт-специфічна рекомбінація за використання комопнентів системи λ (лямбда) для переносу ДНК *in vitro,* білок λ інтеграза (λ integraseprotein, Int), білок λ excisionase (λ excisionase protein, Xis), IHF білок *Escherichia coli* та послідовність ДНК для рекомбінації [20].

Для введення трансгенів в геном риб використовують декілька різноманітних векторів: плазміди *E. coli,* бактеріальні штучні хромосоми (БШК, Bacterial artificial chromosomes (BAC)), фосміди (fosmids), ретровіруси, транспозони [21].

Бактеріальні штучні хромосоми широко використовують при вивченні функцій генів риби-зебри та механізмів їх регуляції. Клоновані BAC здатні зберігати великі вставки ДНК (до 300 кб) і тому мають потенціал для введення великої послідовності, яка включає повну генну структуру.

Фосміди є однокопійними плазмідами, які здатні виступати в ролі вектора великих інсерцій ДНК. Ця система була успішно застосована для одержання трансгенного репортерного гена Cyp1a при досліженні риби-зебри за допомогою діоксину у цільових тканинах [22]. Великий розмір BAC клонів і фосмід призводить до низької ефективності їх використання для отримання трансгенніх ліній.

Ретровіруси виявилися дуже вдалими системами для створення трансгенних риб. Вірус лейкозу мишей Moloney (Moloney murine leukemia virus, MLV) здатний до зараження різноманітних клітин господаря, у тому ж числі риби-зебри. Ретровірусна вставка була використана при застосуванні генних ловушок (gene traps, GT), енхансерних ловушок (enhancer traps, ET) та білкових ловушок (protein traps, PT) натрагсгенні рибі-зебрі в екотоксикології упоєнанні з типовими трансгенними репортерними послідовностями [23]. Ці ловушки виявилися ефективними для ідентифікації транскрипційної активиості генів та аналізу їх функції (зворотній генетичний скринінг, reverse genetic screening). MLV використовували в великоекранному енхансерному скринінгу (large-scale enhancer detection

screen) для вставки в енхансернуловушку вектора у риби-зебри [24]. Ці підходи використали для інсерції в промотор та репортерну послідовність (наприклад, GFP) в геном через MLV вектор для ідентифікації і характеристики регуяторної генної активності протягом розвидку. Псевдотипова (pseudotyped) MLV система показала себе найбільш ефективним та результативним методом трансгенної інсерції у зародкових лініях, які здатні передавати її майже усім нащадкам F1, в середньому 10 копій на клітину [25; 26]. Через труднощі пов'язані з отриманням вісокоточних вірусів і обмеженням в розмірі ділянки, яка переноситься, більш популярними для використання стали траспозони [23].

Транспозони – це послідовності ДНК, здатні пересуватися безпосередньо з одного локусу у інший в межах однієї або різних хромосом в клітині. Існує два типи транспозонів: автономні та неавтономні. Автономний транспозон кодує свій власний фермент (транспозазу) і може пересуватися. Неавтономний транспонон не кодує власні білки транспозиції і вимагає транспозиційної активності, яка може бути реалізована за рахунок мРНК, для включенняйого пересування. Для транснезезу можна використовувати штучний спосіб продукування транспозиції [27]. Використання транспозонів вимагає індукції транспозази в одноклітинній заплідненій ікринці шляхом мікроін'єкції разом з транспозиційною мРНК. Транспозони Tol2 і Спляча Красуня (Sleeping Beauty, SB) є основними транспозонами, яких використовують при створенні трансгенних риб-зебр. Обидва ці методи використовують ферменти для полегшення інтеграції чужорідної ДНК в геном господаря. Tol2 система транспозонів, отримана від медаки (medaka) і належить до hAT (hobo / Ac / Tam3) родини ранспозонів, широко використовується у роботах на рибі-зебрі, а також інших хребетних, завдяки високій ефективності доставки генів та їх експресії [28].

Використання конструкції Tol2, спільно ін'єкованої з мРНК транспозази дає 50 % частоту успішної передачі у зародкової лінії [27]. Ця векторна транспозонна система корисна для продукування стабільних трансгенних риб, аналізу активації промотора, енхансера або гену, що представляє інтерес в аналізі тимчасової експресії. Мова йде експресію генів, які працюють на первному етапі розвитку організму [29]. Оскільки транспозон Tol2 виділений з геному медаки (medaka), ця система не може бути використана у цього виду, тому що вона має ендогенну активність.

Спляча красуня – це реактивний транспозон з суперродини транспозибельних елементів (Tc1 / mariner transposable), виділений з риби, що активно використовується при створенні трансгенних моделей риби-зебри [30]. Однак, швидкість трансгенезу за використання сплячої красуні нижча, ніж для Tol2 (близько 30% [31]), і тому останній використовують частіше. Тоді як транспозази використовуть для отримання численних

однокопійних вставок, меганкулеази дають можливість для для одиничної низькопопійної інсерції [27].

Мегануклеазні ділянки геному дозволяють отримати одну високо специфічну по місцю інсерції специфічну вставку [32] Tol2 – допоміжна вставка залишається найбільш надійною та ефективною системою для посередництва у трансгенезі при створенні стабільних трансгенних ліній.

У результаті інтеграції чужерідної ДНК у різні ділянки геному спостерігається так званий ефект позиції, який виражається у змінній експресії трансгенів [33]. Винятком є нещодавно розроблений PhiC31 метод націлювання на основі інтеграції, розроблений на рибі-зебрі. Цей метод забезпечує високовідтворювані закономірності трансгенної активності і дає можливість попереднього відбору успішно вбудованих націлених інтеграцій на ранньому етапі тварин ін'єкційнго покоління [33–35].

Інженерія індивідуальних нуклеаз дозволяє індукувати дволанцюгові розриви послідовності ДНК (double strand breaks, DSBs), які потім використовують для наступних модифікацій. Три методи отримали найширше використання: 1) короткі паліндромні повтори, регулярно розташовані групами (cluste redregularly interspaced short palindromic repeats, CRISPRs); 2) транскрипційно активатор-подібні ефекторнінуклеази (transcription activator like effect or nucleases, TALENs); 3) нуклеази цинкових пальців (zinc finger nucleases, ZFNs).

ZFNs були широко застосовувалися до теперішнього часу, але мають складність у використанні та високу вартість. CRISPR – особливі локуси бактерій і архей, що складаються з прямих повторюваних послідовностей, які розділені унікальними послідовностями (спейсерами). Повтори мають довжину від 24 до 48 парнуклеотидів; вони мають бівалентну симетрію, але, як правило, не є істинними паліндромами (послідовностями нуклотидів, які можна читати у напрямку 5'-3' на одному ланцюгу та в напрямку 5'-3' на другому, комплементарному першому). Повтори розділені варіабельними ділянками ДНК, спейсерами, приблизно однакової довжини. Спейсери відповідають нуклеотидними послідовностями певним фрагментам ДНК чужорідних генетичних елементів (протоспейсерам). У зв'язку з цим було запропоновано і потім показано, що послідовності, що розділяють повтори, походять з послідовностей геномів бактеріофагів, і, відповідно, забезпечують захист клітин від інфікування цими вірусами бактерій. РНК, які транскрибуються з локусів CRISPR, спільно з асоційованими білками Cas, забезпечують адаптивний імунітет за рахунок їх комплементарного зв'язування з нуклеїновими кислотами чужорідних елементів і подальшого руйнування їх білками Cas [36].

Використання методик CRISPR-Cas для спрямованого редагування геномів є перспективним напрямком сучасній генної інженерії. В даний

час вчені широко використовують підходи, засновані на системах CRISPR-Cas; можливо, в майбутньому ці підходи будуть застосовувати в медицині для лікування спадкових захворювань.

Hwang et al. використали CRISPR – Cas9 RGN для отримання сайт-специфічних нуклеотидних делецій або замін в геномі риби-зебри, було показано, що в зародковій лінії передача мутацій досягає 100 % [37]. Оуер та його колеги з того часу продемонстрували використання CRISPR–Cas9 RGN для посередництва локус-специфічних інсерцій ДНК-касет [38].

Використання раніше зареєстрованих трансгенних ліній риби-зебри, Auer та ін. (2014) [38] мали змогу введення послідовності репортерного гену GFP в послідовність KalTA4 (альтернативна версія Gal4 [39], що призводить до експресії KalTA4 в формально GFP-позитивні клітини. Точність та ефективність система редагування CRISPR–Cas9 зробила RGN перспективним інструментом та альтернативою використанню морфолінів для виключення (заглушення) гена, а також для створення трансгенних репортерних ліній риби-зебри [40].

TALEN складаються з неспецифічних Fuc I нуклеаз, з'єднаних з настроюваним ДНК-зв'язуючим доменом, що складається з висококонсервативних повторів, отриманих із TALEN, білки, які виділяються зонами *Zanthomonas spp*. бактерії для зміни генної транскрипції в клітинах рослини-господаря [41].

За допомою метода TALEN були успішно отримані мутації в генах-мішенях риби-зебри [42]. На думку деяких вчених TALEN мають більш широкий діапазон націлювання порівняно з CRISPR, оскільки майже немає обмежень у цільовій послідовності. Однак, їх складніше побудувати [43].

Систему експресії GAL4 – UASвикористовуть в трансгенних моделях риби зебри та ксенопуса (*Xenopus*) векотоксикології [44]. Система GAL4 / UAS – це біохімічний метод, який застосовується для вивчення експресії генів та їх функцій у різних модельних організмів. Система GAL4 / UAS була розроблена Андре Брендом і Норбертом Перимоном у 1993 році і є потужним інструментом для вивчення експресії генів. Дана система складається з двох частинта використовуєген GAL4, що кодує транскрипційний активатор дріжджів (*Saccharomyces cerevisiae*), і енхансер UAS (Upstream Activated Sequence), який активується фактором GAL4 та запускає транскрипцію генів під його контролем [45].

UAS зливається з геном ефекту, який мовчить, якщоGAL 4 активатор відсутній. GAL4 може експресуватися багатьма різноманітними шляхами під контролем різних тканино-специфічних промоторних послідовностей *Drosophila melanogaster* [46]. Багато ліній GAL4 були розроблені і широко використовуються для ектопічної експресії генів (експресія гена в ненормальному місці в організмі), які представляють інтерес для дослідників.

Система GAL4–UAS також була застосована на рибі-зебрі, що дало можливість створення різних трансгенних моделей у т.ч. для вивчення роботи нейронних ланцюгів і нейронів [29; 31], екотоксикології [47].

Недоліки у створенні трансгенних ліній за використання системи UAS полягають у тому, що ці послідовності можуть бути схильними до CpG метилювання і, таким чином, пригнічення (заглушення), особливо при високих UAS копійності [48]. Були зроблені спроби вирішити цю проблему шляхом модифікації UAS для пом'якшення сайленсерів (глушників) [49]. Нещодавно розроблені альтернативні двох частинні репортерні системи риби-зебри, які не схильні допригнічення транскрипції, включаючи регуляторну систему Q транскрипції та триптофан репресор [50]. Q транскрипційна регуляторна система, отримана з генів Neurospora crassa, подібна до системи GAL4–UAS. Транскрипційний активатор QF зв'язується з QUAS передрегулюючою послідовністю і індукує експресію цільових генів. Транскрипційне заглушення системи Q не відбувається,тому що сайт для зв'язування QF не несе істотних CpG динуклеотидних послідовностей, які піддаються метилюванню ДНК [51].

Останнім часом репресори триптофану E використовують у стабільних умовах трансгенних ліній риби-зебри. Регуляторний білок (репресор) може зв'язуватися з сайтом оператора триптофану і стає активним лише тоді, коли це пов'язано з триптофаном. Зв'язування триптофану з триптофановим репресорним білком викликає зміну конформації в репрессорі.

В даний час близько 40–50 лабораторій у світі працюють над створенням трансгенних риб. Близько десяти з них знаходяться в США та Китаї, а решта в Канаді, Австралії, Новій Зеландії, Ізраїлі, Бразилії, Кубі, Японії, Сінгапурі, Малайзії та інших країнах. Основні комерційні цілі створення трансгенних риб повязані з швидкістю росту, конверсією корму, стійкістю до низьких температур. З цією метою були отримані комерційні трансгенні лінії лосося, форелі, карпа, тилапії та інших видів тварин [53].

Розвиток ГМ-риб давно викликав дискусії щодо можливого впливу на навколишнє середовище [54; 55]. Основні екологічні застереження щодо потрапляння трансгенних риб у природні екосистеми стосуються їх конкуренції з дикими популяціями, міграції трансгену в генофонд диких видів, та екологічні зміни, які вони викликають [55].

Окрім наукових питань створення ГМ-риб із бажаними властивостями та підтримання цих ознак у рамках природного, статевого та штучного відбору, існують проблеми етичності, харчової безпечності, що поєднуються з економічними, соціальними та політичними питаннями. Однак, з точки зору прісноводних екосистем та рибного господарства, головне занепокоєння ГМ-риб полягає у впливі, який вони можуть мати на біотичні та абіотичні компоненти екосистеми. Багато питань є аналогічними

тим, що пов'язані з інвазивними видами [56]. Через відсутність польових даних прогнозування результатів ГМ-риби у природних умовах вважається складним або більшим, ніж передбачення того, чи вторгнуться немодифіковані види в нову екосистему чи ні. Однією з найбільших екологічних проблем, викликаних трансгенними рибами, є можливість того, що трансгенні види втечуть і поширять нові ознаки в екосистеміі шляхом їх розмноження з дикими родичами – (біологічний процес, відомий як «потік генів»). Генний потік між трансгенною або умовно виведеною рибою та дикими популяціями є екологічним фактором, оскільки це може становити загрозу природному біорізноманіттю. Деякі дослідники вважають, що генетичні відмінності, введені в трансгенну рибу, можуть впливати на її чистий фітнес, науковий термін, що означає здатність організму вижити і передавати його гени майбутнім поколінням.

Якщо трансгенна риба потрапить у навколишнє неконтрольоване середовище і спарується з дикою рибою, то потік генів від ГМО може слідувати одному з трьох сценаріїв.

1. Схема очищення, коли придатність трансгенної риби нижча, ніж у її диких родичів, природний відбір швидко очистить від дикої природи будь-які нові гени, введені транс генними рибами. Теоретично, ознаки нової риси зникнуть у наступних поколіннях.

2. Розповсюдження трансгену, якщо пристосованість трансгенної риби дорівнює або вища, ніж у її диких родичів, може створитися потікегнів. Це означатиме збереження геномутрансгенних риб у наступних поколіннях. 3) Сценарій Trojan Gen., у випадку коли пристосованість трансгенної риби зміниться так, що сприяєтиме успішному розмноженню, але зменшить життєздатність дорослих тарин. Введення цієї риби в дику природу може призвести до швидкого зниження чисельності популяцій місцевих риб [57]. По суті спільний успіх забезпечить поширення нового гену по усій популяції, але нездатність до виживання зменшить розмір популяцій у наступних поколіннях і потенційно призведе до вимирання. Зниження чисельності популяцій риби також матиме вторинний вплив на інші водні види, які живляться або залежать від нього іншим чином. Популяції, які не можуть успішно перейти на інше джерело харчування, або ті, чиє виживання або розмноження безпосередньо залежитиме від скорочення популяції, також постраждають.

Навіть якщо трансгенні риби не розмножуються з дикими родичами, які потрапляють у природні екосистеми, вони можуть стати інвазивним видом. Ця небезпека виникає переважно для тих трансгенних риб, які отримали нові гени, що покращують здатність до розмноження та пристосованість до умов середовища (у тому числі, суворих умов). Створення успішної популяції трансгенних риб в екосистемі, де вона ніколи не існувала, може витіснити місцеві популяції.

Важливо відзначити, що розробники трансгенних риб намагаються зменшити або усунути як потік генів, так і ризики інвазивних видів шляхом стерилізації трансгенних риб. Однак, стерилізація не обов'язково нейтралізує екологічні ризики [59]. Було розроблено кілька підходів, які можуть зменшити ризики впливу ГМ риби на природу [60; 59]. Вони передбачають зменшення швидкості знаходження або виживання ГМ-риб у природі за допомогою фізичного та географічного утримання, обмеження генетичного потоку трансгену через індуковану стерильність та обмеження експресії трансгену у природі [59]. Біологічне утримання включає генетичний контроль, наприклад, шляхом отримання одностатевих нащадків [60; 61] або шляхом індукованої триплоїдії, яка спричиняє стерильність у багатьох видів риб. Досягнення 100 % стерільності за допомогою індукції триплоїдії виявилося складним завданням [62; 63].

Вчені FDA ретельно оцінили великі дані, представлені виробником, Aqua Bounty Technologies та інші рецензовані дані, щоб оцінити, чи відповідає лосось *Aqu Advantage* критеріям затвердження, встановленим законодавством; а саме, безпека та ефективність. Дані продемонстрували, що вставлені гени залишалися стабільними протягом декількох поколінь риб, що їжа з лосося GE безпечна для вживання людьми та тваринами, що генна інженерія безпечна для риб, а лосось відповідає вимогам спонсора про швидший ріст. Крім того, FDA оцінила вплив затвердження цієї заявки на навколишнє середовище та виявила, що схвалення не матиме значного впливу на навколишнє середовище США. Це пов’язано з тим, що багаторазові заходи стримування, які компанія буде застосовувати на наземних об’єктах в Панамі та Канаді, роблять надзвичайно малоймовірним, що риба може врятуватися і утвердитися в дикій природі [58]. Використання лосося *Aqu Advantage* передбачає поєднання повністю жіночої триплоїдної технології з наземним фізичним утриманням у поєднанні з географічним обмеженням, з метою зменшення ризиків виживання. Таким чином, якщо самці відсутні, а самка врятувалась і виявилася не триплоїдною, то вона не зможе розмножуватись і передавати трансген наступному поколінню [58].

Багато регулюючих органів погоджуються з тим, що кожна ГМ-риба повинна пройти офіційний процес оцінки екологічного ризику до затвердження [55]. Нещодавно Європейський орган з безпеки харчових продуктів опублікував вичерпний керівний документ, що викладає вимоги щодо даних щодо ризику для ГМ-тварин, включаючи риб, які будуть виведені на європейський ринок (EFSA, 2013). Такі процеси оцінюють низку параметрів наслідків розвитку придатності та рибного господарства, які потім використовують для оцінки екологічного ризику, пов'язаного з вирощуванням ГМ-риб. Ці параметри включають (1) ймовірність втечі та випуску з вирощувального об'єкта в природу, (2) шкоду, пов'язану з самою рибою, і

(3) ризик, який вона створює, та наслідки, які вона може мати прямо чи опосередковано для екосистем в обох короткі та довгі терміни. Кожен із цих параметрів також пов'язаний з певним рівнем невизначеності [63]. Також бажано, щоб будь-яка діяльність за використання ГМ-риб була поєднана з системою моніторингу для оцінки потрапляння ГМ-тварин в природу і їх впливу на наколишнє середовище, яке потенційно може бути пов'язане з вирощуванням ГМ-риб. Дані для оцінки екологічного ризику повинні базуватися на надійних наукових дослідженнях, які слід постійно продовжувати.

Висновки. Аквакультура залишається одним з найбільш швидкозростаючих секторів виробництва білків тваринного походження у всьому світі. Фактично, це єдине виробництво продукції тваринництва, яке зростає швидше, ніж населення землі, і цим забезпечує прийнятне доповнення і заміщення виловленої риби. Зі збільшенням попиту на продукти харчування, отриманих шляхом аквакультури, виникла потреба в більш ефективних технологічних системах, що переважають традиційні за прискореними темпами росту риби, ефективністю конверсії корму, зменшенням смертності від хвороб та пов'язаним з ним використання хімікатів, низьким рівнем кисню, низькою плодючістю. Біотехнологія відкрила нові можливості для розвитку генетичних ресурсів аквакультури. завдяки розвитку генетичної інженерії. Починаючи з 1984 року методи введення чужинної генетичної інформації у геноми риб постійно вдосконалюються. Трансгенні риби створені з різною метою: 1) модельні системи в генетиці, біології розвитку, токсикології, фізіології, фармакології; 2) продуктивні тварини, що характеризуються швидким ростом, толерантністю до холоду, стійкістю до інфекцій; 3) риби-біореактори для експресії біохімічно важливих білків; 4) тестерніобєкти для виявлення токсичності середовища; 5) декоративні лінії в акваріумістиці. Окрім наукових питань створення ГМ-риб із бажаними властивостями та підтримання цих ознак у рамках природного, статевого та штучного відбору, існують проблеми етичності, харчової безпечності, що поєднуються з економічними, соціальними та політичними питаннями.

HISTORY, CREATION AND USE OF TRANSGENIC FISH

Kostenko S.O. *– doctor of biological sciences, Professor,*
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine,
svitlanakasijan@ukr.net

Aquaculture remains one of the fastest growing sectors of animal protein production worldwide. With the increasing demand for aquaculture foods, there is a need for more efficient technological systems that outperform traditional accelerated fish growth rates, feed conversion efficiency, reduced disease mortality and associated

use of chemicals, low oxygen levels, and low oxygen levels. fertility. Biotechnology has opened up new opportunities for the development of genetic resources in aquaculture. The biotechnology of aquaculture facilities has received a new impetus due to the development of genetic engineering.

Fish have proved to be one of the most convenient animal objects of molecular biotechnology. This is due to their fertility, ability to external fertilization and development of embryos outside the mother. Transgenic fish are created for different purposes: 1) model systems in genetics, developmental biology, toxicology, physiology, pharmacology; 2) productive animals, characterized by rapid growth, tolerance to cold, resistance to infections 3) fish-bioreactors for the expression of biochemically important proteins; 4) tester facilities to detect environmental toxicity; 5) decorative lines in aquaristics.

With the development of genetic engineering, methods for creating transgenic fish and other aquaculture facilities have improved. There are currently several ways to produce transgenic fish, all of which involve the use of a transgenic construct with a promoter and a foreign gene. In the first stage, the foreign gene (transgene) transferred to the host organism is integrated into the vector, in the second stage, the gene is inserted into the host genome using a cloning vector. As vectors in the early stages used plasmids E. coli, which are able to replicate with high copying in host cells. The DNA sequence required for transfer was incorporated into the cloning (or expressing) vector by restriction enzymes to create complementary ends, as well as ligases to secure integration.

This time-consuming classical approach to cloning is ineffective because it is sometimes difficult to find restriction sites in the target DNA sequence. Today, other methods of cloning target DNA are used, which have speed advantages. Several different vectors are used to introduce transgenes into the fish genome: *E. coli* plasmids, bacterial artificial chromosomes (BAC), fosmids, retroviruses, and transposons.

Engineering of individual nucleases allows to induce double strand breaks (DSBs), which are then used for subsequent modifications. Three methods have been most widely used: 1) clustered regularly interspaced short palindromic repeats (CRISPRs); 2) transcription activator-like effector nucleases (TALENs); 3) zinc finger nucleases (ZFNs).

The development of GM fish has long sparked debate about the potential impact on the environment. The main environmental concerns about transgenic fish entering natural ecosystems relate to their competition with wild populations, transgenic migration to the wildlife gene pool, and the environmental changes they cause.

Keywords: aquaculture, genetically modified fish, transgenesis, ecological risks.

ЛІТЕРАТУРА

1. FAO-веб-сайт. URL: http://www.fao.org/fisheries/ru/.
2. ФАО. 2017. веб-сайт. URL: http://www.fao.org/fishery/static/Yearbook/YB 2017_USBcard/navigation/index_intro_f.htm (дата звернення: 09.09.2020)
3. ФАО. 2020. Состояние мирового рыболовства и аквакультуры – 2020. Меры по повышению устойчивости. Рим, ФАО. Веб-сайт. URL: http://www.fao.org/3/ca9229ru/CA9229RU.pdf (дата звернення: 12.09.2020).
4. Tonelli F. M. P., Lacerda S. M. S. N., Tonelli F. C. P., Costa G. M. J., de França L. R., Resende R. R. (2017). Progress and biotechnological prospects

in fish transgenesis. *Biotechnology Advances*. Vol. 35. № 6. 832–844. doi:10.1016/j.biotechadv.2017.06.002.

5. Omole I.A. (2017). Biotechnology as an Important Tool for Improving Fish Productivity, *American Journal of Bioscience and Bioengineering*. Vol. 5, № 1. 17–22. doi: 10.11648/j.bio.20170501.14
6. Dunham R.A., Majumdar K., Hallerman E., Bartley D., Mair G., Hulata G., Liu Z., Pongthana N., Bakos J., Penman D., Gupta M., Rothlisberg P. and Hoerstgen-Schwark G. (2001). Review of the Status of Aquaculture Genetics. In: Subasinghe, R. P. Bueno, P. Phillips, M. J. Hough C., McGladdery S. E. and Arthur J. R. (eds) Technical Proceedings of the Conference on Aquaculture in the Third Millenium, Bangkok, Thailand, 20–25 February. NACA, Bangkok, and FAO, Rome. 129–157.
7. Ayoola, S.O. and Idowu, A.A. (2008). Biotechnology and Species Development in Aquaculture. *African Journal of Biotechnology*. Vol.25. № 7. P. 4722–4725.
8. Dunham R.A. (2004). Aquaculture and Fisheries Biotechnology – Genetic Approaches. CABI Publishing. 372.
9. Nwokwa M.C. (2012). The Review of Recent Advances inFish Genetics and Biotechnology. Continental Journal ofFisheries and Aquatic Science. Vol. 6. № 1. 9–18.
10. Arai K. (2001). Genetic improvement of aquaculture finfish species by chromosome manipulation techniques in Japan. *Aquaculture*. Vol. 197. 205–228.
11. Maclean N., Penman D., Zhu Z. (1987). Introduction of novel gone into fish. *Bio/Technology*. Vol. 5. 257–261.
12. Zhu Z., Li G., He L., Chen S. (1985). Novel gene transfer into the fertilized eggs of goldfish (*Carassius auratus* L. 1758). J. Appl. Ichthyol. Vol. 1. 31–34.
13. Zhu Z., Xu K., Li G., Xie Y., He L. (1986). Biological effects of human growth hormone gene microinjected into the fertilized eggs of loach, *Misgurnusanguillicaudatus* (Cantor). *KexueTongbao, Acad. Sin*. Vol. 31. 988–990.
14. Zhu Z., He L., Chen T.T. (1992). Primary-structural and evolutionary analyses of growth-hormone gene from grass carp *(Ctenopharyngodonidellus*). *Eur. J. Biochem*. Vol. 207. 643–648.
15. Wang Y., Hu W., Wu G., Sun Y., Chen S., Zhang F., Zhu Z., Feng J., Zhang X. (2001). Genetic analysis of “all-fish” growth hormone gene transferred carp (*Cyprinus carpio* L.) and its F1 generation. *Chin. Sci. Bull.* Vol. 46. 1174–1177.
16. Hwang G, Müller F, Rahman MA, et al. (2004). Fish as bioreactors: transgene expression of human coagulation factor VII in fish embryos. *Mar Biotechnol* (NY). Vol. 5. № 6. 485–492. doi:10.1007/s10126-004-3121-2

17. Richard N. Winn (2001). Transgenic Fish as Models in Environmental Toxicology. *ILAR Journal*. Vol. 42. № 4. 322–329. https://doi.org/10.1093/ilar.42.4.322
18. Gong Z., Ju B., Wan H. (2001). Green fluorescent protein (GFP) transgenic fish and their applications. *Genetica*. Vol. 111. 213–225.
19. Gong Z., Wan H., Tay TL., Wang H., Chen M., Yan T. (2003). Development of transgenic fish for ornamental and bioreactor by strong expression of fluorescent proteins in the skeletal muscle. BiochemBioph Res Co. Vol. 308. 58–63.
20. Marsischky G. Many (2004). Paths to Many Clones: A Comparative Look at High-Throughput Cloning Methods. *Genome Research*. Vol. 14. 2020–2028. doi:10.1101/gr.2528804
21. Lee O., Green J.M., Tyler C.R. (2014). Transgenic fish systems and their application in ecotoxicology. *Critical Reviews in Toxicology*. Vol. 45. № 2. 124–141. doi:10.3109/10408444.2014.965805
22. Kim KH, Park HJ, Kim JH, et al. (2013). Cyp1a reporter zebrafish reveals target tissues for dioxin. *Aquat Toxicol.* Jun 15; 134–135:57–65. doi:10.1016/j.aquatox.2013.03.010
23. Trinh L.A., Fraser, S.E. (2013). Enhancer and gene traps for molecular imaging and genetic analysis in zebrafish. Development, growth & differentiation. Vol. 55. № 4. 434–45.
24. Ellingsen S, Laplante M.A., König M., Kikuta H., Furmanek T., Hoivik E.A., Becker T.S. (2005). Large-scale enhancer detection in the zebrafish genome. *Development.* Vol. 132. 3799–3811; doi: 10.1242/dev.01951
25. Chen W., Burgess S., Golling G., Amsterdam A., Hopkins N. (2002). High-throughput selection of retrovirus producer cell lines leads to markedly improved efficiency of germ line-transmissible insertions in zebrafish. *J Virol*, Vol. 76. 2192–2198.
26. Wang D., Jao L.E.., Zheng N., Dolan K., Ivey J., Zonies S., et al. (2007). Efficient genome-wide mutagenesis of zebrafish genes by retroviral insertions. *Proc Natl Acad Sci USA*. Vol. 104. 12428–12433.
27. Kawakami K., Takeda H., Kawakami N., Kobayashi M., Matsuda N., Mishina M. (2004). A transposon-mediated gene trap approach identifies developmentally regulated genes in zebra fish. *Dev Cell.* Vol. 7. 133–144.
28. Hamlet M.R., Yergeau D.A., Kuliyev E., Takeda M., Taira M., Kawakami K., Mead P.E. (2006). Tol2 transposon-mediated transgenesis in *Xenopus tropicalis*. *Genesis.* Vol. 44. 438–445.
29. Asakawa K., Kawakami K. (2009). The Tol2-mediated Gal4-UAS method for gene and enhancer trapping in zebra fish. *Methods*. Vol. 49. 275–281.
30. Miskey C., Izsvak Z., Kawakami K., Ivics I. (2005). DNA transposons in vertebrate functional genomics. *Cell MolLife Sci*. Vol. 62. 629–641.

31. Davidson A., Balciunas D., Mohn D., Shaffer J., Hermanson S., Sivasubbu S. et al. (2003). Efficient gene delivery and gene expression in zebrafish using the Sleeping Beauty transposon. *Dev Biol*. Vol. 263. 191–202.
32. Grabher C., Wittbrodt J. (2008). Recent advances in meganuclease-and transposon-mediated transgenesis of medaka and zebrafish. *Methods Mol Biol*. Vol. 461. 521–539.
33. Kirchmaier S., Hockendorf B., Moller E.K., Bornhorst D., Spitz F., Wittbrodt J. (2013). Efficient site-specific transgenesis and enhancer activity tests in medaka using PhiC31 integrase. *Development*. Vol. 140. 4287–4295.
34. Ishikawa T., Ansai S., Kinoshita M., Mori K. (2018). A Collection of Transgenic Medaka Strains for Efficient Site-Directed Transgenesis Mediated by phiC31 Integrase. G3: *GENES, GENOMES, GENETICS*, August 1, 2018 Vol. 8. № 8. 2585–2593. https://doi.org/10.1534/g3.118.200130
35. Roberts J.A., Miguel-Escalada I., Slovik K.J., Walsh K.T., Hadzhiev Y., Sanges R., et al. (2014). Targeted transgene integration overcomes variability of position eff ects in zebrafish. *Development*. Vol. 141. 715–724.
36. Han H.A., Pang J.K.S., Soh B. (2020). Mitigating off-target effects in CRISPR/Cas9-mediated in vivo gene editing. *J Mol Med*. Vol. 98. 615–632. https://doi.org/10.1007/s00109-020-01893-z
37. Hwang W.Y., Fu Y., Reyon D., Maeder M.L., Kaini P., Sander J.D. et al. (2013). Heritable and precise zebrafish genome editing using a CRISPR-Cas system. *PLoS One*. Jul 9. Vol. 8. № 7. doi: 10.1371/journal.pone.0068708.
38. Auer T.O., Duroure K., Cian A.D., Concordet J.P., Bene F.D. (2014). Highly efficient CRISPR/Cas9-mediated knock-in in zebrafish by homologyindependent DNA repair. *Genome Res*. Vol. 24. 142–153.
39. Distel M., Wullimann M.F., Koster R.W. (2009). Optimized Gal4 genetics for permanent gene expression mapping in zebrafish. *Proc Natl Acad Sci USA*. Vol. 106. 13365–13370.
40. Joung J.K., Sander J.D. (2013). TALENs: a widely applicable technology for targeted genome editing. *Nat Rev Mol Cell Biol*. Vol. 14. 49–55.
41. Boch J., Bonas U. (2010). Xanthomonas AvrBs3 family-type III eff ectors: discovery and function. *Annu Rev Phytopathol*. Vol. 48. 419–436.
42. Hwang W.Y., Peterson R.T., Yeh J.R. (2014). Methods for targeted mutagenesis in zebrafish using TALENs. *Methods*, Vol. 69. 76–84.
43. Reyon D., Tsai S.Q., Khayter C., Foden J.A., Sander J.D., Joung J.K. (2012). FLASH assembly of TALENs for high-throughput genome editing. *Nat Biotechnol*. Vol. 30. 460–465.
44. Hartley K.O., Nutt S.L., Amaya E. (2002). Targeted gene expression in transgenic Xenopus using the binary Gal4-UAS system. *Proc Natl Acad Sci USA.* Vol. 99. 1377–1382.

45. Duffy J.B. (2002). GAL4 system in Drosophila: a fly geneticist's Swiss army knife. *Genesis*. Vol. 34. 1–15.
46. Kramer J.M., Staveley B.E. (2003). GAL4 causes developmental defects and apoptosis when expressed in the developing eye of *Drosophila melanogaster*. *Genet Mol Res*. Vol. 2. 43–47.
47. Lee O., Takesono A., Tada M., Tyler C.R., Kudoh T. (2012). Biosensor zebrafish provide new insights into potential health eff ects of environmental estrogens. *Environ Health Perspect*. Vol. 120. 990–996.
48. Goll M.G., Anderson R., Stainier D.Y., Spradling A.C., Halpern M.E. (2009). Transcriptional silencing and reactivation in transgenic zebrafish. *Genetics*. Vol. 182. 747–755.
49. Akitake C.M., Macurak M., Halpern M.E., Goll M.G. (2011). Transgenerational analysis of transcriptional silencing in zebrafish. *Dev Biol*. Vol. 352. 191–201.
50. Suli A., Guler A.D., Raible D.W., Kimelman D. (2014). A targeted gene expression system using the tryptophan repressor in zebrafish shows no silencing in subsequent generations. *Development*. Vol. 141. 1167–1174.
51. Subedi A., Macurak M., Gee S.T., Monge E., Goll M.G., Potter C.J. et al. (2013). Adoption of the Q transcriptional regulatory system for zebrafish transgenesis. *Methods*. Vol. 66. 433–440.
52. Maclean N., Laight, R.J. (2000). Transgenic fish: an evaluation of benefits and risks. *Fish and Fisheries*. Vol. 1. № 2. 146–172. doi:10.1046/j.1467-2979.2000.00014.x
53. Sundström L., Devlin R. (2015). Ecological implications of genetically modified fishes in freshwater fisheries, with a focus on salmonids. In Craig J.F. (eds.) Wiley-Blackwell, Ltd. 2015. P. 594-615. https://doi.org/10.1002/ 9781118394380.ch46
54. Tiedje J.M., Colwell R.K., Grossman Y.L., Hodson R.E., Lenski, R.E., Mack R.N., Regal P.J. (1989). The planned introduction of genetically engineered organisms: ecological considerations and recommendations. *Ecology*. 70. 298–315.
55. Kapuscinski A.R., Hallerman E.M. (1990). Transgenic fish and public policy: anticipating environmental impacts of transgenic fish. *Fisheries*. Vol. 15. 2–11.
56. Jeschke J. M., Keesing F.,Ostfeld R.S. (2013). Novel organisms: comparing invasive species, GMOs, and emerging pathogens. AMBIO: *A Journal of the Human Environment*. Vol. 42. 541–548.
57. *William M. Muir and Richard D. Howard* Transgenic fish could threaten wild populations.Possible ecological risks of transgenic organism release when transgenes affect mating success: Sexual selection and the Trojan

gene hypothesis. URL: https://www.purdue.edu/uns/html4ever/0002.Muir.trojan.html (дата звернення: 09.09.2020)
58. FDA веб-сайт. URL:https://web.archive.org/web/20151119162500/ https://www.fda.gov/ForConsumers/ConsumerUpdates/ucm472487.htm ("FDA Has Determined That the AquAdvantage Salmon is as Safe to Eat as Non-GE Salmon". *U.S. Food & Drug Administration*. 2015-11-19. Archived from the original on 2015-11-19.) (дата звернення: 09.09.2020).
59. Mair G. C., Nam Y. K., Solar I. I. (2007). Risk management: reducing risk through confinement of transgenic fish. In Environmental Risk Assessment of Genetically Modified Organism, Vol. 3 (Kapuscinski A. R., Hayes K.R., Li S., Dana G., eds). 209–238. Abingdon: CAB International.
60. Devlin R.H., Donaldson E.M. (1992). Containment of genetically altered fish with emphasis on salmonids. In Transgenic Fish (Hew, C. L., Fletcher, G. L., eds). 229–265. Singapore: World Scientific Publishers.
61. Abad Z., Gonzalez R., Mendoza I., Oliva A., Pimentel E., Pimentel R., Martinez R., Estrada M. P., Ramirez, Y., Arenal A. (2007). Production of a high percentage of male offspring in growth-enhanced transgenic tilapia using Oreochromis aureus ZZ selected pseudofemales. *Aquaculture*. Vol. 270. № 1–4. 541–545. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2007.03.035.
62. Razak S.A., Hwang G.L., Rahman, M.A., Maclean N. (1999). Growth performance and gonadal development of growth enhanced transgenic tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) following heat shock induced triploidy. *Marine Biotechnology*. Vol. 1. 533–544.
63. Devlin R.H., Sakhrani D., Biagi C.A., Eom K.W. (2010). Occurrence of incomplete paternal chromosome retention in GH transgenic coho salmon being assessed for reproductive containment by pressure shock induced triploidy. *Aquaculture*. Vol. 304. 66–78.

REFERENCES

1. FAO веб-сайт. URL: http://www.fao.org/fisheries/ru/ (дата звернення: 09.09.2020).
2. ФАО. 2017. веб-сайт. URL: http://www.fao.org/fishery/static/Yearbook/YB2017_USBcard/navigation/index_intro_f.htmhttp://www.fao.org/fisheries/ru/(дата звернення: 09.09.2020)
3. ФАО. 2020. Состояние мирового рыболовства и аквакультуры – 2020. Меры по повышению устойчивости. Рим, ФАО. https://doi.org/10.4060/ca8642ru : веб-сайт. URL: http://www.fao.org/3/ca9229ru/CA9229RU.pdf (дата звернення: 12.09.2020).
4. Tonelli F. M. P., Lacerda S. M. S. N., Tonelli F. C. P., Costa G. M. J., de França L. R., Resende R. R. (2017). Progress and biotechnological prospects

in fish transgenesis. *Biotechnology Advances*. Vol. 35. № 6. 832–844. doi:10.1016/j.biotechadv.2017.06.002.
5. Omole I.A. (2017). Biotechnology as an Important Tool for Improving Fish Productivity, *American Journal of Bioscience and Bioengineering*. Vol. 5, № 1. 17–22. doi: 10.11648/j.bio.20170501.14
6. Dunham R.A., Majumdar K., Hallerman E., Bartley D., Mair G., Hulata G., Liu Z., Pongthana N., Bakos J., Penman D., Gupta M., Rothlisberg P. and Hoerstgen-Schwark G. (2001). Review of the Status of Aquaculture Genetics. In: Subasinghe, R. P. Bueno, P. Phillips, M. J. Hough C., McGladdery S. E. and Arthur J. R. (eds) Technical Proceedings of the Conference on Aquaculture in the Third Millenium, Bangkok, Thailand, 20–25 February. NACA, Bangkok, and FAO, Rome. 129–157.
7. Ayoola, S.O. and Idowu, A.A. (2008). Biotechnology and Species Development in Aquaculture. *African Journal of Biotechnology*. Vol. 25. № 7. P. 4722–4725.
8. Dunham R.A. (2004). Aquaculture and Fisheries Biotechnology – Genetic Approaches. CABI Publishing. 372.
9. Nwokwa M.C. (2012). The Review of Recent Advances inFish Genetics and Biotechnology. Continental Journal ofFisheries and Aquatic Science. Vol. 6. № 1. 9–18.
10. Arai K. (2001). Genetic improvement of aquaculture finfish species by chromosome manipulation techniques in Japan. *Aquaculture*. Vol. 197. 205–228.
11. Maclean N., Penman D., Zhu Z. (1987). Introduction of novel gone into fish. *Bio/Technology*. Vol. 5. 257–261.
12. Zhu Z., Li G., He L., Chen S. (1985). Novel gene transfer into the fertilized eggs of goldfish (*Carassius auratus* L. 1758). J. Appl. Ichthyol. Vol. 1. 31–34.
13. Zhu Z., Xu K., Li G., Xie Y., He L. (1986). Biological effects of human growth hormone gene microinjected into the fertilized eggs of loach, *Misgurnusanguillicaudatus* (Cantor). *KexueTongbao, Acad. Sin*. Vol. 31. 988–990.
14. Zhu Z., He L., Chen T.T. (1992). Primary-structural and evolutionary analyses of growth-hormone gene from grass carp *(Ctenopharyngodonidellus*). *Eur. J. Biochem*. Vol. 207. 643–648.
15. Wang Y., Hu W., Wu G., Sun Y., Chen S., Zhang F., Zhu Z., Feng J., Zhang X. (2001). Genetic analysis of “all-fish” growth hormone gene transferred carp (*Cyprinus carpio* L.) and its F1 generation. *Chin. Sci. Bull.* Vol. 46. 1174–1177.
16. Hwang G, Müller F, Rahman MA, et al. (2004). Fish as bioreactors: transgene expression of human coagulation factor VII in fish embryos. *Mar Biotechnol* (NY). Vol. 5. № 6. 485–492. doi:10.1007/s10126-004-3121-2

17. Richard N. Winn (2001). Transgenic Fish as Models in Environmental Toxicology. *ILAR Journal*. Vol. 42. № 4. 322–329. https://doi.org/10.1093/ilar.42.4.322
18. Gong Z., Ju B., Wan H. (2001). Green fluorescent protein (GFP) transgenic fish and their applications. *Genetica*. Vol. 111. 213–225.
19. Gong Z., Wan H., Tay TL., Wang H., Chen M., Yan T. (2003). Development of transgenic fish for ornamental and bioreactor by strong expression of fluorescent proteins in the skeletal muscle. BiochemBioph Res Co. Vol. 308. 58–63.
20. Marsischky G. Many (2004). Paths to Many Clones: A Comparative Look at High-Throughput Cloning Methods. *Genome Research*. Vol. 14. 2020–2028. doi:10.1101/gr.2528804
21. Lee O., Green J.M., Tyler C.R. (2014). Transgenic fish systems and their application in ecotoxicology. *Critical Reviews in Toxicology*. Vol. 45. № 2. 124–141. doi:10.3109/10408444.2014.965805
22. Kim KH, Park HJ, Kim JH, et al. (2013). Cyp1a reporter zebrafish reveals target tissues for dioxin. *Aquat Toxicol.* Jun 15; 134–135:57–65. doi:10.1016/j.aquatox.2013.03.010
23. Trinh L.A., Fraser, S.E. (2013). Enhancer and gene traps for molecular imaging and genetic analysis in zebrafish. Development, growth & differentiation. Vol. 55. № 4. 434–45.
24. Ellingsen S, Laplante M.A., König M., Kikuta H., Furmanek T., Hoivik E.A., Becker T.S. (2005). Large-scale enhancer detection in the zebrafish genome. *Development.* Vol. 132. 3799–3811; doi: 10.1242/dev.01951
25. Chen W., Burgess S., Golling G., Amsterdam A., Hopkins N. (2002). High-throughput selection of retrovirus producer cell lines leads to markedly improved efficiency of germ line-transmissible insertions in zebrafish. *J Virol*, Vol. 76. 2192–2198.
26. Wang D., Jao L.E.., Zheng N., Dolan K., Ivey J., Zonies S., et al. (2007). Efficient genome-wide mutagenesis of zebrafish genes by retroviral insertions. *Proc Natl Acad Sci USA*. Vol. 104. 12428–12433.
27. Kawakami K., Takeda H., Kawakami N., Kobayashi M., Matsuda N., Mishina M. (2004). A transposon-mediated gene trap approach identifies developmentally regulated genes in zebra fish. *Dev Cell.* Vol. 7. 133–144.
28. Hamlet M.R., Yergeau D.A., Kuliyev E., Takeda M., Taira M., Kawakami K., Mead P.E. (2006). Tol2 transposon-mediated transgenesis in *Xenopus tropicalis*. *Genesis.* Vol. 44. 438–445.
29. Asakawa K., Kawakami K. (2009). The Tol2-mediated Gal4-UAS method for gene and enhancer trapping in zebra fish. *Methods*. Vol. 49. 275–281.
30. Miskey C., Izsvak Z., Kawakami K., Ivics I. (2005). DNA transposons in vertebrate functional genomics. *Cell MolLife Sci*. Vol. 62. 629–641.

31. Davidson A., Balciunas D., Mohn D., Shaffer J., Hermanson S., Sivasubbu S. et al. (2003). Efficient gene delivery and gene expression in zebrafish using the Sleeping Beauty transposon. *Dev Biol*. Vol. 263. 191–202.
32. Grabher C., Wittbrodt J. (2008). Recent advances in meganuclease-and transposon-mediated transgenesis of medaka and zebrafish. *Methods Mol Biol*. Vol. 461. 521–539.
33. Kirchmaier S., Hockendorf B., Moller E.K., Bornhorst D., Spitz F., Wittbrodt J. (2013). Efficient site-specific transgenesis and enhancer activity tests in medaka using PhiC31 integrase. *Development*. Vol. 140. 4287–4295.
34. Ishikawa T., Ansai S., Kinoshita M., Mori K. (2018). A Collection of Transgenic Medaka Strains for Efficient Site-Directed Transgenesis Mediated by phiC31 Integrase. G3: *GENES, GENOMES, GENETICS*, August 1, 2018. Vol. 8. № 8. 2585–2593. https://doi.org/10.1534/g3.118.200130
35. Roberts J.A., Miguel-Escalada I., Slovik K.J., Walsh K.T., Hadzhiev Y., Sanges R., et al. (2014). Targeted transgene integration overcomes variability of position eff ects in zebrafish. *Development*. Vol. 141. 715–724.
36. Han H.A., Pang J.K.S., Soh B. (2020). Mitigating off-target effects in CRISPR/Cas9-mediated in vivo gene editing. *J Mol Med*. Vol. 98. 615–632. https://doi.org/10.1007/s00109-020-01893-z
37. Hwang W.Y., Fu Y., Reyon D., Maeder M.L., Kaini P., Sander J.D. et al. (2013). Heritable and precise zebrafish genome editing using a CRISPR-Cas system. *PLoS One*. Jul 9. Vol. 8. № 7. doi: 10.1371/journal.pone.0068708.
38. Auer T.O., Duroure K., Cian A.D., Concordet J.P., Bene F.D. (2014). Highly efficient CRISPR/Cas9-mediated knock-in in zebrafish by homologyindependent DNA repair. *Genome Res*. Vol. 24. 142–153.
39. Distel M., Wullimann M.F., Koster R.W. (2009). Optimized Gal4 genetics for permanent gene expression mapping in zebrafish. *Proc Natl Acad Sci USA*. Vol. 106. 13365–13370.
40. Joung J.K., Sander J.D. (2013). TALENs: a widely applicable technology for targeted genome editing. *Nat Rev Mol Cell Biol*. Vol. 14. 49–55.
41. Boch J., Bonas U. (2010). Xanthomonas AvrBs3 family-type III eff ectors: discovery and function. *Annu Rev Phytopathol*. Vol. 48. 419–436.
42. Hwang W.Y., Peterson R.T., Yeh J.R. (2014). Methods for targeted mutagenesis in zebrafish using TALENs. *Methods*, Vol. 69. 76–84.
43. Reyon D., Tsai S.Q., Khayter C., Foden J.A., Sander J.D., Joung J.K. (2012). FLASH assembly of TALENs for high-throughput genome editing. *Nat Biotechnol*. Vol. 30. 460–465.
44. Hartley K.O., Nutt S.L., Amaya E. (2002). Targeted gene expression in transgenic Xenopus using the binary Gal4-UAS system. *Proc Natl Acad Sci USA*. Vol. 99. 1377–1382.

45. Duffy J.B. (2002). GAL4 system in Drosophila: a fly geneticist's Swiss army knife. *Genesis*. Vol. 34. 1–15.
46. Kramer J.M., Staveley B.E. (2003). GAL4 causes developmental defects and apoptosis when expressed in the developing eye of *Drosophila melanogaster*. *Genet Mol Res*. Vol. 2. 43–47.
47. Lee O., Takesono A., Tada M., Tyler C.R., Kudoh T. (2012). Biosensor zebrafish provide new insights into potential health eff ects of environmental estrogens. *Environ Health Perspect*. Vol. 120. 990–996.
48. Goll M.G., Anderson R., Stainier D.Y., Spradling A.C., Halpern M.E. (2009). Transcriptional silencing and reactivation in transgenic zebrafish. *Genetics*. Vol. 182. 747–755.
49. Akitake C.M., Macurak M., Halpern M.E., Goll M.G. (2011). Transgenerational analysis of transcriptional silencing in zebrafish. *Dev Biol*. Vol. 352. 191–201.
50. Suli A., Guler A.D., Raible D.W., Kimelman D. (2014). A targeted gene expression system using the tryptophan repressor in zebrafish shows no silencing in subsequent generations. *Development*. Vol. 141. 1167–1174.
51. Subedi A., Macurak M., Gee S.T., Monge E., Goll M.G., Potter C.J. et al. (2013). Adoption of the Q transcriptional regulatory system for zebrafish transgenesis. *Methods*. Vol. 66. 433–440.
52. Maclean N., Laight, R.J. (2000). Transgenic fish: an evaluation of benefits and risks. *Fish and Fisheries*. Vol. 1. № 2. 146–172. doi:10.1046/j.1467-2979.2000.00014.x
53. Sundström L., Devlin R. (2015). Ecological implications of genetically modified fishes in freshwater fisheries, with a focus on salmonids. In Craig J.F. (eds.) Wiley-Blackwell, Ltd. 2015. P. 594-615. https://doi.org/10.1002/9781118394380.ch46
54. Tiedje J.M., Colwell R.K., Grossman Y.L., Hodson R.E., Lenski, R.E., Mack R.N., Regal P.J. (1989). The planned introduction of genetically engineered organisms: ecological considerations and recommendations. *Ecology*. 70. 298–315.
55. Kapuscinski A.R., Hallerman E.M. (1990). Transgenic fish and public policy: anticipating environmental impacts of transgenic fish. *Fisheries*. Vol. 15. 2–11.
56. Jeschke J. M., Keesing F.,Ostfeld R.S. (2013). Novel organisms: comparing invasive species, GMOs, and emerging pathogens. AMBIO: *A Journal of the Human Environment*. Vol. 42. 541–548.
57. *William M. Muir and Richard D. Howard* Transgenic fish could threaten wild populations.Possible ecological risks of transgenic organism release when transgenes affect mating success: Sexual selection and the Trojan

gene hypothesis. URL: https://www.purdue.edu/uns/html4ever/0002.Muir.trojan.html (дата звернення: 09.09.2020)
58. FDA веб-сайт. URL:https://web.archive.org/web/20151119162500/ https://www.fda.gov/ForConsumers/ConsumerUpdates/ucm472487.htm ("FDA Has Determined That the AquAdvantage Salmon is as Safe to Eat as Non-GE Salmon". *U.S. Food & Drug Administration*. 2015-11-19. Archived from the original on 2015-11-19.) (дата звернення: 09.09.2020).
59. Mair G. C., Nam Y. K., Solar I. I. (2007). Risk management: reducing risk through confinement of transgenic fish. In Environmental Risk Assessment of Genetically Modified Organism, Vol. 3 (Kapuscinski A. R., Hayes K.R., Li S., Dana G., eds). 209–238. Abingdon: CAB International.
60. Devlin R.H., Donaldson E.M. (1992). Containment of genetically altered fish with emphasis on salmonids. In Transgenic Fish (Hew, C. L., Fletcher, G. L., eds). 229–265. Singapore: World Scientific Publishers.
61. Abad Z., Gonzalez R., Mendoza I., Oliva A., Pimentel E., Pimentel R., Martinez R., Estrada M. P., Ramirez, Y., Arenal A. (2007). Production of a high percentage of male offspring in growth-enhanced transgenic tilapia using Oreochromis aureus ZZ selected pseudofemales. *Aquaculture*. Vol. 270. № 1–4. 541–545. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2007.03.035.
62. Razak S.A., Hwang G.L., Rahman, M.A., Maclean N. (1999). Growth performance and gonadal development of growth enhanced transgenic tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) following heat shock induced triploidy. *Marine Biotechnology*. Vol. 1. 533–544.
63. Devlin R.H., Sakhrani D., Biagi C.A., Eom K.W. (2010). Occurrence of incomplete paternal chromosome retention in GH transgenic coho salmon being assessed for reproductive containment by pressure shock induced triploidy. *Aquaculture*. Vol. 304. 66–78.

УДК 597-1.05:[639.371.5:639.3.032]
DOI https://doi.org/10.32851/wba.2020.2.15

АНАЛІЗ ФІЗІОЛОГО-БІОХІМІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ КОРОПО-САЗАНОВИХ ГІБРИДІВ ОТРИМАНИХ В УМОВАХ ПРОМИСЛОВОЇ ГІБРИДИЗАЦІЇ З ВИКОРИСТАННЯМ САМЦІВ АМУРСЬКОГО САЗАНА РІЗНОГО ГЕНЕЗИСУ

[1]***Куць У.С.*** *– н.с., аспірантка,*
[2]***Кориляк М.З.*** *– н.с. лабораторії кормів та годівлі риб,*
[2]***Куріненко Г.А.*** *– к.с.-г.н., зав. відділу селекції риб,*
[1]*Львівська дослідна станція інституту рибного господарства,*
[2]*Інститут рибного господарства НААН України,*
ulja.kuts840@gmail.com, annazakharenko@ukr.net, Stasiv8@gmail.com

Пошук оптимальних гетерозних поєднань є важливим етапом на шляху підвищення рибопродуктивності ставів поряд із розробленням найбільш ефективного комплексу інтенсифікаційних заходів [1; 2]. Проте, варто зазначити, що використання в промисловій гібридизації статевозрілих плідників отриманих з використанням кріотехнологій, потребує більш широкого вивчення за комплексом рибницьких, фізіологічних, біохімічних, генетичних показників. Саме тому в даній роботі проаналізовано фізіолого-біохімічні показники цьоголіток коропо-сазанових гібридів (КСГ), отриманих від самців амурського сазана різного генезису.

В результаті досліджень було встановлено, що за масою переважали на 17,06 г, що становить 43 % коропо-сазанові гібриди з кріоконсервації (КСГк). При цьому індексмаси кишечника уКСГк становив 3,15 % від маси тіла, що на 0,1 г (6 %) вище у порівнянні з коропо-сазановими гібридами місцевого походження (КСГм). Відносна маса печінки у КСГк становила 2,81 % від маси тіла, що на 0,03 г (1 %) вище у порівнянні з показником КСГм.

Дослідженнями біохімічних показників крові, встановлено, що вміст гемоглобіну та гематокриту в КСГм був вищим відповідно на 6,3 % та 4,7 %, у порівнянні з КСГк. Кількість еритроцитів була в межах 2,16–2,22 Т/л.

Аналізуючи отримані результати АОС обох дослідних груп цьоголіток, можна стверджувати, що суттєвої різниці не виявлено. Проте активність СОД у цьоголіток КСГк нижче на 10,8 %, а активність каталази вищена 0,8 %. Вірогідної відмінності між ними не зафіксовано. Оцінюючи рівень процесів ПОЛ за вмістом дієнових кон’югатів і малонового діальдегіду встановлено, що показники досліджуваних груп риб значно відрізняються між собою. Зокрема вміст дієнових кон’югатів у досліді на 31,2 % ($p < 0,05$) менший ніж у контролі, а вміст МДА, вторинної ланки ПОЛ у досліді вірогідно нижчий на 51,8 % ($p<0,01$).

Ключові слова: коропо-сазанові гібриди, генезис, еритроцити, гемоглобін, гематокрит, система антиоксидантного захисту, екстер’єрні показники.

Постановка проблеми. В умовах сьогодення, в аквакультурі України, питання щодо використання кріоконсервованих статевих продуктів, та отримання нащадків з дефростованої сперми, з подальшим вирощуванням до статевозрілих особин, є новим напрямом. Зокрема, роботи з відтворення амурського сазана, з використанням кріотехнологій були розпочаті в 2011 році [3; 4]. Оскільки завдяки ефекту гетерозису коропо-сазанові гібриди характеризуються вищим темпом росту, ступенем резистентності до найпоширеніших захворювань риб, а їх використання сприяє зростанню продуктивності ставів в межах 19–22 %,в подальшому даних плідників, разом з плідниками місцевого походження використовували в промисловій гідридизації. На даному етапі наукових досліджень отримано потомство, тому метоюданої роботи було надати комплексну характеристику морфофізіологічних та біохімічних показників цьоголіток коропово-сазанових гібридів отриманих в умовах промислової гібридизації з використанням самців амурського сазана різного генезису.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Селекційними дослідженнями доведено, що найбільш ефективними у рибництві України є поєднання українських коропів з амурським сазаном, а саме – коропово-сазанова гібридизація. Цей метод широко використовують у племінних господарствах для вдосконалення племінних і продуктивних якостей існуючих порід і виведення нових, а у товарних господарствах – для підвищення рибопродуктивності ставів [5]. Досвід окремих господарств свідчить, що вирощування коропово-сазанових гібридів при дотриманні технологічних вимог є достатньо ефективним в умовах Полісся, що дає змогу компенсувати вплив несприятливих чинників, щодо яких гібриди виявляються стійкішими, ніж культивовані породи коропа [6].

Для кожного біологічного виду, в певному віці, стані та статі властиві специфічні риси метаболізму, зумовлені біохімічною індивідуальністю параметрів внутрішнього середовища. Найчутливішим і динамічним індикатором умов існування особини є кров, оскільки зміни гематологічних показників досить чітко відображають динаміку загального фізіологічного стану риб. У забезпеченні нормального функціонування організму риб важливу біологічну роль відіграє гемвмісний білок гемоглобін, який відображає фізіологічну картину організму в заданих умовах середовища вирощування. Тому вивчення показників загального та біохімічного аналізу крові є важливими [7; 8].

Важливими рибогосподарськими та фізіолого-біохімічними критеріями оцінки якості посадкового матеріалу є маса, коефіцієнт вгодованості, стан здоров’я риб,оскільки вони мають особливу значимість для забезпечення цілого ряду біологічних процесів у його організмі [9]. За морфологічними індексами можна оцінити фізіологічний стан риб.

Антиоксидантна система захисту організму контролює і гальмує всі етапи вільнорадикальних реакцій, починаючи від їх ініціації і закінчуючи утворенням гідроперекисів та малонового діальдегіду. Роль таких систем, очевидно, дуже велика при виникненні різних патологічних станів організму та при знаходженні біологічних об'єктів у несприятливих умовах існування, зокрема, екологічного. За даних умов існування та дії несприятливих факторів на організм активність ендогенних антиоксидантів різко зростає.

Ряд авторів умовно розподіляють систему антиоксидантного захисту на ферментативну і неферментативну. До ферментативної системи належать: каталаза, супероксиддисмутаза, глютатіонпероксидаза, глютатіонредуктаза, глютатіонтрансфераза, та інші ензими. Ці захисні ферментинерадикальному розкладі перекисів ліпідів. Активність ферментативної антиоксидантної системи є дуже добре регульована і залежить від віку тварин, фізіологічного стану, динаміки гормонів, інтенсивності синтезу антиоксидантного ферменту, pH середовища, наявності коферментів, інгібіторів, активаторів та інших чинників. Слід зауважити, що наявність цих двох систем антиоксидантного захисту забезпечує утилізацію вільних радикалів та пероксидів, проте навіть при високій активності антиоксидантної системи у крові є якийсь рівень продуктів пероксидації [10–12].

Отже, сукупність фізіолого-біохімічних характеристик дозволяє істотно збільшити об’єм достовірної інформації про фізіологічний стан риб на різних етапах життєвого циклу і при різноманітних екологічних умовах. Саме тому наші подальші фізіолого-біохімічні дослідження коропо-сазанових гібридів (КСГ) різного генезису слугували для надання комплексної оцінки статевозрілих плідників амурського сазана, отриманих від дефростованої сперми.

Матеріал та методи. Об’єктом досліджень слугували цьоголітки КСГ, які отримані від самиць малолускатого галицького коропа та 8-ми річних самців амурського сазана різного походження. Самці місцевого походження є потомками плідників амурського сазана, які були завезені у стави дослідного господарства Львівської дослідної станції ІРГ із Далекого Сходу – р. Амур та озеро Ханка у 70-80-х роках минулого століття та пройшли 8 поколінь відтворення. Кріосамці були відтворені у заводських умовах ДПДГ «Нивка» у 2011 році від місцевих самиць та дефростованої сперми [4]. Дану сперму було отримано від самців материнської водойми басейну річки Амур та кріоконсервовано 21-23 червня 1987 року на базі тепловодного рибного господарства при Лучегірській ГЕС Хабарівського краю [13]. До відтворення кріоконсервована сперма зберігалась в колекції кріобанку ІПКіК НАН України [3; 4].

Дослідження проводилися в умовах Львівської дослідної станції Інституту рибного господарства. Вирощування проводили згідно загаль-

неприйнятих інструкцій в рибництві [14] з використанням вирощувальних ставів, площею 1,37–1,77 га, та щільності посадки 40 тис. екз/га. Вимірювання основних показників екстер'єру проводили згідно методики І.Ф. Правдіна [15].

Кров відбирали із серця риб за допомогою піпеток Пастера у пробірки типу Eppendorf з гепарином. Концентрацію гемоглобіну крові визначали гемоціанідним методом по Дервізу Г.В., Воробйову А.М. (1959) [16]. Кількість еритроцитів у крові коропів підраховували в камері Горяєва, гематокритну величину визначали мікрометодом за Тодоровим.

Для біохімічних досліджень використовували 10 % гомогенати тканин печінки коропа. Досліджували концентрацію дієнових кон'югатів за методом, що ґрунтується на реакції оптичної густини гептанізопропанольного екстракту ліпідів [17]. Визначення концентрації ТБК-активних продуктів проводили спектрофотометрично за кольоровою реакцією з тіобарбітуровою кислотою [18]. Активність супероксиддисмутази – за визначенням відсотку гальмування реакції відновлення нітросиньоготетразолію в присутності феназинметасульфату [19]. Активність каталази – за зміною концентрації H_2O_2 [20]. Визначення вмісту білка проводили за методом Бредфорд [21].

Статистична обробка матеріалів виконана з використанням пакета стандартних програм Microsoft Office.

Виклад основного матеріалу. При проведенні селекційної та племінної роботи значна увага приділяється ознакам екстер'єру, до яких відносяться, перш за все, показники тілобудови, тип лускового покриву, відсутність зовнішніх дефектів.

Маса цьоголіток різних генерацій відрізнялась, так середня маса у коропо-сазанових гібридів з кріоконсервації (КСГк) становила 56,33 г, що на 17,1 г (43 %) є вище, а ніж показник середньої маси у коропо-сазанових гібридів місцевого походження (КСГм). Їх індекси високоспинності і обхвату були на одному рівні та відносно стабільними (Коефіцієнт варіації – 5,84 та 5,44 відповідно). Коефіцієнт вгодованості у КСГк становив 2,28 од. у КСГм 2,31 од.

Таблиця 1. **Екстер'єрні особливості цьоголіток коропо-сазанового гібриду різного походження, n = 15**

Походження	Показники	Середня маса, г	1, см	1/Н	1/О	С/1	К вгод
КСГм	M	39,27	11,89	2,45	1,27	31,15	2,31
	m	1,95	0,21	0,04	0,01	0,41	0,04
	Cv	19,19	6,81	5,84	3,73	5,12	6,40
КСГк	M	56,33	13,43	2,48	1,27	30,57	2,28
	m	3.88	0.30	0.03	0.01	0.42	0,06
	Cv	26,69	8,54	5,44	4,20	5,31	10,01

Індекси відносної маси окремих внутрішніх органів, таких як печінка, селезінка, нирки та інші органи, які часто називають ще морфофізіологічними, займають важливе місце при комплексному вивченні організму тварин. Оскільки індекси внутрішніх органів залежать від генетичних особливостей і екологічних умов, які формують ці органи, то вони є одночасно показниками розвитку організму, а також відображають його функціональний стан.

Встановлено, що відносна довжина кишечника коропа залежить від умов живлення. Так, у цьоголіток КСГк масою 56,33 г, які вирощувалися приоднакових умовах утримання, відносна довжина кишечника становила 185,2 % і була вищою на 1,15 % проти показника цьоголіток КСГм, середня маса яких становила 39,27 г (табл. 2).

Відомо, що відносна довжина кишечника вказує на потенційну можливість поїдання більшої кількості їжі та її краще засвоєння [22]. Завдяки відміченій морфологічній особливості КСГє добре пристосовані до поїдання великої кількості штучного корму. Краще засвоєння корму у КСГ із відносно довшим кишечником сприяє зниженню затрат корму на їх приріст, що відмічено при промисловому вирощуванні КСГ.

Таблиця 2. **Морфологічні показники цьоголіток коропо-сазанового гібриду різного походження, n = 15**

Походження	Показник	Середня маса, г	$l_{киш}$, см	$m_{киш}$, г	$m_{печ}$, г	$l_{киш}/l$, %	$m_{киш}/P$, %	$m_{печ}/P$, %
КСГм	M	39,27	21,87	1,18	1,11	183,0999	2,97	2,78
	m	1,95	1,09	0,10	0,10	7,08	0,18	0,16
	Cv	19,19	19,26	34,42	35,96	14,97	23.46	22.46
КСГк	M	56,33	24,7	1,8	1,,6	185,2	3,15	2,81
	m	3,88	0,72	0,19	0,17	4,86	0,19	0,16
	Cv	26,69	11,31	40,55	41,32	10,16	23,70	22,67

Разом з тим, такий показник, як індексмаси кишечника у КСГ становив 3,15 % від маси тіла риби, що на 0,1 г (6 %) більший у порівнянні з КСГм. Відносна маса печінки у КСГк становила 2,81 % від маси тіла риби,що на 0,03 г (1 %) вище у порівнянні з КСГм. Дані індекси є в межах фізіологічної норми і можуть служити індикатором оптимальності умов вирощування КСГ.

Отже, інтер'єрні індекси у цьоголіток КСГ обох дослідних груп різного походження суттєво не відрізнялися, проте дещо вищими були у цьоголіток КСГк.

Паралельно з селекційною роботою проводились дослідження фізіолого-біохімічного стану організму гібридного потомства амурських сазанів місцевого походження та гібридного потомства амурських сазанів відтвореного з кріоконсервованої сперми.

Відомо, що гемоглобін – це дихальний пігмент крові, бере активну участь у процесах зв'язування та транспорту кисню, вуглекислого газу, іонів водню, електронів та в багатьох інших біохімічних реакціях, необхідних для нормального функціонування організму [23]. В еритроцитах гемоглобін знаходиться у вільному стані і у вигляді біохімічних комплексів з білками або фосфатидами. Вміст гемоглобіну в цьоголіток КСГм був вищим на 6,3 % в порівнянні з КСГк. Кількість еритроцитів досліджуваних груп риб була на одному рівні та представлена у таблиці 3.

Таблиця 3. **Гематологічні показники крові досліджуваних риб, (M±m, n=5)**

Показники	КСГм	КСГк
Еритроцити, Т/л	2,16±019	2,22±0,13
Гемоглобін, г/л	67,07±2,10	63,09±1,50
Гематокрит, л/л	31,0±0,79	29,60±0,57

Гематокрит є одним із показників загального аналізу організму і являє собою співвідношення обсягу еритроцитів до обсягу плазми крові. Вміст гематокриту у цьоголіток КСГк був на 4,7 % вищим, ніж у цьоголіток місцевого походження.

Досліджувані гематологічні показники, зокрема, кількість еритроцитів, концентрація гемоглобіну та гематокритув крові цьоголіток КСГ різного походження були вмежах нормативних величин для цієї вікової та видової групи риб. Аналізуючи вище перераховані показники цьоголіток КСГ, варто зазначити, що статистичної вірогідності в показниках не зафіксовано.

Як відомо, в організмі існує динамічна рівновага між утворенням вільних радикалів та їх нейтралізація за допомогою антиоксидантної системи (АОС) [24, 25]. АОС – це потужний механізм, що запобігає розвитку вільно-радикальних та перекисних реакцій в організмі. Антиоксиданти можуть знешкоджувати вільні радикали ще до моменту реалізації їх руйнівної дії і підтримувати їх кількість на мінімально можливому рівні. До ферментів АОС належать супероксиддисмутаза (СОД), каталаза, та ін.

За оцінкою активності процесів продуктів окиснення ліпідів (ПОЛ) і вільнорадикального окиснення (ВРО) та ступеня зсуву рівноваги між прооксидантами й антиоксидантами можна розглядати об'єктивні й дуже чутливі показники загального стану організму, активності й функціонування систем підтримки гомеостазу [26; 27].

ВРО на всіх етапах протікання утворює численні продукти, які є результатом взаємодії ВР між собою й біологічними макромолекулами. Продукти ВРО прийнято підрозділяти на дві групи: нестабільні й стабільні [28]. До першої групи відносять всі продукти радикальної природи. До другої групи прийнято відносити продукти нерадикальної природи, серед

яких виділяють наступні: первинні продукти ВРО – це вільні окисні радикали: супероксид, гідропероксид, дієнові кон'югати і ін.; до вторинних продуктів ВРО відносять альдегіди, зокрема малоновий діальдегід [29].

Тому, одним із завдань даної роботи було провести порівняльну характеристику антиоксидантного стану організму та інтенсивності перебігу вільнорадикального перекисного окиснення ліпідів у гепатопанкреасі цьоголіток коропо-сазанового гібриду різного походження.

Аналізуючи отримані результати АОС, можна стверджувати, що суттєвої різниці не виявлено. Проте показник СОД у цьоголіток КСГ книжчий на 10,8 %, а активність каталази вища на 0,8 % від показників цьоголіток КСГм. Вірогідної відмінності між ними не зафіксовано (табл. 4).

Таблиця 4. **Система антиоксидантного захисту цьоголіток коропо-сазанового гібриду різного походження, (M±m, n=5)**

Показники	КСГм Контроль	КСГк Дослід
СОД, ум. од/хв. х мг білка	3,25±0,128	2,90±0,251
Каталаза, мкмоль H_2O_2 /хв. х мг білка	45,75±1,300	46,12±0,816
Дієновікон'югати, нмоль /мг білка	1,73±0,256	1,19±0,111*
МДА, нмоль/мг білка	1,10±0,173	0,47±0,081**

Примітка. Вірогідні різниці у показниках дослідних груп риб в порівнянні одна до одної: *– p<0,05,** – p<0,01.

Оцінюючи рівень процесів ПОЛ за вмістом дієнових кон'югатів і малонового діальдегіду встановлено, що показники досліджуваних груп риб значно відрізняються між собою. А саме вміст діє нових кон'югатів у досліді на 31,2 % (p < 0,05) менший ніж у контролі. А також вміст МДА, вторинної ланки ПОЛ у досліді вірогідно нижчий на 51,8 % (p < 0,01).

Результати досліджень показали, що активність антиоксидантної системи у гепатопанкреасі риб КСГмсуттєво не відрізняється від риб КСГк отриманих із кріоконсервації на відміну від вмісту продуктів ПОЛ, які значно різняться між собою.

Отже, можна стверджувати про відмінності у вмісті продуктів ПОЛ в організмі гібридного потомства амурського сазана отриманого з різного біологічного матеріалу.

Висновки і перспективи. В результаті досліджень було становлено, що за однакової густоти посадки і рівних умов утримання, маса цьоголіток різних генерацій відрізнялась на 17,06 г, що становить 43 %. При цьому індекс маси кишечника у КСГк становив 3,15 % від маси тіла риби, що на 0,1 г (6 %) більший у порівнянні з КСГм. Відносна маса печінки у КСГк

становила 2,81 % від маси тіла риби, що на 0,03 (1 %) більший у порівнянні з показником КСГм.

Вміст гемоглобіну в КСГм був вищим на 6,3 % вищим в порівнянні з КСГк. Вміст гематокриту відповідно був вищим на 4,7 %. Кількість еритроцитів була на одному рівні в межах 2,16–2,22 Т/л.

Аналізуючи отримані результати АОС обох дослідів, можна стверджувати, що суттєвої різниці не виявлено. Проте показник СОД у досліді нижчий на 10,8 %, а активність каталази вища на 0,8 % від контролю. Вірогідної відмінності між ними не фіксується. Оцінюючи рівень процесів ПОЛ за вмістом дієнових кон'югатів і малонового діальдегіду встановлено, що показники досліджуваних груп риб значно відрізняються між собою. А саме вміст дієнових кон'югатів у досліді на 31,2 % ($p < 0,05$) менший ніж у контролі. А також вміст МДА, вторинної ланки ПОЛ у досліді вірогідно нижчий на 51,8 % ($p < 0,01$).

Отже, згідно проведених досліджень можемо стверджувати, що отримане потомство зі статевозрілих плідників амурського сазана, отриманих з дефростованої сперми, не поступаються як за екстер'єрними так і фізіолого-біохімічним показникам гібридам місцевого походження. А це в свою чергу доводить, доцільність застосування технології кріоконсервування статевих продуктів риб з метою збереження та подальшого використання генетичного матеріалу найбільш цінних у господарському відношенні плідників. І тим самим дозволить вирішити проблему отримання чистих форм амурського сазана для широкого використання їх в промисловій гібридизації.

ANALYSIS OF PHYSIOLOGICAL AND BIOCHEMICAL PARAMETERS OF CARP AND AMUR WILD CARP HYBRIDS OBTAINED IN THE CONDITIONS OF INDUSTRIAL HYBRIDIZATION WITH USING OF MALE AMUR WILD CARP FROM DIFFERENT GENESIS

[1]***Kuts U.S.*** *– Research Fellow,*
[2]***Kurinenko H. A****. – PhD in Agricultural Sciences,*
[2]***Korylak M.Z.*** *– Researcher,*
[1]*Lvov Experimental Station of the Institute of Fisheries of the NAAS,*
[2]*Institute of Fisheries NAAN,*
ulja.kuts840@gmail.com, annazakharenko@ukr.net, Stasiv8@gmail.com

The search for optimal heterosis combinations is an important step towards increasing fish productivity of ponds along with the development of the most effective set of intensification measures. However, it should be noted that the use in industrial

hybridization of fish males obtained using cryotechnologies, needs to study also physiological, biochemical, genetic indicators. So in our research we analyze the physiological and biochemical parameters of fingerlingscarp hybrids (KSG), obtained from males of Amur carps of different genesis.

As a result of research it was found that by weight prevailed by 17.06 g, which is 43 % of KSGc. The intestinal mass index in carp hybrids with cryoconsirvation KSGc was 3.15 % of fish body weight, which is 0.1 (6 %) higher compared to carp hybrids of local origion (KSGl). The relative weight of the liver in KSGc was 2.81 % of the body weight of fish, which is 0.03 (1 %) higher compared to KSGl.

The content of hemoglobin and hematocrit in KSGl was higher by 6.3 % and 4.7 %, respectively, compared with KSGc.The number of red blood cellls was in the range of 2.16–2.22 T/l.

It was not was found a significant difference in the antioxidant defense system between the two experimental groups. However, the activity of SOD in the experimental group is lower by 10.8 %, and catalase activity is higher by 0.8 % of control group. There is no probable difference between them.It was detected a significant difference in the content of diene conjugates and malonic dialdehyde in the studied groups of fish. Namely, the content of diene conjugates in the experiment was 31.2 % ($p < 0.05$) lower than in the control group. The content of MDA, the secondary link of the lipid pereoxidation, in the experimental group was lower on 51.8 % ($p < 0,01$).

Keywords: carp hybrids, genesis, red blood cells, hemoglobin, hematocrit, *antioxidant protection system*y, exterior indicators.

ЛІТЕРАТУРА

1. Оцінка гетерозису у помісних цьоголіток за схрещування внутрішньо порідних типів коропа / Г.Ф. Шишманта ін. *Тваринництво та технології харчових продуктів*. 2019. № 3. С. 74–79.
2. Гетерозис у рибництві / О.О. Олексієнко та ін. *Рибне господарство України*. 2012. № 4. С. 13–23.
3. Аналіз окремих біологічних особливостей амурського сазана, відтвореного із використанням кріоконсервованої сперми / Н.П. Колісник та ін. *Рибогосподарська наука України*. 2014. № 4. С. 70–77.
4. Безусий О.Л. Вивчення впливу кріоконсервування та довгострокового зберігання сперми амурського сазана на життєстійкість личинок. Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології : тези IV Міжнар. іхтіологічн. наук.-практ. конф. Одеса : Фенікс, 2011. С. 30–32.
5. Фермерське рибництво / Грициняк І.І, та ін. ; за ред. Київ, 2008. 560 с.
6. Гринжевський М.В., Андрющенко А.І., Третяк О.М., Грициняк І.І. Основи фермерського рибного господарства. За редакцією М.В. Гринжевського. Київ. 2000. 340 с.
7. Динаміка показників крові молоді люблінського лускатого коропа залежно від умов вирощування / А.Я. Тучапська та ін. *Науковий вісник ЛНУВМБТ імені С.З. Гжицького*. 2013. № 3. С. 218–221.
8. Динаміка вмісту гемоглобіну в крові амурського сазана відтвореного із використанням кріоконсервованої сперми / Н.П. Колісник та ін. *Вісник*

Сумського національного аграрного університету. Серія «Тваринництво». 2016. Вип. 7 (30), С. 72–74.
9. Козлов В.И., Никифоров-Никишин А.Л., Бородин А.Л. Аквакультура. М.: МГУТУ, 2004. 433 с.
10. Фізіолого-біохімічні, біотехнологічні та морфологічні способи підвищення продуктивності тварин / Баглай О.М. та ін. *Науковий вісник ЛНУВМБТ імені С.З. Гжицького*. 2011. № 4. С. 3–11.
11. Особа І.А. Особливості функціонування системи антиоксидантного захисту організму. *Рибогосподарська наука України*. 2009. № 1. С. 133–139.
12. Гребеник Л.І., Висоцький І.Ю. Курс лекцій з біохімії. Розділ «Загальні закономірності метаболізму. Молекулярні основи біоенергетики». Суми, 2011. 74 с.
13. Копейка Е.Ф. Качество криоконсервированной спермы сазанов после 25 лет хранения. Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології : IV Міжнар. іхтіологічна наук.-практ. конф. тези Одеса : Одеський національний університет імені І.І. Мечникова, 2011. С. 136–138.
14. Олексієнко О.О., Томіленко В.Г., Кучеренко А.П. Інструкція з організації та ведення промислової гібридизації в коропівництві. *Зб. Інтенсивне рибництво*. К.: 1995. С. 74–83.
15. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. Москва: Пищевая промышленность, 1966. 376 с.
16. Дервиз Г.В., Воробьев А.И. Дервиз Г.В., Воробьев А.И. Определение гемоглобина фотоэлектроколориметром ФЕК-М. *Лабораторное дело*. 1959. № 3. С. 56–59.
17. Стальная И.Д. Метод определения диеновой коньюгации ненасыщенных высших жирных кислот. Современные методы в биохимии. М.: Медицина, 1977. 63 с.
18. Корабейникова С.Н. Модификация выделения продуктов перекисного окисления липидов в реакции с ТБК. *Лабораторное дело*. 1989. № 7. С. 8–9.
19. Дубинина Е.Е. Активность и изоферментный спектр супероксиддисмутази эритроцитов. *Лабораторное дело*. 1983. № 10. С. 30–33.
20. Королюк М.А. Метод определения активности каталазы. *Лабораторное дело*. 1988. № 1. С. 16–18.
21. Bradford M.M. A rapid and sensitive method for the quatitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Aval. Biochen*. 1976. Vol. 72. 248–250.
22. Дехтярьов П.А., Євтушенко М.Ю., Шерман І.М. Фізіологія риб: підручник. Київ: Аграрна освіта, 2008. 341 с.
23. Житенева Л.Д. Экологические закономерности ихтиогематологии. Ростов на-Дону: АзНИИРХ, 2000. 56 с.

24. Кашулина А.П., Сотникова Е.Н. Роль перекисного свободнорадикального окисления в патологии и методы его изучения. *Мед. консультация*. 1996. № 2. С. 20–25.
25. Проблемы нарушений окислительного гомеостаза и атиоксидантной терапии / Овсянникова Л. М. идр. *Гастроентерологія*. 2001. Т. 8, № 9. С. 322–327.
26. Кожевников Ю.Н. О перекисном окислении липидов в норме и патологии (обзор). *Вопросы медицинской химии*. 1985. № 1. С. 2–7.
27. Стежка В.А. Функциональное состояние системы свободнорадикального окисления как патогенетически обоснованный критерий гигиенической оценки воздействия на організм факторов производственной и окружающей среды. *Довкілля та здоров'я*. 1999. № 1. С. 2–9.
28. Продукти вільно радикального перекисного окислення та методи їх ідентифікації (огляд літератури) / І.Ф. Бєленічев та ін. *Современные проблемы токсикологии*. 2002. № 4. С. 9–13.
29. Барабой В.А., Орел В.Э., Карнаух И.М. Перекисное окисление и радиация. Киев, 1991. 256 с.

REFERENCES

1. Shyshman H.F. (2019). *Otsinka heterozysu u pomisnykh tsoholitok za skhreshchuvannia vnutrishno poridnykh typiv koropa* [Heterosis assessment of intra breed types crossing in one summer old common carps]. *Tvarynnytstvo ta tekhnolohii kharchovykh produktiv*. Vol. 3. 74–79. [in Ukrainian].
2. Oleksiienko O.O. (2012). *Heterozysurybnytstvi* [Heterosis in pisciculture]. *Rybne hospodarstvo Ukrainy*. Vol. 4. 13–23. [in Ukrainian].
3. Kolisnyk N.P. (2014). *Analiz okremykh biolohichnykh osoblyvostei amurskoho sazana, vidtvorenoho iz vykorystanniam kriokonservovanoi spermy* [Analysis of individual biological characteristics of amur carp reproduced using cryopreserved sperm]. *Rybohospodarska nauka Ukrainy*. Vol. 4. 70–77. [in Ukrainian].
4. Bezusyi O.L. (2011). *Vyvchennia vplyvu kriokonservuvannia ta dovhostrokovoho zberihannia spermy amurskoho sazana na zhyttiestiikist lychynok* [Study of the effect of cryopreservation and long-term storage of Amur carp sperm on the viability of larvae]. *Suchasni problemy teoretychnoi i praktychnoi ikhtiolohii : tezy IV Mizhnar. ikhtiolohichn. nauk.-prakt. konf.* Odesa : *Feniks.* 30–32. [in Ukrainian].
5. Hrytsyniak I.I. (2008). *Fermerske rybnytstvo* [Fishfarming]. Kyiv: Herb. [in Ukrainian].
6. Hrynzhevskyi M.V., Andriushchenko A.I., Tretiak O.M., Hrytsyniak I.I. (2000). *Osnovy fermerskoho rybnoho hospodarstva* [Foundation of fish farming]. Kyiv: SVIT. [in Ukrainian].

7. Tuchapska A.Ya. (2013). *Dynamika pokaznykiv krovi molodi liublinskoho luskatoho koropa zalezhno vid umov vyroshchuvannia* [Dynamics of blood youth lyubinsky scaly carp depending on growing conditions]. *Naukovyi visnyk LNUVMBT imeni S.Z. Hzhytskoho*. Vol. 3. 218–221. [in Ukrainian].
8. Kolisnyk N.P. (2016). *Dynamika vmistu hemohlobinu v krovi amurskoho sazana vidtvorenoho iz vykorystanniam kriokonservovanoi spermy* [Dynamic of hemoglobin content in the blood of amur wild carp reproduced with the use of cryopreserved sperm]. *Visnyk Sumskoho natsionalnoho ahrarnoho universytetu. Seriia «Tvarynnytstvo».* Vol. 7 (30). 72–74. [in Ukrainian].
9. Kozlov V.Y., Nykyforov-Nykyshyn A.L., Borodyn A.L. (2004). *Akvakultura* [Aquaculture]. M.: MHUTU. [in Russian].
10. Bahlai O.M. (2011). *Fizioloho-biokhimichni, biotekhnolohichni ta morfolohichni sposoby pidvyshchennia produktyvnosti tvaryn* [Physiological-biochemical and biotechnological ways of animal productivity increasing]. *Naukovyi visnyk LNUVMBT im. S.Z. Hzhytskoho.* Vol. 4. 3–11. [in Ukrainian].
11. Osoba I.A. (2009). *Osoblyvosti funktsionuvannia systemy antyoksydantnoho zakhystu orhanizmu* [The features of antioxidant protection system's functioning in the organisms]. *Rybohospodarska nauka Ukrainy*. Vol. 1. 133–139. [in Ukrainian].
12. Kopeyka E.F. (2011). *Kachestvo kriokonservirovannoy spermy sazanov posle 25 let khraneniya* [The quality of cryopreserved carp semen after 25 years of storage]. *Suchasni problemiteoretichnoï tapraktichnoï ikhtiologiï : IVMizhnar. ikhtiologichnanauk.-prakt. konf. teziOdesa : Odes'kiy natsional'niy universitet imeni I.I. Mechnikova*. 136–138. [in Russian].
13. Oleksiienko O.O., Tomilenko V.H., Kucherenko A.P. (1995). *Instruktsiia z orhanizatsii ta vedennia promyslovoi hibrydyzatsii v koropivnytstvi* [Instructions for the organization and conduct of industrial hybridization in carp]. *Zb. Intensyvne rybnytstvo*. K. 74–83. [in Ukrainian].
14. Pravdin I.F. (1966). *Rubovodstvo po izucheniyu ryb* [Fish Study Guide]. Moscow: Pishchevaya promyshlennost'. [in Russian].
15. Derviz G.V., Vorob'ev A.I. (1959). *Opredelenie gemoglobina fotoelektrokolorimetrom FEK-M* [Determination of hemoglobin with a FEK-M photoelectric colorimeter]. *Laboratornoe delo*. Vol. 3. 56–59. [in Russian].
16. Stal'naya I.D. (1977). *Metod opredeleniya dienovoy kon'yugatsii nenasyshchennykh vysshikh zhirnykh kislo* [Method for determination of diene conjugation of unsaturated higher fatty acids]. *Sovremennye metody v biokhimii.* M.: Meditsina. [in Russian].
17. Korabeynikova S.N. (1989). *Modifikatsiya vydeleniya produktov perekisnogo okisleniya lipidov v reaktsii s TBK* [Modification of the release

of lipid peroxidation products in the reaction with thiobabituric acid]. *Laboratornoe delo*. Vol. 7. 8–9. [in Russian].
18. Dubinina E.E. (1983). *Aktivnost' i izofermentnyy spektr superoksiddismutazi eritrotsitov* [Activity and isoenzyme spectrum of erythrocyte superoxide dismutase]. *Laboratornoe delo.* Vol. 10. 30–33. [in Russian].
19. Korolyuk M.A. (1988). *Metod opredeleniya aktivnosti katalazy* [Method for determination of catalase activity]. *Labor. delo*. Vol. 1. 16–18. [in Russian].
20. Bradford M.M. (1976). A rapid and sensitive method for the quatitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Aval. Biochen*. Vol. 72. 248–250.
21. Dekhtiarov P.A., Yevtushenko M.Yu., Sherman I.M. (2008). *Fiziolohiia ryb* [Physiology of fish]: pidruchnyk. Kyiv: Ahrarna osvita. [in Ukrainian].
22. Zhyteneva L.D. (2000). *Ekolohycheskye zakonomernosty ykhtyohematolohyy* [Ecological patterns of ichthyogematology]. Rostov na-Donu: AzNYYRKh. [in Russian].
23. Kashulina A.P., Sotnikova E.H. (1996). *Rol' perekisnogo svobodno-radikal'nogo okisleniya v patologii i metody ego izucheniya* [The role of free radical peroxidation in pathology and methods of its study]. *Med. konsul'tatsiya*. Vol. 2. 20–25. [in Russian].
24. Ovsyannikova L.M. (2001). *Problemy narusheniy okislitel'nogo gomeostaza i atioksidantnoy terapii* [Problems of violations of oxidative homeostatis and antioxidant therapy]. *Gastroenterologiya*. Vol. 9. 322–327. [in Russian].
25. Kozhevnikov Yu.N. (1985). *O perekisnom okislenii lipidov v norme i patologii (obzor)* [On lipid peroxidation in health and disease] *Voprosymeditsinskoykhimii.* Vol. 1. 2–7. [in Russian].
26. Stezhka V.A. (1999). *Funktsional'noe sostoyanie sistemy svobodnoradikal'nogo okisleniya kak patogeneticheski obosnovannyy kriteriy gigienicheskoy otsenki vozdeystviya na organizm faktorov proizvodstvennoy i okruzhayushchey sredy* [The functional state of the free radical oxidation system as a pathogenetically substantiated criterion for a hygienic assessment of the impact of industrial and environmental factors on organisms]. *Dovkillya ta zdorov'ya*. Vol. 1. 2–9. [in Russian].
27. Bielenichev I.F. (2002). *Produkty vilnoradykalnoho perekysnoho okyslennia ta metody yikh identyfikatsii (ohliad literatury)* [Products of free radical peroxidation and methods of their identification]. *Sovremennye problemy toksykolohyy*.Vol. 4. 9–13. [in Russian].
28. Baraboy V.A., Orel V.E., Karnaukh I.M. (1991). *Perekisnoe okislenie i radiatsiya* [Peroxidation and radiation]. Kyiv. [in Russian].

МЕТОДИ І МЕТОДИКИ

УДК 543.3:547.304.2
DOI https://doi.org/10.32851/wba.2020.2.16

ФОТОКОЛОРИМЕТРИЧНИЙ МЕТОД ВИЗНАЧЕННЯ СПОЛУК АМОНІЮ У ПРИРОДНИХ ВОДАХ

Біла Т.А. *– к.с.-г.н., доцент,*
Ляшенко Є.В. *– к.х.н., доцент,*
Охріменко О.В. *– к.т.н, доцент,*
Херсонський державний аграрно-економічний університет,
kaf.chemistry@ukr.net

Нітроген є основним компонентом живих організмів. Внаслідок розкладання білків у водоймах утворюється амоніак, який із часом окислюється до нітритів і нітратів. Амоніак вважається одним з найбільш важливих забруднюючих речовин у водному середовищі із-за його високої токсичності і поширеності в поверхневих водних системах.

Коли аміак присутній у воді на досить високому рівні, водним організмам важко нейтралізувати токсикант в достатній мірі, що призводить до накопичення токсичних речовин у внутрішніх тканинах і крові і, можливо, до смерті. Екологічні фактори, такі як pH і температура, можуть впливати на токсичність амоніаку для водних тварин. Присутність амоніаку в концентраціях близько 1 мг/дм^3 знижує здатність гемоглобіну риб зв'язувати кисень.

Підвищена концентрація амоніаку та йонів амонію може бути використана в якості індикаторного показника, що відображає погіршення санітарного стану водного об'єкта. Найпоширенішим способом визначення концентрації амонійного азоту є фотоколориметричний метод.

Фотоколориметричні методи визначення йонів амонію з реактивом Несслера та на основі індофенола завдяки простоті методики, дозволяють оперативно та точно вимірювати вміст амонійного азоту у природних водах.

Вміст йонів амонію у ставах для риборозведення Голопристанського риб-госпу Херсонської області експериментально досліджували магістри факультету рибного господарства та природокористування у навчальній хімічній лабораторії кафедри хімії та біології. Вміст йонів амонію у поверхневих водах визначали фотоколориметричним методом з реактивом Несслера. У більшості ставів за результатами проведених досліджень спостерігається підвищений вміст амонійного азоту, що свідчить про забруднення води органічними речовинами та добривами. Це сприяє зменшенню вмісту розчинного кисню у воді та виникненню гіпоксичних умов у водоймі.

Ключові слова: амоній, амоніак, моніторинг природних вод, кількісний аналіз, фотоколориметрія.

Постановка проблеми. Погіршення якості води і забруднення поверхневих і підземних джерел є актуальною проблемою сьогодення. Основні проблеми, що негативно впливають на якість води річок і озер, виникають в результаті невідповідного очищення побутових стічних вод, слабкого контролю за скиданням промислових стічних вод, втрати і руйнування водозбірних площ, нераціонального розміщення промислових підприємств, збезлісення та нераціональних методів ведення сільського господарства. Порушується природний баланс водних екосистем, і виникає загроза для живих прісноводних ресурсів.

Тому необхідно проводити якісний і кількісний аналіз води і визначати можливості застосування її для рибництва. Одним із засобів охорони водойм від антропогенного забруднення є хіміко-аналітичний контроль за якістю води.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Якість води визначається складом, концентрацією і властивостями домішок.

USA агентство з захисту навколишнього середовища (EPA – United States Environmental Protection Agency) значну увагу надає забрудненню води аміаком і солями амонію, які є складовою частиною азотного забруднення [1]. Аміак є однією з декількох форм азоту, які існують в водному середовищі.

Нітроген є основним компонентом живих організмів. У природі, зокрема й у водоймах, постійно відбувається колообіг сполук нітрогену за участю численних процесів, як у живій природі, так і в неживій. Внаслідок розкладання білків у водоймах утворюється амоніак, який із часом окислюється до нітритів і нітратів. Наявність тих чи інших сполук нітрогену дає змогу встановити час надходження забруднених аміачними сполуками стічних вод:

– наявність аміаку і відсутність нітритів і нітратів – з абруднення відбулося недавно;

– одночасна наявність і відновлених, і окиснених сполук нітрогену – з часу скидання стічних вод пройшов певний час;

– високий вміст нітритів і особливо нітратів за відсутності сполук амонію – забруднення давнє – аміак встиг окиснитися:

$$2NH_3 + 3O_2 = 2HNO_2 + 2H_2O;$$
$$2HNO_2 + O_2 = 2HNO_3.$$

На відміну від інших форм азоту, які можуть викликати евтрофікацію водойми при підвищених концентраціях, основною проблемою з аміаком є його пряма токсична дія на водну флору і фауну, яка посилюється підвищеним рівнем pH і температурою. Аміак вважається одним з найбільш важливих забруднюючих речовин у водному середовищі із-за його високої токсичності і поширеності в поверхневих водних системах.

Аміак виробляється для комерційних добрив та інших промислових застосувань. Природні джерела аміаку включають розкладання або розщеплення органічних відходів, газообмін з атмосферою, лісові пожежі, відходи тварин і людини і процеси фіксації азоту.

Коли аміак присутній у воді на досить високому рівні, водним організмам важко нейтралізувати токсикант в достатній мірі, що призводить до накопичення токсичних речовин у внутрішніх тканинах і крові і, можливо, до смерті. Екологічні фактори, такі як pH і температура, можуть впливати на токсичність аміаку для водних тварин.

Присутність амонію в концентраціях вище ніж 1 мг/дм^3 знижує здатність гемоглобіну риб зв'язувати кисень. Ознаки інтоксикації – біохімічні порушення, судороги риби. Механізм токсичної дії – порушення центральної нервової системи, ураження зябрового епітелію, гемоліз (розрив) еритроцитів. Підвищена концентрація іонів амонію може бути використана в якості індикаторного показника, що відображає погіршення санітарного стану водного об'єкта, процесу забруднення поверхневих і підземних вод, в першу чергу побутовими і сільськогосподарськими стоками.

Нормативними документами дозволено визначати концентрацію йонів амонію потенціометричним методом [2], способом дистилювання та титрування амоніаку [3] та фотоколориметричним методом з реактивом Несслера [4]. Останній, вочевидь, найбільш чутливий.

Фотоколориметрія – це метод аналізу, в основі якого лежить визначення поглинання поліхроматичного випромінювання у видимій ділянці спектра (400 – 700 нм). Цей метод визначення концентрації речовини заснований на вимірюванні інтенсивності світлового потоку, який пройшов крізь забарвлений розчин.

Постановка завдання. Магістри ХДАУ спеціальності «Екологія» активно залучаються до науково-дослідницької роботи, що дозволяє найбільш ефективно формувати у них екологічні компетенції та навички, необхідні в їх подальшій професійній діяльності [5]. Одним з проектів у магістерській самостійній роботі було дослідження вмісту сполук аммонію у ставах для риборозведення Голопристанського рибгоспу Херсонської області.

Об’єкт дослідження – поверхневі води ставів Голопристанського рибгоспу.

Матеріали і методи дослідження. Фотоколориметричні методи визначення йонів амонію у поверхневих водах.

Існує кілька варіантів визначення амоніаку і йону амонію у розчинах. Найвідоміші з них:

З реактивом Несслера.

Метод базується на утворенні комплексної сполуки червоно-коричневого кольору під час взаємодії амоніаку або солей амонію з реактивом Несслера: $NH_3 + 2K_2[HgI_4] + 3KOH = [OHg_2NH_2] + 7KI + 2H_2O$

Чутливість даного методу дорівнює 0,05 мг/л, що значно нижче від ГДК. Без розбавляння можно визначити концентрації до 4 мг/л йонів NH_4^+ в 1 л води.

У мірну колбу об'ємом 50 мл добавляють 1 мл реактиву Несслера, доводять об'єм дистильованою водою до мітки і перемішують. Через 3 хвилини вимірюють оптичну густину розчину на фотоелектроколориметрі з синім світлофільтром ($\lambda = 400$ нм) в кюветі з товщиною поглинаючого шару 10 мм. Масу йонів амонію у пробі визначають за калібрувальним графіком.

Для побудови градуювальної кривої у мірні колби об'ємом 50 мл приливають 0,5; 1,0; 2,0; 3,0; 4,0 мл робочого стандартного розчину, добавляють по 30-40 мл дистильованої води і по 1 мл реактиву Несслера і проводять аналіз і будують графік залежності D = f(c).

Індофенольний метод (Berthelot reaction).

За чутливості він в 10 разів перевершує метод з реактивом Несслера. Оптимальний діапазон концентрацій азоту 0,3-3 ч. на млн. Цей спектрофотометрический метод заснований на реакції аміаку з фенолом і гіпохлоритом з утворенням індофенолу, що має інтенсивне блакитне забарвлення в лужному середовищі. Максимальний розвиток забарвлення спостерігається в розчині, що містить 0,3 М NaOH і 0,8 % фенолу. Вимірюють інтенсивність забарвлення при 625 нм. При визначенні аміаку в розчині з вмістом 1 ч. на млн. квадратичне відхилення становить 0,03 ч. на млн.

Існує ряд модифікацій виконання індофенольного методу (каталізатори, наприклад, нітропрусид або ацетон; 1-нафтол або фенілантранілова кислота замість фенолу; дихлорізоциануратяк окисник замість гіпохлориту і т.д.) [6].

Результати досліджень. Магістри факультету рибного господарства та природокористування при виконанні самостійної роботи, експериментально визначали вміст амонійного азоту з реактивом Несслера у ставах Голопристанського рибгоспу Херсонської області у період з 26.05.2018 р. по 14.09.2018 р. Результати досліджень наведені в таблиці 1.

Нітроген міститься у прородних водах у вигляді неорганічних та більшого числа органічних сполук. У органічних сполуках нітроген знаходиться головним чином у складі білка тканин організмів та продуктів його розпаду, які утворюються як при відмиранні самих організмів, так і продуктів їх життєдіяльності. У процесі розпаду фіто- та зоопланктону утворюється альбуміноїдний азот, який під дією бактерій нітрифікаторів переходить в амоніак, а потім в нітрит та нітрат-йони. Тобто відбувається

складний процес мінералізації, завдяки якому у водойми повертаються йони амонію та нітрат-йони, які використовуються рослинами для побудови білка.

Таблиця 1. **Концентрація амонійного азоту, мг N/дм^3 NH_4**

№ ставу	Дата								
	26.05	**09.06**	**23.06**	**07.07**	**20.07**	**03.08**	**17.08**	**31.09**	**14.09**
1	-	-	-	0,77	3,35	7,60	0,01	5,30	0,62
2	2,65	3,85	2,10	1,67	2,10	1,10	0,17	4,60	0,19
3	2,00	3,85	1,85	3,10	3,85	6,35	0,01	4,10	0,72
4	0,77	0,52	2,35	0,87	1,25	0,75	0,01	5,10	0,52
5	1,63	5,10	3,60	1,42	1,10	0,50	0,01	7,60	0,47
6	0,42	3,10	2,85	1,08	1,85	0,10	0,01	5,10	0,32
7	-	-	-	1,32	1,60	0,75	0,17	5,60	0,75
8	-	-	-	1,38	2,35	0,10	0,01	0,10	0,82
9	1,95	1,07	2,60	0,72	1,00	0,50	0,01	0,35	0,82
10	1,71	12,50	3,85	1,62	0,85	0,85	0,05	3,85	0,72
11	1,90	1,67	1,60	0,97	0,60	1,35	0,05	-	-
12	2,28	2,70	2,35	0,68	0,60	1,35	0,01	0,60	-
13	-	-	-	1,22	2,60	1,25	0,01	1,60	0,42
14	-	-	-	0,87	0,50	0,75	0,01	2,1	0,57
15	2,65	1,42	1,35	1,52	1,35	2,10	0,01	1,85	0,52
16	2,47	7,55	0,10	3,40	1,35	>16,00	0,35	1,35	-
1 Р	-	-	-	1,08	3,85	0,75	0,27	0,10	-
2 Р	2,68	7,55	3,10	0,87	5,60	0,10	0,01	3,35	-
3 Р	2,41	0,24	0,50	0,77	3,10	1,85	0,01	0,10	-
4 Р	1,07	0,62	0,10	0,97	2,10	1,10	0,01	2,60	-

Результати аналізу вмісту амонійного азоту у воді показали, що у більшості ставів спостерігається підвищений вміст йонів амонію, що свідчить про те, що гідрохімічний режим ставів досить напружений. Деякі показники часом перевищували допустимі значення, що могло негативно вплинути на розвиток гідробіонтів. Перевищення ГДК призводить до виникнення небажаних явищ у ставу: заморам, зниженню темпу росту риб, збільшення їх захворюваності, зниженню природної продуктивності, небажаному розвитку фітопланктону і ряду інших факторів.

Висновки.

– Біогенні елементи, і зокрема, Нітроген, мають істотне значення для розвитку живих організмів. Концентрація аміачного азоту залежить від інтенсивності біохімічних і біологічних процесів, які відбуваються у водоймах.

– Фотоколориметричні методи широко застосовуються на практиці завдяки простоті методики, високій чутливості і специфічності багатьох реакцій.

– Підвищений вміст йонів амонію у природних водах свідчить про забруднення води органічними речовинами і добривами. Це може привести до зменшення розчинного кисню у воді та створенню гіпоксичних умов для риби.

– Оволодіння методикою визначення аміачного азоту у природних водах дає можливість вирішувати завдання, які стоять перед рибоводами при вирощуванні рибної продукції.

PHOTOCOLORIMETRIC METHOD OF DETERMINATION OF AMMONIUM COMPOUNDS IN NATURAL WATERS

Bila T.A. *– PhD (Agriculture), Associate Professor,*
Lyashenko E.V. *– Ph.D. (Chemistry), Associate Professor,*
Ohrimenko O.V. *– Ph.D. (Technics), Associate Professor,*
Kherson State Agrarian and Economic University,
kaf.chemistry@ukr.net

Nitrogen is a major component of living organisms. Ammonia is formed in the water agricultural ponds due to the decomposition of proteins and eventually oxidizes to nitrites and nitrates. It is considered to be one of the most important pollutants in the aquatic environment because of its high toxicity and prevalence in surface water systems.

When ammonia is present in water at a relatively high level, it is difficult for aquatic organisms to neutralize the toxicant sufficiently. This results in accumulation of toxic substances in the internal tissues and blood and possibly death of organism. Environmental factors, such as pH and temperature, can affect the toxicity of ammonia for aquatic animals. The presence of ammonium at concentrations about 1 mg / dm^3 reduces the ability of fish's hemoglobin to bind the oxygen.

The increased concentration of ammonium ions can be used as an indicator reflecting the deterioration of the sanitary condition of the water. The most common method for determining of the ammonium nitrogen concentration is the photocolorimetric method. During photocolorimetry the concentration of the test solution is determined by methods of calibration graph, comparison with standard and method of additives.

Photocolorimetric methods for the determination of ammonium ions with Nessler's reagent and indophenol blue method, due to the simplicity of them allow to measure the content of ammonium nitrogen in natural waters quickly and accurately.

The content of ammonium ions in the fish breeding ponds of the Holopristan fish farm in the Kherson region was experimentally investigated by the masters of the Faculty of Fisheries and Environmental Management in the chemical laboratory of the KSAU Department of Chemistry and Biology. The content of ammonium ions in surface water was determined by photocolorimetric method with Nessler reagent. According to the results of the researches, the majority of ponds have high content of ammonian nitrogen, which is the evidence of water pollution with organic substances and fertilizers. This would highly possibly results in reducing of soluble oxygen content in the water and the appearance of hypoxic conditions for fish in the reservoir.

Keywords: ammonium salts, ammonia, natural water monitoring, quantitative analysis, photocolorimetry.

ЛІТЕРАТУРА

1. Aquatic Life Criteria – Ammonia. (n.d., n.a.) Site: United States Environmental Protection Agency. URL: https://www.epa.gov/wqc/aquatic-life-criteria-ammonia.
2. ДСТУ ISO 6778:2003 Якість води. Визначення амонію. Потенціометричний метод (ISO 6778-1984, IDT). URL: http://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=72855.
3. ДСТУ ISO 5664:2007 Якість води. Визначення амонію. Метод дистилювання та титрування (ISO 5664:1984, IDT). URL: http://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=50531.
4. ПНД Ф (природоохранные нормативные документы федеративные) 14.1:2:3.1-95. Количественный химический анализ вод. Методика измерений массовой концентрации ионов аммония в природных и сточных водах фотометрическим методом с реактивом Несслера. М. 2017. URL: https://files.stroyinf.ru/Data2/1/4293850/4293850892.htm.
5. Біла Т.А., Ляшенко Є.В., Охріменко О.В. Роль контекстного навчання у формуванни предметної компетентності з біогеохімії у студентів- екологів. «Наукові читання імені В.М. Виноградова»: Матеріали першої відкритої регіональної науково-практичної Інтернет-конференції, присвяченої 5-річчю заснування кафедри лісового та садово-паркового господарства ДВНЗ «ХДАУ». 23-24 травня 2019 р. Херсон: ХДАУ. 2019. URL: http://dspace.ksau.kherson.ua/bitstream/handle/123456789/905/Vinogra-dov052019.pdf.
6. Searle, Philip L. (1984). The Berthelot or lndophenol Reaction and Its Use in the Analytical Chemistry of Nitrogen. A Review. *Analyst*, May 1984, Vol. 109, 549–568.

REFERENCES

1. Aquatic Life Criteria – Ammonia. (n.d., n.a.) Site: United States Environmental Protection Agency. URL: https://www.epa.gov/wqc/aquatic-life-criteria-ammonia.
2. DSTU ISO 6778:2003. *Yakist vody. Vyznachennia amoniiu. Potentsiometrychnyi metod* [Water quality. Definition of ammonium. Potentiometric method]. URL: http://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=72855 [in Ukrainian].
3. DSTU ISO 5664:2007. *Yakist vody. Vyznachennia amoniiu. Metod dystyliuvannia ta tytruvannia* [Water quality. Definition of ammonium. Distillation and titration method] (ISO 5664:1984, IDT). URL: http://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=50531 [in Ukrainian].
4. PND F (pryrodookhrannye normatyvnye dokumenty federatyvnye) 14.1:2:3.1-95. (Moscow, 2017). *Kolychestvennyi khymycheskyi analyz*

vod. Metodyka yzmerenyi massovoi kontsentratsyy yonov ammonyia v pryrodnykh y stochnykh vodakh fotometrycheskym metodom s reaktyvom Nesslera [Quantitative chemical analysis of waters. Method of measurement of mass concentration of ammonium ions in natural and waste waters by photometric method with Nessler's reagent]. URL: https://files.stroyinf.ru/Data2/1/4293850/ 4293850892.htm [in Russian].

5. Bila, T.A., Lyashenko, Ye.V. & Ohrimenko, O.V. (2019). *Rol kontekstnoho navchannia u formuvanni predmetnoi kompetentnosti z bioheokhimii u studentiv-ekolohiv* [The role of contextual learning in the formation of environmental students subject competence in biogeochemistry]. *Mater. I rehionalnoi nauk.-prakt. internet-konferentsii «Naukovi chytannia imeni V.M. Vynohradova» – Mater. 1 regional science-practical Internet conference «Scientific Readings named after V.M. Vynohradova.* 172–175. URL: http://dspace.ksau.kherson.ua/bitstream/handle/123456789/905/Vinogradov052019.pdf [in Ukrainian].
6. Searle, Philip L. (1984). The Berthelot or lndophenol Reaction and Its Use in the Analytical Chemistry of Nitrogen. A Review. *Analyst,* Vol. 109, 549–568.

УДК 631.67.03:502.175
DOI https://doi.org/10.32851/wba.2020.2.17

ОЦІНКА ЯКОСТІ ЗРОШУВАЛЬНОЇ ВОДИ В СИСТЕМІ ЕКОЛОГО-МЕЛІОРАТИВНОГО МОНІТОРИНГУ

[1]***Морозов О.В.*** *– д.с.-г.н., професор,*
[1]***Морозов В.В.*** *– к.с.-г.н., професор,*
[2]***Козленко Є.В.*** *– к.с.-г.н.,*
[2]***Біднина І.О.*** *– к.с.-г.н.,*
[1]*Херсонський державний аграрно-економічний університет,*
[2]*Інститут зрошуваного землеробства НААН,*
morozov-2008@ukr.net, morozov17041951@gmail.com, evgsn@i.ua

Багаторічним виробничим досвідом підтверджено ефективність застосування в умовах Інгулецької зрошувальної системи варіанту «промивка зверху впродовж всього поливного періоду» для забезпечення задовільної якості води (ІІ класу згідно ДСТУ 2730-94) в річці Інгулець, відповідно, і води в Інгулецькому магістральному каналі з останньої декади квітня до першої декади вересня. Але, на даний час вже діють інші нормативи: ДСТУ 2730:2015 «Якість довкілля. Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії», згідно якого вода Інгулецької зрошувальної системи за небезпекою осолонцювання ґрунту вже відноситься до ІІІ класу – непридатна для зрошення без попереднього поліпшення її складу, та Постанова Кабінету Міністрів України від 02.09.2020 № 766 «Про нормативи екологічно безпечного зрошення, осушення, управління поливами та водовідведення», яка взагалі забороняє полив водою з відповідними показниками якості.

В сучасних умовах господарювання при формуванні якості поливної води в Інгулецькій зрошувальній системи склалась неузгодженість нормативно-правових актів, яка потребує подальшого вирішення на басейновому (регіональному) рівні. При щорічній розробці та затвердженні Регламенту промивки річки Інгулець слід врахувати вимоги Постанови Кабінету Міністрів України № 766 щодо екологічно безпечного зрошення та управління поливами, а саме, необхідно поліпшити якість води річки Інгулець відповідно нормативів, які встановлені. Зробити це в даних умовах можливо лише шляхом збільшення витрат та, відповідно, обсягів попусків води задовільної якості з Карачунівського водосховища впродовж квітня-вересня. Для цього необхідно виконати відповідні аналізи з урахуванням фактичної якості води в Карачунівському водосховищі та річці Інгулець.

Обов’язково слід встановити оперативний контроль якості води річки Інгулець за повним сольовим складом, а не тільки за вмістом хлоридів та передбачити в Регламенті промивки річки Інгулець можливість оперативного корегування витрат попусків у випадку невідповідності показників якості води нормативам Постанови КМУ № 766 та ДСТУ 2730:2015.

Ключові слова: зрошення, якість поливної води, критерії оцінювання, управління, регламент.

Постановка проблеми. Оцінка якості поливної води є однією з актуальних проблем, яка визначає напрями і перспективи розвитку гідромеліорації, меліоративного ґрунтознавства і зрошуваного землеробства як у Світі в цілому, так і в Україні [1].

У 2015 році колективом лабораторії родючості зрошуваних і солонцюватих ґрунтів Національного наукового центру (ННЦ) «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського» НААН України було розроблено новий стандарт України ДСТУ 2730:2015 «Якість довкілля. Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії», який введено в дію 01.07.2016 року [9]. Новий ДСТУ 2730:2015 регламентує якість поливних вод за хімічними критеріями та їх параметрами, що впливають на сольовий склад твердої та рідкої фаз ґрунтів, який визначає небезпеку їх іригаційного засолення, осолонцювання, підлуження, а також фізіологічну токсичну дію зрошувальної води на сільськогосподарські рослини, що вегетують [1].

У 2020 році Постановою Кабінетом Міністрів України № 766 «Про нормативи екологічно безпечного зрошення, осушення, управління поливами та водовідведенням» (далі – Постанова КМУ № 766) затверджені нормативи екологічно безпечного зрошення та управління поливами [7].

Отже, комплексна, порівняльна оцінка якості поверхневих вод Інгулецької зрошувальної системи за ДСТУ 2730:2015 «Якість довкілля. Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії» та Постанови Кабінету Міністрів України № 766 «Про нормативи екологічно безпечного зрошення, осушення, управління поливами та водовідведенням» є актуальним науково – практичним питанням для Південного регіону України.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Системи оцінки якості поливних вод розкрити в роботах В.А. Ковди (1946), Л.П. Розова (1956), І.Н. Антипова–Каратаєва і Г.В. Кадера (1980), М.Ф. Буданова (1965), О.М. Можейко та Т.К. Воротника (1958), Т.К. Воротника, В.Я. Ладних (1975). Проте аналіз цих розробок показав, що універсальної системи оцінювання, яка б охоплювала всі типи вод і ґрунтів, для зрошення яких ці води використовуються, не існує [2–6].

Система оцінки зрошувальних вод має бути регіональною і базуватись на факторах, насамперед ґрунтових, від яких залежить характер впливу води на властивості зрошуваного ґрунту, еколого – агромеліоративний стан зрошуваного масиву в цілому [1].

Таку систему оцінювання якості води для зрошення на основі узагальнення результатів багаторічних досліджень, вітчизняних і світових розробок було створено у Національному науковому центрі «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського» НААН України.

Ця система оцінювання якості води для зрошення стала обов'язковою для застосування в Україні, оскільки на її основі було розроблено і введемо в дію Державний стандарт України ДСТУ 2730-94 «Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії» [10]. Система оцінювання якості води для зрошення за ДСТУ 2730-94 включала критерії оцінки якості поливних вод за небезпекою засолення, осолонцювання, підлуження ґрунтів і токсичного впливу на рослини з урахуванням буферних властивостей ґрунтів і термодинамічних підходів [1].

Оцінка якості води для зрошення за ДСТУ 2730-94 та її вплив на еколого – меліоративний стан зрошуваних земель Інгулецького зрошуваного масиву розкрита в роботах В.В. Морозова, Є.В. Козленка, О.В. Морозова та інших вчених [11–14].

Із введенням в дію ДСТУ 2730:2015 «Якість довкілля. Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії» та Постанови Кабінету Міністрів України № 766 «Про нормативи екологічно безпечного зрошення, осушення, управління поливами та водовідведенням» питання сучасної комплексної оцінки якості поверхневих вод за новими методичними та методологічними підходами є актуальним.

Постановка завдання. Завдання дослідження – надати комплексну оцінку якості поверхневих вод Інгулецької зрошувальної системи за ДСТУ 2730:2015 «Якість довкілля. Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії» та Постанови Кабінету Міністрів України № 766 «Про нормативи екологічно безпечного зрошення, осушення, управління поливами та водовідведенням» є актуальним науково – практичним питанням.

Об'єкт дослідження – процес формування якості поливної води Інгулецької зрошувальної системи в сучасних умовах господарювання.

Матеріали і методи дослідження. Інформаційну базу дослідження складають дані моніторингових досліджень поверхневих вод Снігурівської гідрогеолого – меліоративної партії Держводагентства України, матеріали особистих досліджень авторів. Опрацювання і візуалізація статистичної, інформації та результатів дослідження здійснювалось за допомогою пакетів програм Microsoft Excel.

У роботі використано комплекс загальнонаукових та спеціальних, емпіричних і теоретичних методів дослідження: ***аналітичний*** – для аналізу умов та процесів зміни показників якості зрошувальних вод; ***системний аналіз і підхід*** для комплексного аналізу стану і вивчення закономірностей формування якості зрошувальних вод.

Результати досліджень. На даний час в Україні критерії якості води для зрошення регламентуються кількома діючими нормативними документами: державним стандартом України «ДСТУ 2730:2015. Захист

довкілля. Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії» (далі – ДСТУ 2730:2015) та Постановою КМУ від 02.09.2020, № 766 «Про нормативи екологічно безпечного зрошення, осушення, управління поливами та водовідведенням» [7; 9].

В ДСТУ 2730:2015 при оцінці якості води враховуються основні типи зрошуваних ґрунтів, їх протисолонцювальна буферність та грануло метри-чний склад. В Постанові № 766 все вищевказане не враховане, а застосовується єдиний критерій. При цьому в Постанові КМУ № 766 є посилання на ДСТУ 2730:2015, як на один з нормативних документів із стандартизації, які використовуються для забезпечення належного застосування та дотримання нормативів екологічно безпечного зрошення та управління поливами [7].

Згідно ДСТУ 2730:2015 під час оцінювання якості зрошувальної води виділяють три класи її придатності: І клас – придатна для зрошення без обмежень; воду ІІ класу використовують для зрошення за умови обов'язкового застосування комплексу заходів щодо запобігання деградації ґрунтів або поліпшення якості води до показників І класу; вода ІІІ класу – показники якої виходять за межі значень, що встановлені для води ІІ класу, непридатна для зрошення без попереднього поліпшення її складу [9].

Постановою КМУ № 766 встановлено три ряда нормативів екологічно безпечного зрошення та управління поливами: полив безпечний; полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів та полив заборонено [7].

Виконано комплексну, порівняльну оцінку якості зрошувальної води Інгулецької зрошувальної системи за агрономічними критеріями згідно ДСТУ 2730:2015 та згідно Постанови Кабінету Міністрів України № 766 за 2013-2020 роки.

За небезпекою іригаційного засолення ґрунту в умовах Інгулецької зрошувальної системи визначається за концентрацією суми токсичних іонів у еквівалентах хлорид-іонів, згідно ДСТУ 2730:2015 – вода І класу для середньосуглинкових (менше ніж 18 мекв/дм^3) та важко-суглинкових ґрунтів (менше ніж 14 мекв/дм^3) та ІІ класу для глинистих ґрунтів (від 10 до 20 мекв/дм^3). Згідно Постанови КМУ № 766 за концентрацією токсичних іонів у еквівалентах хлорид-іонів у зрошувальній воді – менше 14 мекв/дм^3 – полив безпечний, але з урахуванням ІІ класу якості за агрономічними критеріями – полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів (табл. 1).

За небезпекою підлуження ґрунту, яку оцінюють за водневим показником (pH), токсичною лужністю та лужністю від нормальних карбонатів, згідно ДСТУ 2730:2015 – вода відноситься до ІІ класу.

Таблиця 1. **Оцінка якості поливної води Інгулецької зрошувальної системи за небезпекою іригаційного засолення ґрунту за період 2013-2020 рр.**

Дата відбору проб	За ДСТУ 2730:2015						Згідно Постанови КМУ № 766	
	групи грунтів ІЗС за їх гранулометричним складом у шарі 0-100 см						концентрація токсичних іонів у еквівалентах хлорид-іонів у зрошувальній воді, мекв/дм^3	норматив
	середньо-суглинковий		важко-суглинковий		глинистий			
	концентрація токсичних іонів у еквівалентах хлорид-іонів, мекв/дм^3	клас якості води	концентрація токсичних іонів у еквівалентах хлорид-іонів, мекв/дм^3	клас якості води	концентрація токсичних іонів у еквівалентах хлорид-іонів, мекв/дм^3	клас якості води		
1	2	3	4	5	6	7	8	9
2013 рік								
червень	11,14	I	11,14	I	11,14	II	11,14	полив безпечний
липень	11,27	I	11,27	I	11,27	II	11,27	полив безпечний
серпень	12,00	I	12,00	I	12,00	II	12,00	полив безпечний
вересень	11,00	I	11,00	I	11,00	II	11,00	полив безпечний
середнє за рік	11,35	I	11,35	I	11,35	II	11,35	полив безпечний
2014 рік								
травень	9,68	I	9,68	I	9,68	I	9,68	полив безпечний
червень	12,08	I	12,08	I	12,08	II	12,08	полив безпечний
липень	10,52	I	10,52	I	10,52	II	10,52	полив безпечний
серпень	11,16	I	11,16	I	11,16	II	11,16	полив безпечний
середнє за рік	10,86	I	10,86	I	10,86	II	10,86	полив безпечний
2015 рік								
травень	13,07	I	13,07	I	13,07	II	13,07	полив безпечний
червень	12,78	I	12,78	I	12,78	II	12,78	полив безпечний
липень	10,66	I	10,66	I	10,66	II	10,66	полив безпечний
серпень	11,08	I	11,08	I	11,08	II	11,08	полив безпечний
середнє за рік	11,9	I	11,9	I	11,9	II	11,90	полив безпечний

Закінчення табл. 1

1	2	3	4	5	6	7	8	9
2016 рік								
травень	10,35	I	10,35	I	10,35	II	10,35	полив безпечний
червень	11,95	I	11,95	I	11,95	II	11,95	полив безпечний
липень	12,33	I	12,33	I	12,33	II	12,33	полив безпечний
серпень	10,61	I	10,61	I	10,61	II	10,61	полив безпечний
середнє за рік	11,31	I	11,31	I	11,31	II	11,31	полив безпечний
2017 рік								
травень	8,96	I	8,96	I	8,96	I	8,96	полив безпечний
червень	12,39	I	12,39	I	12,39	II	12,39	полив безпечний
липень	12,4	I	12,4	I	12,4	II	12,40	полив безпечний
серпень	14,4	I	14,4	II	14,4	II	14,40	полив безпечний
середнє за рік	12,94	I	12,94	I	12,94	II	12,94	полив безпечний
2018 рік								
травень	12,95	I	12,95	I	12,95	II	12,95	полив безпечний
червень	11,74	I	11,74	I	11,74	II	11,74	полив безпечний
липень	14,16	I	14,16	II	14,16	II	14,16	полив безпечний
серпень	13,4	I	13,4	I	13,4	II	13,40	полив безпечний
середнє за рік	15,27	I	15,27	II	15,27	II	15,27	полив безпечний
2020 рік								
квітень	16,21	I	16,21	II	16,21	II	16,21	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
травень	12,03	I	12,03	I	12,03	I	12,03	полив безпечний
червень	11,91	I	11,91	I	11,91	I	11,91	полив безпечний
середнє за рік	13,38	I	13,38	I	13,38	I	13,38	полив безпечний

Згідно Постанови КМУ № 766 (кислотність зрошувальних вод, pH – 8,0-8,8; вміст аніону CO_3^{2} у зрошувальній воді – відсутній та з урахуванням II класу води за агрономічними критеріями) – полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів (табл. 2).

За небезпекою осолонцювання ґрунту – якість води визначається за співвідношенням у відсотках суми лужних катіонів натрію і калію до суми всіх катіонів – згідно ДСТУ 2730:2015 – вода I класу для темно-каштанових і каштанових суглинкових середньо – і високобуферних ґрунтів (співвідношення менше ніж 65 % при II класі води за небезпекою підлуження); але для чорноземних ґрунтів суглинкових середньо- і високобуферних та чорноземних ґрунтів глинистих середньо- і високобуферних – вода III класу (співвідношення понад 50 % та понад 40 % відповідно, при II класі води за небезпекою підлуження), тобто вода непридатна для зрошення без попереднього поліпшення її складу.

Згідно Постанови КМУ № 766 відповідний показник – вміст лужних катіонів натрію і калію у зрошувальній воді (відсотків суми катіонів) в переважній більшості виходить за межі граничної норми – більше 55 %, тобто полив заборонено (табл. 3).

За небезпекою токсичного впливу води на рослини за поливів дощуванням якість оцінюють з урахуванням водневого показника pH, вмістом лужності від нормальних карбонатів, вмістом аніонів хлору та токсичних іонів, еквівалентів хлору. Згідно ДСТУ 2730:2015 – вода II класу (карбонати відсутні, вміст токсичних іонів, еквівалентів хлору менше ніж 15, але pH від 7,6 до 8,8 та вміст аніонів хлору від 3,0 до 15,0 мекв/дм^3). Згідно Постанови КМУ № 766 – згідно відповідних показників та з урахуванням II класу води за агрономічними критеріями – полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів (табл. 4). Слід зазначити, що Постанова № 766 нівелює підхід ДСТУ 2730:2015 до оцінки якості води, тобто не враховує основні типи зрошуваних ґрунтів, їх протисолонцювальну буферність та гранулометричний склад.

При оцінюванні якості зрошувальної води за небезпекою осолонцювання ґрунту в ДСТУ 2730:2015 для темно-каштанових і каштанових суглинкових середньо- і високобуферних ґрунтів співвідношення суми лужних катіонів натрію і калію з урахуванням вмісту магнію до суми всіх катіонів в межах II класу складає: 65–70 % (при II класі зрошувальної води за небезпекою підлуження) та 70–75 % (при I класі зрошувальної води за небезпекою підлуження). А в Постанові Кабінету Міністрів України № 766, якщо відповідний показник складає більше 55 % (без урахування типів ґрунтів та ін.) – полив заборонено. Тобто, виходячи з вищезазначеного, є підстави стверджувати, що деякі вимоги до якості води для зрошення в Постанові № 766 більш суворі, ніж в ДСТУ 2730:2015.

Таблиця 2. **Оцінка якості поливної води Інгулецької зрошувальної системи за небезпекою підлуження ґрунту (за ДСТУ 2730:2015 та згідно Постанови КМУ № 766) за період 2013-2020 рр.**

Дата відбору проб	За ДСТУ 2730:2015				Згідно Постанови КМУ № 766	
	pH	CO^{-2}_3, мекв/дм^3	HCO^-_3 - '- $Ca2+$, мекв/дм^3	Клас якості води	Кислотність зрошувальних вод, pH	Норматив
1	2	3	4	5	6	7
2013 рік						
червень	8,25	-	-	II	8,25	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
липень	8,17	-	-	II	8,17	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
серпень	8,29	-	-	II	8,29	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
вересень	8,26	-	-	II	8,26	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
середнє за рік	8,24	-	-	II	8,24	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
2014 рік						
травень	8,35	-	-	II	8,35	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
червень	8,2	-	-	II	8,20	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
липень	8,46	-	-	II	8,46	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
серпень	8,29	-	-	II	8,29	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
середнє за рік	8,33	-	-	II	8,33	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
2015 рік						
травень	8,25	-	-	II	8,25	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
червень	8,35	-	-	II	8,35	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
липень	8,28	-	-	II	8,28	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
серпень	8,3	-	-	II	8,30	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
середнє за рік	8,3	-	-	II	8,30	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
2016 рік						
травень	7,95	-	-	II	7,95	полив безпечний
червень	8,21	-	-	II	8,21	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
липень	8,3	-	-	II	8,30	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів

Закінчення табл. 2

1	2	3	4	5	6	7
серпень	8,5	-	-	II	8,50	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
середнє за рік	8,24	-	-	II	8,24	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
2017 рік						
травень	8,17	-	-	II	8,17	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
червень	8,26	-	-	II	8,26	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
липень	8,42	-	-	II	8,42	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
серпень	8,43	-	-	II	8,43	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
середнє за рік	8,37	-	-	II	8,37	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
2018 рік						
травень	8,12	-	-	II	8,12	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
червень	8,21	-	-	II	8,21	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
липень	8,05	-	-	II	8,05	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
серпень	8,34	-	-	II	8,34	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
середнє за рік	8,2	-	-	II	8,20	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
2020 рік						
квітень	8,54	0,40	-	II	8,54	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
травень	8,51	0,20	-	II	8,51	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
червень	7,59	-	-	I	7,59	полив безпечний
середнє за рік	8,21	0,2	-	II	8,21	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів

Таблиця 3. **Оцінка якості поливної води Інгулецької зрошувальної системи за небезпекою осолонцювання ґрунту (за ДСТУ 2730:2015 та згідно Постанови КМУ № 766) за період 2013-2020 рр.**

Дата відбору проб	За ДСТУ 2730:2015						Згідно Постанови КМУ № 766	
	Темно-каштанові і каштанові суглинкові середньо- і високобуферні		Чорноземні ґрунти суглинкові середньо- і високобуферні		Чорноземні ґрунти глинисті середньо- і високобуферні		Вміст лужних катіонів натрію і калію у зрошувальній воді, відсотків суми катіонів	Норматив
	Співвідношення суми лужних катіонів натрію і калію до суми всіх катіонів, %	Клас якості води	Співвідношення суми лужних катіонів натрію і калію до суми всіх катіонів, %	Клас якості води	Співвідношення суми лужних катіонів натрію і калію до суми всіх катіонів, %	Клас якості води		
1	2	3	4	5	6	7	8	9
2013 рік								
червень	57,33	I	57,33	III	57,33	III	57,33	полив заборонено
липень	57,02	I	57,02	III	57,02	III	57,02	полив заборонено
серпень	61,31	I	61,31	III	61,31	III	61,31	полив заборонено
вересень	48,95	I	48,95	II	48,95	III	48,95	полив заборонено
середнє за рік	56,15	I	56,15	III	56,15	III	56,15	полив заборонено
2014 рік								
травень	54,52	I	54,52	III	54,52	III	54,52	полив заборонено
червень	52,14	I	52,14	III	52,14	III	52,14	полив заборонено
липень	53,05	I	53,05	III	53,05	III	53,05	полив заборонено
серпень	59,40	I	59,40	III	59,40	III	59,40	полив заборонено
середнє за рік	54,78	I	54,78	III	54,78	III	54,78	полив заборонено
2015 рік								
травень	61,60	I	61,60	III	61,60	III	61,60	полив заборонено
червень	67,02	II	67,02	III	67,02	III	67,02	полив заборонено
липень	61,00	I	61,00	III	61,00	III	61,00	полив заборонено
серпень	56,45	I	56,45	III	56,45	III	56,45	полив заборонено
середнє за рік	61,52	I	61,52	III	61,52	III	61,52	полив заборонено

Закінчення табл. 3

1	2	3	4	5	6	7	8	9
2016 рік								
травень	54,47	I	54,47	III	54,47	III	54,47	полив заборонено
червень	57,03	I	57,03	III	57,03	III	57,03	полив заборонено
липень	57,30	I	57,30	III	57,30	III	57,30	полив заборонено
серпень	60,92	I	60,92	III	60,92	III	60,92	полив заборонено
середнє за рік	57,43	I	57,43	III	57,43	III	57,43	полив заборонено
2017 рік								
травень	55,12	I	55,12	III	55,12	III	55,12	полив заборонено
червень	59,89	I	59,89	III	59,89	III	59,89	полив заборонено
липень	56,12	I	56,12	III	56,12	III	56,12	полив заборонено
липень	60,08	I	60,08	III	60,08	III	60,08	полив заборонено
серпень	63,79	I	63,79	III	63,79	III	63,79	полив заборонено
середнє за рік	59,00	I	59,00	III	59,00	III	59,00	полив заборонено
2018 рік								
травень	61,77	I	61,77	III	61,77	III	61,77	полив заборонено
червень	57,64	I	57,64	III	57,64	III	57,64	полив заборонено
липень	62,16	I	62,16	III	62,16	III	62,16	полив заборонено
серпень	64,46	I	64,46	III	64,46	III	64,46	полив заборонено
вересень	65,52	II	65,52	III	65,52	III	65,52	полив заборонено
середнє за рік	62,31	I	62,31	III	62,31	III	62,31	полив заборонено
2020 рік								
квітень	49,21	I	49,21	II	49,21	III	49,21	полив заборонено
травень	52,50	I	52,50	III	52,50	III	52,50	полив заборонено
червень	47,72	I	47,72	I	47,72	III	47,72	полив заборонено
середнє за рік	49,81	I	49,81	II	49,81	III	49,81	полив заборонено

Таблиця 4. **Оцінка якості поливної води Інгулецької зрошувальної системи за небезпекою її токсичного впливу на рослини за поливів дощуванням (за ДСТУ 2730:2015 та згідно Постанови КМУ № 766) за період 2013-2020 рр.**

Дата відбору проб	За ДСТУ 2730:2015					Згідно Постанови КМУ № 766
	pH	CO^{-2}_3	Cl^-	Токсичні іони, еквівалентів Cl^-	Клас якості води	Норматив
		мекв/дм^3				
1	2	3	4	5	6	7
2013 рік						
червень	8,25	-	8,8	11,14	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
липень	8,17	-	9,2	11,27	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
серпень	8,29	-	10,04	12,00	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
вересень	8,26	-	9,67	11,00	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
середнє за рік	8,24	-	9,43	11,35	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
2014 рік						
травень	8,35	-	7,2	9,68	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
червень	8,2	-	9,2	12,08	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
липень	8,46	-	8,6	10,52	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
серпень	8,29	-	9,2	11,16	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
середнє за рік	8,33	-	8,55	10,86	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
2015 рік						
травень	8,25	-	11	13,07	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
червень	8,35	-	10,78	12,78	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
липень	8,28	-	8,8	10,66	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
серпень	8,3	-	9,15	11,08	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
середнє за рік	8,3	-	9,93	11,9	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
2016 рік						
травень	7,95	-	8,15	10,35	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів

Закінчення табл. 4

1	2	3	4	5	6	7
червень	8,21	-	10,1	11,95	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
липень	8,3	-	10,22	12,33	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
серпень	8,5	-	8,71	10,61	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
середнє за рік	8,24	-	9,3	11,31	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
2017 рік						
травень	8,17	-	7,13	8,96	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
червень	8,26	-	10,3	12,39	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
липень	8,42	-	9,9	12,4	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
серпень	8,43	-	12,36	14,4	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
середнє за рік	8,37	-	10,69	12,94	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
2018 рік						
травень	8,12	-	10,5	12,95	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
червень	8,21	-	9,29	11,74	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
липень	8,05	-	11,55	14,16	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
серпень	8,34	-	11,34	13,4	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
середнє за рік	8,2	-	12,97	15,27	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
2020 рік						
квітень	8,54	0,04	10,40	16,21	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
травень	8,51	0,20	8,80	12,03	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
червень	7,59	-	10,40	11,91	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів
середнє за рік	8,21	0,2	9,87	13,38	II	полив можливий за умови застосування відновлювальних заходів

Постанова КМУ № 766 розроблена та введена в дію з метою врегулювання на законодавчому рівні питання щодо нормування екологічно безпечного зрошення, осушення, управління поливами та водовідведенням, з обґрунтуванням, що існуючи методики та рекомендації, які пов'язані із зазначеним питанням, на сьогоднішній день не регламентовані та не мають єдиних підходів.

Для забезпечення задовільного еколого-меліоративного стану сільськогосподарських угідь, належної якості зрошувальної води, біологічної потреби культур та запобігання ризику розвитку процесів деградації ґрунтів затверджено єдині підходи для формування зазначених нормативів.

Очікувалося, що прийняття Постанови сприятиме вирішенню проблем раціонального використання водних ресурсів у зоні недостатнього та нестійкого зволоження та регулювання водно-повітряного режиму у зоні надмірного зволоження [8].

В даній ситуації можливим розвиток трьох варіантів сценаріїв дії:

Сценарій 1. Здійснювати поливи сільгоспкультур водою III класу – непридатною для зрошення без попереднього поліпшення її складу (за ДСТУ 2730:2015) і полив якою заборонено (згідно Постанови КМУ № 766), що фактично відбувається на Інгулецькій зрошувальній системі та зрошувальних системах, які отримують воду з неї – Явкинська ЗС та Спаська ЗС).

Сценарій 2. Виконуючи нормативні вимоги, не поливати, тобто закрити всі вищеназвані системи, а сільгосптоваровиробникам перейти на неполивне землеробство. Що в зоні Південного степу України, зоні ризикованого землеробства, в умовах змін клімату в бік його посушливості не дозволить отримувати проектні високі, стабільні врожаї сільськогосподарських культур. Цей варіант є взагалі неприйнятним.

Сценарій 3. Поліпшувати якість зрошувальної води до II класу. Практично це можливо зробити єдиним шляхом – вирішити проблему на регіональному рівні, тобто при щорічної розробці та затвердженні Регламенту промивки Інгульця врахувати вимоги Постанови КМУ № 766 щодо якості води. Збільшити витрати та, відповідно, обсяг попусків води задовільної якості з Карачунівського водосховища впродовж поливного періоду (квітень-вересень). Для цього необхідно виконати відповідні розрахунки з урахуванням фактичної якості води в Карачунівському водосховищі та річці Інгулець. При цьому обов'язковим є оперативний моніторинг якості води річки Інгулець за сольовим складом, а не тільки за вмістом хлоридів, необхідно також передбачити в Регламенті можливість оперативного корегування витрат попусків у випадку погіршення якості поливної води.

Висновки.

1. Багаторічним виробничим досвідом підтверджено правильність застосування в сучасних умовах варіанту «промивка зверху впро-

довж всього поливного періоду» для забезпечення задовільної якості води (ІІ класу згідно ДСТУ 2730-94) в річці Інгулець, а відповідно і води в Інгулецькому магістральному каналі з останньої декади квітня до першої декади вересня. Але, на даний час вже діють інші нормативи: ДСТУ 2730:2015, згідно яких інгулецька вода за небезпекою осолонцювання ґрунту вже відноситься до ІІІ класу і непридатна для зрошення без попереднього поліпшення її складу, та Постанова КМУ від 02.09.2020 р., № 766, яка взагалі забороняє полив водою з відповідними показниками якості.

2. В сучасних умовах господарювання при роботі Інгулецької зрошувальної системи склалось неузгодженість нормативно-правових актів, яка потребує подальшого вирішення на басейновому (регіональному) рівні. При щорічній розробці та затвердженні Регламенту промивки річки Інгулець слід враховувати вимоги Постанови КМУ № 766 щодо якості води, тобто необхідно поліпшити якість води річки Інгулець відповідно нормативів, які встановлені. Зробити це в даних умовах можливо лише шляхом збільшення витрат та, відповідно, обсягу попусків води задовільної якості з Карачунівського водосховища впродовж квітня-вересня. Для цього необхідно виконати відповідний аналіз з урахуванням фактичної якості води в Карачунівському водосховищі та річці Інгулець.

3. Обов'язково слід встановити постійний оперативний контроль якості води річки Інгулець за сольовим складом, а не тільки за вмістом хлоридів та передбачити в Регламенті промивки річки Інгулець можливість оперативного корегування витрат попусків у випадку невідповідності показників якості води нормативам Постанови № 766 та ДСТУ 2730:2015.

ASSESSMENT OF IRRIGATION WATER QUALITY IN THE ECOLOGICAL AND AMELIORATIVE MONITORING SYSTEM

[1]***Morozov O.V.*** *– Doctor of Agricultural Sciences, Professor,*
[1]***Morozov V.V.*** *– Doctor of Agricultural Sciences, Professor,*
[2]***Kozlenko Y.V.*** *– Candidate of Agricultural Sciences, doctoral student,*
[2]***Bidnyna I.O.*** *– Candidate of Agricultural Sciences, doctoral student,*
Kherson State Agrarian and Economic University,
Institute of Irrigated Agriculture NAAS,
morozov-2008@ukr.net, morozov17041951@gmail.com, evgsn@i.ua

Many years of production experience has confirmed the effectiveness of using the option «flushing from above during the entire irrigation period» under the conditions of the Ingulets irrigation system to ensure satisfactory water quality

(II class according to DSTU 2730-94) in the Ingulets river, respectively, and water in the Ingulets main canal since the last decade April to early September. But now other standards are already in force: DSTU 2730:2015 «Environmental quality. The quality of natural water for irrigation. Agronomic criteria», according to which the water of the Ingulets irrigation system, according to the danger of alkalinization of the soil, already belongs to the III class – unsuitable for irrigation without preliminary improvement of its composition, and the Resolution of the Cabinet of Ministers of Ukraine dated 02.09.2020, No. 766 «On standards for environmentally friendly irrigation, drainage, management irrigation and drainage», which generally prohibits irrigation with water with appropriate quality indicators.

In modern economic conditions, when forming the quality of irrigation water in the Ingulets irrigation system, there is an inconsistency of regulatory and legal acts, which requires further resolution at the basin (regional) level. During the annual development and approval of the Ingulets River Washing Regulations, it is necessary to take into account the requirements of the Resolution of the Cabinet of Ministers of Ukraine No. 766 on environmentally friendly irrigation and irrigation management, namely, it is necessary to improve the water quality of the Ingulets River according to the established standards, and this can be done in these conditions only by increasing the flow rate and, accordingly, the volume of water releases of satisfactory quality from the Karachunovskoye reservoir during April-September. For this, it is necessary to carry out an appropriate analysis taking into account the actual water quality in the Karachunovskoye reservoir and the Ingulets river.

It is imperative to establish operational control of the water quality of the Ingulets River in terms of salt composition, and not only in terms of chloride content, and provide in the Ingulets River Flushing Regulations the possibility of prompt adjustment of the discharge flow in case of inconsistency of water quality indicators with the standards of Resolutions of the Cabinet of Ministers of Ukraine No. 766 and DSTU 2730:2015.

Keywords: irrigation, quality of irrigation water, evaluation criteria, management, regulations.

ЛІТЕРАТУРА

1. Адаптація агротехнологій до змін клімату: грунтово – агрохімічні аспекти: колективна монографія / за наук. ред. С.А. Балюка, В.В. Медведєва, Б.С. Носка. Харків: Стильна типографія, 2018. 364 с.
2. Ковда В.А. Происхождение и режим засоленных почв. М. – Л.: АН СССР, 1946. Т. 1. С. 43–47.
3. Розов Л.П. Мелиоративное почвоведение. М., 1956. С. 86–95.
4. Можейко А.М., Воротник Т.К. Гипсование солонцевих каштанових почв УССР, орошаемых минерализованными водами, как метод борьбы с осолонцеванием этих почв. *Труды УНИИП*. Харьков, 1958. Т. III. С. 111–208.
5. Антипов – Каратаев И.Н., Кадер Г.М. К мелиоративной оценке поливной воды, имеющей щелочную реакцию. *Почвоведение*. 1961. № 3. С. 60–65.
6. Вороник Т.К., Ладних В.Я. Відновлення ефективної родючості темно – каштанових ґрунтів, зрошуваних лужними водами. *Агрохімія і ґрунтознавство.* К.: Урожай, 1975. Вип. 30. С. 67–75.

7. Про нормативи екологічно безпечного зрошення, осушення, управління поливами та водовідведенням: Постанова КМУ від 02.09.2020, № 766.
8. Щодо погодження проекту акта (із додатками): лист Держводагентства України № 3066/3/6/11-19 від 30.05.2019.
9. ДСТУ 2730:2015. Захист довкілля. Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії. К.: Мінекономрозвитку України, 2015.
10. ДСТУ 2730-94. Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії. К.: Держстандарт України, 1994.
11. Козленко Є.В., Морозов О.В., Морозов В.В. Інгулецька зрошувальна система: стан, проблеми та перспективи розвитку: монографія [за ред. д.с-г.н., професора О.В. Морозова]. Херсон: Айлант, 2020. 204 с.
12. Рекомендації щодо поліпшення якості поливної води Інгулецької зрошувальної системи / В.А. Сташук, В.В. Морозов, О.В. Морозов, Є.В. Козленко [та ін.], за наук. ред.: В.А. Сташука, В.В. Морозова. Херсон: Айлант, 2012. 60 с.
13. Морозов В.В., Морозов О.В., Ченіна Н.О., Козленко Є.В. Обґрунтування критеріїв якості поливної води для ґрунтів Інгулецького зрошуваного масиву. *Таврійський науковий вісник*. Херсон: Грінь Д.С., 2018. Вип. 99. С. 88–93.
14. Морозов О.В., Морозов В.В., Кабаченко А.І., Козленко Є.В. Методичні підходи щодо оцінки якості поверхневих та ґрунтових вод у системі еколого-меліоративного моніторингу (на прикладі Інгулецького зрошуваного масиву). *Водні біоресурси та аквакультура*. Херсон: ПП «ОЛДІ-ПЛЮС», 2019. Вип. 2. С. 107–120.

REFERENCES

1. Baliuka S.A., Medvedieva V.V., Noska B.S. (2018). Adaptatsiia ahrotekhnolohii do zmin klimatu: hruntovo – ahrokhimichni aspekty: kolektyvna monohrafiia [на англ.]. Kharkiv: Stylna typohrafiia. [in Ukrainian].
2. Kovda V.A. (1946). Proishozhdenie i rezhim zasolennyih pochv [на англ.]. M. – L.: AN SSSR, Vol. 1. 43–47. [in Russian].
3. Rozov L.P. (1956). Meliorativnoe pochvovedenie [на англ.]. Moscow. 86–95. [in Russian].
4. Mozheyko A.M., Vorotnik T.K. (1958). Gipsovanie solontsevih kashtanovih pochv USSR, oroshaemyih mineralizovannyimi vodami, kak metod borbyi s osolontsevaniem etih pochv [на англ.]. Trudyi UNIIP. Kharkiv. Vol. III. 111–208. [in Russian].
5. Antipov – Karataev I.N., Kader G.M. (1961). K meliorativnoy otsenke polivnoy vodyi, imeyuschey schelochnuyu reaktsiyu. Pochvovedenie [на англ.]. no 3. 60–65. [in Russian].

6. Voronyk T.K., Ladnykh V.Ia. (1975). Vidnovlennia efektyvnoi rodiuchosti temno – kashtanovykh gruntiv, zroshuvanykh luzhnymy vodamy [на англ.]. *Ahrokhimiia i gruntoznavstvo*. Kyiv: Urozhai. Issue 30. 67–75. [in Ukrainian].
7. Resolution of the Cabinet of Ministers of Ukraine *Pro normatyvy ekolohichno bezpechnoho zroshennia, osushennia, upravlinnia polyvamy ta vodovidvedenniam* [на англ.]. № 766. 02.09.2020. [in Ukrainian].
8. Lyst Derzhvodahentstva Ukrainy *Shchodo pohodzhennia proektu akta* (iz dodatkamy) [на англ.]. № 3066/3/6/11-19. 30.05.2019. [in Ukrainian].
9. DSTU 2730:2015 *Zakhyst dovkillia. Yakist pryrodnoi vody dlia zroshennia. Ahronomichni kryterii* [на англ.]. Kyiv: Minekonomrozvytku Ukrainy, 2015. [in Ukrainian].
10. DSTU 2730-94. *Yakist pryrodnoi vody dlia zroshennia. Ahronomichni kryterii* [на англ.]. Kyiv: Derzhstandart Ukrainy, 1994. [in Ukrainian].
11. Kozlenko Ye.V., Morozov O.V., Morozov V.V. (2020). *Inhuletska zroshuvalna systema: stan, problemy ta perspektyvy rozvytku* [на англ.].: monohrafiia [za red. d.s-h.n., profesora O.V. Morozova]. Kherson: Ailant. [in Ukrainian].
12. Stashuk V.A., Morozov V.V., Kozlenko Ye.V. (2012). *Rekomendatsii shchodo polipshennia yakosti polyvnoi vody Inhuletskoi zroshuvalnoi systemy* [на англ.]. Kherson: Ailant. [in Ukrainian].
13. Morozov V.V., Morozov O.V., Chenina N.O., Kozlenko Ye.V. (2018). Obgruntuvannia kryteriiv yakosti polyvnoi vody dlia gruntiv Inhuletskoho zroshuvanoho masyvu [на англ.]. *Tavriiskyi naukovyi visnyk.* Kherson: Hrin D.S. Issue 99. 88–93. [in Ukrainian].
14. Morozov O.V., Morozov V.V., Kabachenko A.I., Kozlenko Ye.V. (2019). Metodychni pidkhody shchodo otsinky yakosti poverkhnevykh ta gruntovykh vod u systemi ekoloho-melioratyvnoho monitorynhu (na prykladi Inhuletskoho zroshuvanoho masyvu) [на англ.]. *Vodni bioresursy ta akvakultura*. Kherson: PP «OLDI-PLIuS». no 2. 107–120. [in Ukrainian].

УДК 504.4:556:631:551.58:519.2:528.94
DOI https://doi.org/10.32851/wba.2020.2.18

ПРОТИЕРОЗІЙНА ОПТИМІЗАЦІЯ СТРУКТУРИ ЗЕМЕЛЬНОГО ФОНДУ ТА ЕКОЛОГІЗАЦІЯ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ НА ТЕРИТОРІЇ БАСЕЙНУ РІКИ ДНІПРО

Пічура В.І. *– д.с.-г.н.,*
Потравка Л.О. *– д.е.н.,*
Херсонський державний аграрно-економічний університет,
pichuravitalii@gmail.com, potravkalarisa@gmail.com

Потужна за масштабами проявів і інтенсивністю впливу трансформація територій і акваторій басейну Дніпра зумовила необхідність у створенні системи природоохоронних заходів на основі науково обґрунтованого контролю та раціонального використання ресурсів навколишнього середовища. Встановлено, що розроблення та впровадження відповідних грунто- та водоохоронних заходів із облаштування водозбірної території р. Дніпро оптимально проводити на рівні басейнів 5–4-го порядків і нижче на басейнових позиційно-динамічних, адаптивно-ландшафтних і геосистемних принципах. На прикладі модельного регіону басейну Дніпра (транскордонного суббасейну р. Ворсклиця) розроблено детальний проект басейнової організації природокористування в контексті протиерозійної оптимізації структури земельного фонду та екологізації природокористування із використанням ГІС і ДЗЗ-технологій. В результаті запропонованого проекту оптимізації земельного фонду можна значно поліпшити екологічну ситуацію у водозборі р. Ворсклиця. Значення коефіцієнту природної захищеності підвищиться з 0,36 до 0,41, тобто частка средостабілізуючих угідь у басейні наблизиться до позначки 50%. Показник коефіцієнту стійкості агроландшафту зміниться із задовільного (0,57) до відносно сприятливого (0,68), екологічна стабільність із помірно стабільного стану (0,37) покращиться до середньо стабільного (0,51). В цілому в басейні вдасться збільшити площу средостабілізуючих угідь на 14,8 тис. га. Застосування методології просторово-часової оцінки стану екосистеми басейнів річок і організації раціонального природокористування дозволить оптимізувати структуру земельного фонду, зменшити ризики екологічної деструкції земельних і водних ресурсів, забезпечити екологізацію сільського господарства та поліпшення екологічної ситуації в окремих суббасейнах та басейні Дніпра.

Ключові слова: басейн річки, природокористування, еколого-раціональна експлуатація, грунто- та водоохоронні заходи, екологізація сільського господарства, річка Дніпро, річка Ворсклиця, ГІС-технології, ДЗЗ.

Постановка проблеми. У сформованих надзвичайно важких соціальних, економічних і екологічних умовах ключовими факторами, що впливають на здоров'я населення на значній території України є антропогенно обумовлена деградація земельних і водних ресурсів транскордонного

річкового басейну Дніпра. Значну роль у деструкції екологічної ситуації в басейні відіграють вирубування лісів, «хімізація» сільського господарства, гідромеліорація, створення та функціонування каскаду дніпровських водосховищ, інтенсивне використання водних ресурсів (більше 5000 млн. $м^3$ на рік) і скидання значних обсягів забруднених вод (більше 400 млн. $м^3$ на рік) тощо [1; 2]. Така потужна за масштабами проявів і інтенсивністю впливу трансформація територій і акваторій басейну Дніпра зумовила необхідність у створенні системи природоохоронних заходів на основі науково обґрунтованого контролю та раціонального використання ресурсів навколишнього середовища. Раціональне природокористування, крім оптимізації використання природних ресурсів, повинно також забезпечити підтримку механізмів їх відтворення шляхом пошуку оптимальних сценаріїв природокористування, які будуть формувати перспективи ефективного територіального розвитку та оздоровлення екосистеми ріки Дніпро.

Необхідною умовою для поліпшення екологічного стану басейну Дніпра є розроблення транскордонного плану управління річковим басейном у відповідності до Водної рамкової директиви (ВРД) 2000/60/ЄС [3], в якій визначено, що встановлення рамок діяльності транскордонного співробітництва в галузі водної політики повинно бути здійснено не відповідно до адміністративних чи політичних кордонів, а згідно з межами річкового басейну як природного гідрографічного цілісного об’єкту. План управління для оздоровлення ріки Дніпро повинен ґрунтуватися на комплексному просторово-часовому аналізі екологічного стану басейну, як того вимагає стаття 5 ВРД «Характеристики району річкового басейну, огляд екологічного впливу людської діяльності та економічний аналіз використання води» [4]. Результатом транскордонної взаємодії сусідніх держав для оздоровлення екосистеми річки має стати створення постійно діючої Міждержавної басейнової ради р. Дніпро. Її програма організації басейнового природокористування повинна ґрунтуватися на формуванні та використанні єдиних підходів до вивчення, оцінки, прогнозу, експлуатації окремих суббасейнів і всієї території транскордонного басейну на засадах єдності у вирішенні кризових ситуацій і забезпеченні екологічної безпеки з урахуванням усіх компонентів природно-господарської територіальної системи, міжкомпонентних і геосистемних зв’язків на основі використання інтегративного підходу, басейнових позиційно-динамічних, адаптивно-ландшафтних, геосистемних принципів і з урахуванням обов’язковості впровадження протиерозійної організації територій. Для цього найбільш перспективним є впровадження концептуальної моделі еколого-раціональної експлуатації території транскордонного басейну [4; 5] на основі геоінформаційно-аналітичної системи моніторингу та управління басейновим природокористуванням, методики визначення структури земельного фонду водозбору та

розроблення проекту басейнової організації природокористування на території водозбору ріки з використанням ГІС і ДЗЗ-технологій.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Усвідомлення закономірностей функціонування екосистеми басейну річки, як єдиного ерозійного комплексу, вимагає розроблення нових теоретико-методологічних основ організації природокористування на засадах басейнових позиційно-динамічних, адаптивно-ландшафтних і геосистемних принципів. Вагомий внесок у вивчення геоморфологічної будови басейнових структур, теоретичного обґрунтування реалізації басейнового підходу та перші спроби прикладної реалізації концепції басейнового природокористування відображені в наукових працях вітчизняних і зарубіжних учених: Р. Хортона [6], А. Стралера [7], Г.І. Швебса [8], Ф.М. Лисецького [9], M. Amakali [10], A. Dinar [11], M. Bozzola [12], M. Barbosa [13], A. Milmana [14], B. Zhang [15] та інших вчених.

Майже 60 суббасейнів водозбірної території Дніпра перетинають державний кордон України. Тому завдання управління природокористуванням вимагає першочергової активної співпраці прикордонних країн. У цих суббасейнах повинен бути реалізований транскордонний підхід до управління природокористуванням, що фокусується на якості вод.

Постановка завдання. На прикладі модельного регіону басейну Дніпра (транскордонного суббасейну р. Ворсклиця) розробити детальний проект басейнової організації природокористування на території річкового басейну в контексті протиерозійної оптимізації структури земельного фонду та екологізації природокористування.

Матеріали і методи досліджень. Прикладом транскордонного суббасейну на території водозбору Дніпра є Ворсклиця – права притока річки Ворскли протяжністю 101 км, її басейн має V порядок, площа складає 1,5 тис. км^2 (рис. 1). За ступенем агрогенної трансформації басейн Ворсклиці відноситься до найнебезпечнішої 3-ої групи – агрогенно трансформованих суббасейнів Дніпра з високою грунтово-ерозійною небезпекою [16], тому як приклад розроблення та впровадження проекту басейнового природокористування обраний саме цей суббасейн.

Ворсклиця бере початок у Росії, на південній околиці смт Пролетарський (Бєлгородська область, Ракитянський район) і тече на південний захід. Українсько-російський кордон перетинає в с. Сподарюшино й протікає територією України у Великописарівському, Тростянецькому, Кириківському районах Сумської області. У Ворсклу впадає на 286-му км на північній околиці смт Кириківка. Протяжність Ворсклиці на території Росії становить 49 км, в Україні – 52 км [5]. Площа водозбору річки на території країн розподілена майже однаково: 718 км^2 (48 %) на російській території, 784 км^2 (52 %) на українській.

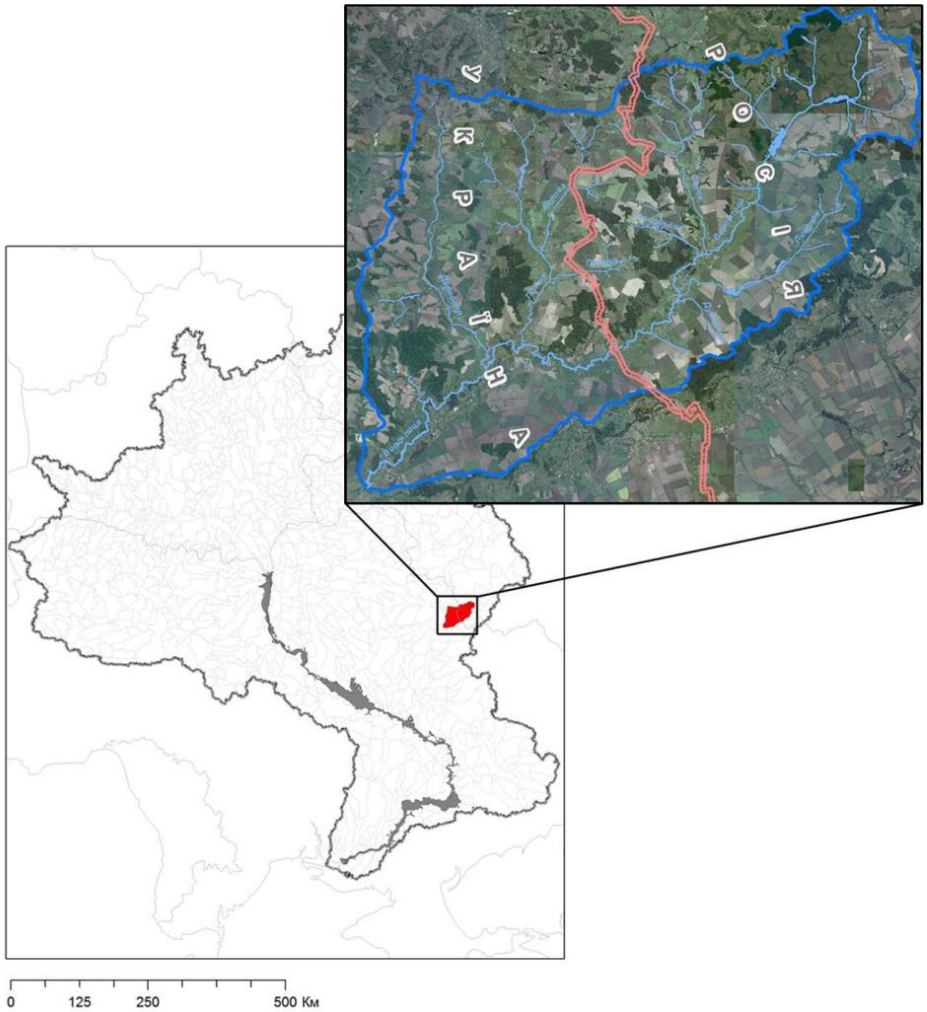


Рис. 1. **Транскордонний басейн р. Ворсклиця**

Протиерозійна оптимізація структури земельного фонду та екологізація природокористування на території транскордонного суббасейну р. Ворсклиця здійснено відповідно до авторської ієрархічної моделі організації геоінформаційно-аналітичної системи моніторингу та управління басейновим природокористуванням, методикою визначення структури земельного фонду водозбору та розробкою проекту басейнової організації природокористування на території водозбору річки з використанням ГІС і ДЗЗ-технологій [1; 4; 5], яка повинна включати наступні етапи: 1 – землевпорядкування ріллі на основі позиційно-динамічних і басейнових принципах; 2 – проектування лісних насаджень; 3 – проектування водоохорон-

них зон; 4 – раціоналізація використання кормових угідь; 5 – проектування рекреаційних зон; 6 – виявлення нових природних резерватів.

Розроблення та впровадження відповідних грунто- та водоохоронних заходів із облаштування водозбірної території здійснюється відповідно до установлених землевпорядних дій (табл. 1). Просторова диференціація екологізації ріллі здійснено відповідно до основних способів, зокрема:

1. Зміна частки стабілізуючих сівозмін на ріллі за рахунок збільшення площ багаторічних трав. Це найоптимальніший спосіб підвищення екологічної стабільності ріллі без скорочення її площі [17]. У структурі польових сівозмін на схилах крутизною 0–3° необхідно вводити до 20 % багаторічних трав. На схилах 3–5° впроваджують зернотрав'яні сівозміни з часткою багаторічних бобово-злакових трав до 50 % і не допускають вирощування просапних культур. Найбільш ерозійно небезпечні ділянки ріллі на схилах крутизною понад 5° необхідно повністю віддати під травопільні та ґрунтозахисні сівозміни.

2. Упровадження агролісомеліоративних заходів на ріллі, а саме збільшення частки контурних протиерозійних лісосмуг на схилах. Під захистом лісових смуг продуктивність ріллі підвищується на 15–30 %, середня врожайність зернових культур на 18–23 %, технічних культур – на 20–26 %, кормових – на 29–41 %. Найбільш стійкі ландшафтні умови формуються при частці агролісомеліоративних насаджень на ріллі в зоні Лісостепу – 3,0–3,5 % і в зоні Степу – 3,5–4,5 %.

3. Тимчасова (поворотна) консервація сильноеродованої ріллі. Такі землі слід перевести в довгостроковий поклад. Сукцесії, які з'являються на покладах, характерні для зональних екосистем, мають значний ресурсний і біосферний потенціал і особливо важливі для відновлення родючості ґрунтів. Для формування екологічно стабільних покладів необхідно досягнення ними як мінімум 10-річного віку, передчасне їх повернення в сільськогосподарське використання посилить їх ерозійну деструкцію.

Таблиця 1. **Критерії та заходи землевпорядних робіт при басейновій організації природокористування**

Заходи	Критерії
Організація території ріллі	
Інтенсивне використання, прямолінійна організація території	Ухил до 3°, незмиті ґрунти
Зернотрав'яна сівозміна, контурна організація території	Ухил 3-5°, переважно слабозмиті ґрунти, відстань від плакорів не більше 200-300 м
Зернотрав'яна сівозміна, контурна організація, залужені водостоків. Смугове розміщення культур (на 4-6 захватів агрегату при посіві)	Ухил 3-5°, переважно слабозмиті ґрунти, відстань від плакорів не більше 200-300 м, мікроложбинний рельєф

Закінчення табл. 1

Ґрунтозахисні сівозміни, контурна організація	Ухил 5-7°, переважно средньозмиті ґрунти, відстань від плакорів не більше 300-500 м
Консервація ріллі	Ухил більше 7°. Сильно еродовані угіддя. Угіддя, які зазнали забруднення, вторинного засолення, осушення, ущільнення
Залуження водостоків	Ложбини і мікроложбини на території ріллі
Трансформація ріллі в кормові угіддя	Ухил понад 7°, переважно сильнозмиті ґрунти, відстань від плакорів понад 500 м
Проектування лісових насаджень і виділення земель для природного самовідновлення	
Суцільне залісення екологічно-придатними породами дерев	Ухил більше 16° і площі, пориті струменистими розмивами, вимоїнами і ярами. Ділянки незадернованних і розбитих пісків. Відкоси ярів. Верхів'я балок.
Ґрунтозахисні лісосмуги шириною 9-15 м	Вздовж межі польової і зернотрав'яної сівозмін. Відстань від вододілу 500-600 м
Стокорегулюючі лісосмуги шириною 12,5-20 м. Конструкція ажурна з введенням 25% низькорослих чагарників	Контурно вздовж межі зернотрав'яної і ґрунтозахисної сівозмін
Прибалочні і прибалкові лісосмуги, конструкція щільна з наявністю 40-50% чагарникових порід. Ширина 12,5-21 м	На відстані 2-5 м від бровки ярів і балок. Вище вершини яру на 15-20 м
Водоохоронні лісосмуги шириною до 20 м	На берегах водойм, в межах водоохоронних зон та прибережних лісосмуг
Посадка лісосмуг контурно вздовж меж полів сівозмін трьохрядні протиерозійні лісосмуги	Межі полів сівозмін на схилах понад 3°
Самозаростання лісом	На територіях, що безпосередньо прилягають до лісних масивів з поростю лісу
Створення реміз	Невеликі ділянки на території ріллі (група чагарників, западина, що поросла травою і ін.)

4. Трансформація сильно деградованих ділянок ріллі в інші види угідь. При цьому слід враховувати фізико-географічні умови території: для зони Лісостепу – переважно вибіркове залісення, для Степу – переведення в природні кормові угіддя. На ріллі, що залишилася після скорочення, слід максимально сконцентрувати енергетичні та матеріальні ресурси для екологічно безпечної інтенсифікації сільськогосподарського виробництва з метою отримання обсягів продукції, необхідних для сталого розвитку економіки регіону та країни.

Іншим способом підвищення екологічної стійкості басейнових ландшафтних територіальних структур є облаштування природно-кормових угідь, зокрема виділення площ під їх природне самовідновлення та створення умов для розширеного відтворення родючості ґрунтів. Природне самовідновлення здійснюються шляхом проведення суцільного заліснення, насадження лісосмуг, виділення ділянок для самозарастання лісом, створення реміз. Заходи для заліснення території проводять шляхом створення різних типів насаджень і з урахуванням високої природної здатності лис-

тяних насаджень до розростання від початкових лісових масивів. При проектуванні місць заліснення використані наступні прийоми: суцільне заліснення крутих еродованих схилів; заліснення у вигляді прибалкових і прибалочних лісових смуг на межі ріллі та кормових угідь; суцільне заліснення верхньої частини балок у верхів'ях річок і місцях скупчення джерел; заліснення водоохоронної зони річок.

Особливу увагу приділено водоохоронній лісистості – лісонасадження в межах водоохоронної зони запобігають забрудненню, замуленню водних об'єктів і виснаженню їх вод. Особливе значення водоохоронна лісистість набуває в зонах Лісостепу та Степу, де сума опадів у 1,5–1,7 рази менше суми їх випаровування. На площах ріллі, де на непридатних ділянках зустрічаються острівці з природною рослинністю організовані ремізи – ділянки з частково штучно загущеною рослинністю, із забороною випасу худоби та сінокосіння, ці ділянки служать укриттям для диких тварин. Під самозарастання відведені ділянки, віддалені від населених пунктів. Це верхів'я ярів і балок, прилеглих до великих приярових лісових смуг або лісових масивів, і в яких спостерігаються ознаки відновлюваних сукцесій. Такі балки «обрамляють» проектними додатковими лісосмугами для підсилення розростання деревно-чагарникової рослинності.

Розроблення та впровадження відповідних грунто- та водоохоронних заходів із облаштування водозбірної території суббасейну р. Ворсклиця здійснено відповідно до алгоритму оцінки стану водозбору та розроблення проекту басейнової організації природокористування зі застосуванням ГІС і ДЗЗ-технологій (рис. 2). Для протиерозійного проектування ландшафтів використані відомості про структуру просторового розподілу земельного фонду території суббасейну за даними дистанційного зондування Землі зі супутникового апарату *Landsat* із просторовим дозволом до 15 метрів.

Екологічну ефективність оптимізації агроландшафтів суббасейну р. Ворсклиця оцінено за співвідношенням стабілізуючих і дестабілізуючих угідь, виражених через набір коефіцієнтів.

1. Коефіцієнт природної захищеності ($K_{ПЗ}$) [18] визначає рівень стійкості природних ландшафтів до антропогенних впливів, який залежить, перш за все, від кількості та характеру розподілу земель екологічного фонду: природних біогеоценозів, природоохоронних зон і особливо природних територій, що находяться під охороною:

$$К_{ПЗ} = \frac{\sum S_{ст}}{S}, \qquad (1)$$

де $S_{ст}$ – площа земель екологічного фонду; S – площа дослідної території. Для досягнення критичного рівня захищеності хоча б половина всього земельного фонду повинна належати до стабілізуючих ландшафтів.

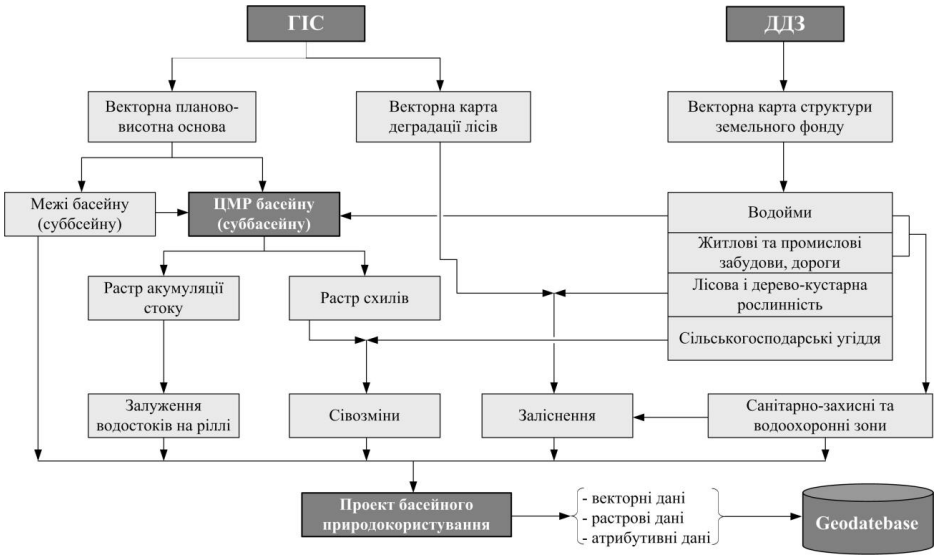


Рис. 2. **Алгоритм оцінки стану водозбору та розроблення проекту басейнової організації природокористування із застосуванням ГІС і ДЗЗ-технологій**

2. Стійкість агроландшафту (K_{CA}) можна оцінити за співвідношенням площ, зайнятих середньоформуючими та дестабілізуючими угіддями за формулою [19]:

$$K_{CA} = \frac{\sum S_{ст}}{\sum S_{дест}}, \quad (2)$$

де $S_{ст}$ – площа стабілізуючих угідь; $S_{дест}$ – площа дестабілізуючих угідь.

Сприятливій екологічній стійкості відповідає коефіцієнт $K_{CA} \geq 0{,}71$, відносно сприятливій – 0,70–0,60, задовільній – 0,59–0,56, напруженій – 0,55–0,46, критичній – $K_{CA} \leq 0{,}45$.

До стабілізуючих елементів ландшафту відносять природну деревно-чагарникову трав'янисту рослинність, сади, кормові угіддя, частину орних земель, зайнятих багаторічними травами, болота, водні об'єкти; до дестабілізуючих – ріллю, яри, зсуви, площі під забудовою та дорогами, промисловими об'єктами, іншими ділянками, що зазнали значних антропогенних змін.

3. Більш детальну оцінку екологічного стану ландшафтів дає коефіцієнт екологічної стабільності (K_{EC}), який враховує диференційований внесок кожного елементу ландшафту через систему коефіцієнтів [20]:

$$K_{EC} = \frac{\sum S_i \cdot k_i}{S} \cdot K_p, \quad (3)$$

де S_i – площа угіддя *i*-го виду; k_i – коефіцієнт екологічної стабільності угіддя *i*-го виду (табл. 2); *S* – загальна площа оцінюваної території; K_p – коефіцієнт морфологічної стабільності рельєфу (1 – для стабільних територій, 0,7 – для нестабільних, наприклад, пісків, зсувів, крутих схилів).

Якщо значення K_{EC} ≤0,33 – територія екологічно нестабільна, 0,34–0,50 – помірно стабільна, 0,51-0,66 – середня ступінь стабільності, K_{EC}≥ 0,67 – територія екологічно стабільна.

Таблиця 2. **Коефіцієнти екологічної оцінки угідь**

Вид угідь	Коефіцієнт екологічної стабільності угіддя, k_i
Забудовані території та дороги	0,00
Рілля	0,14
Виноградники	0,29
Лісополоси	0,38
Фруктові сади і чагарники	0,43
Городи	0,50
Сінокоси	0,62
Пасовища	0,68
Водойми та болота природного походження	0,79
Ліси природного походження	1,00

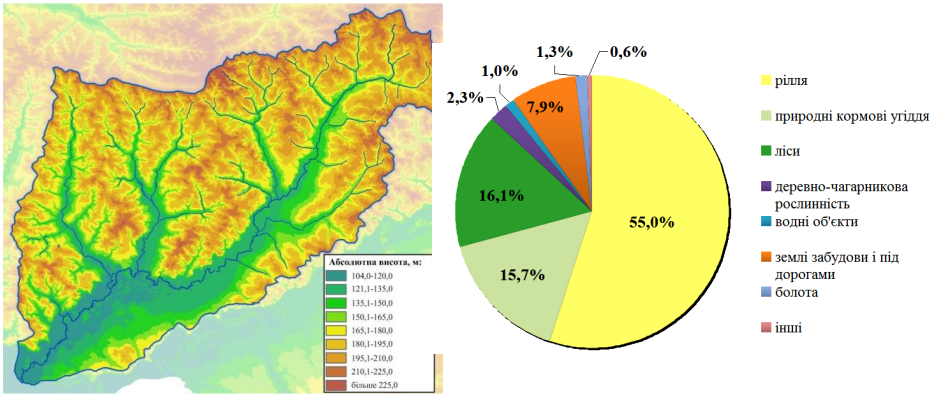
Опрацювання та візуалізація статистичної, картографічної інформації та результатів дослідження здійснювалися за допомогою пакетів програм Microsoft Excel, Statistica, ArcGIS.

Результати досліджень та їх обговорення. Долина р. Ворсклиця трапецієвидна, шириною 4–5 км. Річка має звивисте русло, заплава місцями, особливо в нижній течії, заболочена, порізана мережею проток і стариць. Ухил річки – 0,77 м/км. Усі надзаплавні тераси акумулятивні, як правило, без різко виражених уступів. Береги порізані ярами й балками, подекуди є оголення корінних порід (крейди, мергелі та ін.). Місцями високо над низинною заплавою річки височать крейдяні гори-останці. Згідно з даними моніторингу Сумського регіонального управлінням водних ресурсів, якість поверхневих вод р. Ворсклиця відповідно до рибогосподарських потреб за модифікованим індексом забруднення води віднесено до III-го класу – «помірно забруднена».

Відповідно до системи Стралера-Філософова [7], ієрархічна структура водотоків басейну має V порядок. Система річки налічує 93 постійних і тимчасових водотоків загальною довжиною 385 км. Загальна густота річкової мережі в басейні становить 0,26 км/км^2. Ґрунтовий покрив представлений в основному чорноземами вилуженими й типовими, чорноземами опідзоленими, темно-сірими лісовими та луговими ґрунтами.

Особливістю рельєфу басейну є виражена гідролого-геоморфологічна асиметрія долини річки та макросхилів водозбору (рис. 3 *а*).

Лівий макросхил басейну Ворсклиці – низький, пологий, із ухилами переважно 1–2°, не порізаний яружно-балочною мережею. Займає 1/3 площі водозбору. З лівого берега у Ворсклицю впадає лише один приток у верхів'ї, до нього прилягають кілька врізаних ерозійних форм. На решті території макросхил примикає безпосередньо до русла Ворсклиці й розчленований неглибокими, але протяжними вимоїнами. Правий макросхил (2/3 площі басейну) характеризується складними геоморфологічними умовами. Більшість приток Ворсклиці розташовуються саме тут, формуючи розгалужену, густу, глибоко врізану (до 120 м) яружно-балочну мережу. Середня крутизна схилів – 3,7°. Таким чином, геоморфологічна неоднорідність басейну формує два різних типи агроландшафтів, для яких повинні застосовуватися диференційні підходи до територіального планування.



а *б*

Рис. 3. **Гіпсометрична карта (*а*) і структура земельного фонду (*б*) басейну р. Ворсклиця**

Басейн Ворсклиці представлений типовими для Центрально-Чорноземної зони агроландшафтами з високим антропогенним навантаженням, із часткою ріллі 55 % (рис. 3 *б*). Для досягнення мінімальних показників стійкості необхідно скоротити ріллю басейну на 30 тис. га. Антропогенно-перетворені території займають 63 % площі басейну. Частка лісових насаджень становить 18,4 %, у тому числі ліс – 16,1 %, деревно-чагарникова рослинність – 2,3 %. Ліси басейну єдиного масиву не утворюють. Вони в переважній більшості нерівномірно розподілені невеликими ділянками на правому березі Ворсклиці.

Значна кількість невеликих лісових масивів розташована переважно в верхів'ях балок. Склад деревостану представлений, в основному, дубом черешчатим, ясенем звичайним, кленом гостролистим, липою. У підліску

переважають ліщина, клен татарський і польовий. У заплавах річок поширений особливий вид вологих листяних лісів із переважанням вільхи чорної та різних видів верби. Трав'яний покрив цих лісів із вологолюбною рослинністю – герань лугова, жовтець повзучий. Часто зустрічаються густі зарості бур'янів – кропиви, колючого татарника. Практично всі ліси належать до протиерозійних насаджень, окрім дібров у заплавах річок, де ростуть вільшаники (50 років, частково віднесені до лісів водоохоронної зони). Є також і мішані листяні деревостани, сосняк штучного походження, невеликі ділянки культур берези, ільма, ясеня звичайного та зеленого.

Інтенсивна господарська діяльність людини, вирубування лісових масивів і використання значних площ степових територій у сільському господарстві призвели до суттєвих змін у ландшафтах басейну й погіршення їх екологічного стану. Тривале розорювання на схилах понад 3° посилило інтенсивність ерозійно-акумулятивних процесів, що призвело до деградації ґрунтового покриву. Відомо [21], що при перетворенні степового ландшафту в польову агроекосистему величини ерозії збільшуються на один-два порядки, для лісового ландшафту – на два-три порядки. На сьогоднішні частка змитих ґрунтів у басейні становить близько 76 %. В агроландшафтах активно протікають процеси як поверхневого змиву, так і лінійного розмиву ґрунтів (рис. 4).

Рис. 4. **Виходи ґрунтоутворюючих порід на ріллі басейну внаслідок водної ерозії ґрунтів**

З усіх факторів рельєфу, що впливають на еродованість ґрунтів, вирішальну роль відіграє ухил. Він визначає швидкість руху, а відповідно, кінетичну енергію водного потоку, яка безпосередньо впливає на інтенсивність відриву ґрунтових частинок. Фізичний сенс значення ухилу підтверджують безліч вітчизняних і зарубіжних спостережень, які свідчать про збільшення змиву ґрунту зі збільшенням ухилу як при зливовій ерозії, так і при ерозії талого стоку. Для басейну Ворсклиці в *ArcGIS* був виконаний морфометричний аналіз цифрової моделі рельєфу та визначені частки земель за крутизною схилів (рис. 5).

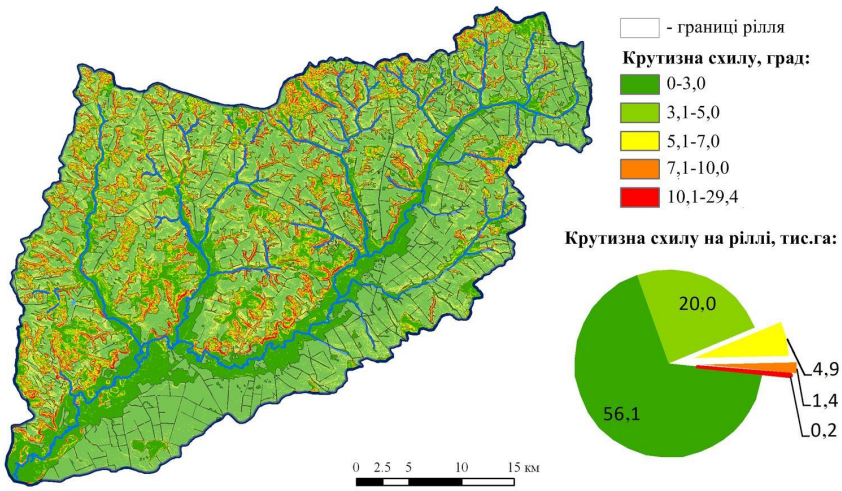


Рис. 5. **Розподіл крутизни схилів в агроландшафтах басейну р. Ворсклиця**

Аналіз показав, що 32 % ріллі знаходяться в ерозійно небезпечних геоморфологічних умовах, причому 8 % орних земель наближені до схилів більше 5°. Такі землі (6,6 тис. га) характеризуються найбільшим ерозійним потенціалом і першочергово потребують превентивних заходів ґрунтозахисного облаштування.

Водна ерозія ґрунтів не тільки знижує продуктивність орних угідь, а й негативно позначається на стані малих річок і водойм. При інтенсивному поверхневому стоці в умовах слабкої протиерозійної ефективності рослинності, характерної для більшості сільськогосподарських культур (особливо просапних), ерозійний винос зважених наносів у річкове русло значно збільшується. Залежно від господарської освоєності басейнів річок у зоні лісостепу модуль стоку зважених наносів може збільшитися в 5 разів [22]. За попередніми підрахунками [23], для частини басейну Ворсклиці на території Бєлгородської області довжина річкової мережі з кінця XVIII ст. скоротилася на 19 %. Деградовані водотоки – верхні ланки річкової мережі I–II порядків, транспортуюча здатність яких не справилась із надмірним надходженням твердих наносів зі схилів. Деградація річкових русел – інтегральний відгук природної системи на сформовану еколого-господарську ситуацію на водозборі. Це яскравий приклад того, як геосистема басейну реагує на широкомасштабне перетворення її компонентів, а у випадку з Ворсклицею, як і більшості суббасейнів Дніпра, – на аграрно орієнтовану трансформацію земельного фонду. Для забезпечення сприятливого режиму водних об’єктів, попередження їх забруднення, засмічення й виснаження, знищення навколоводних рослин і тварин, зменшення коливань стоку вздовж водойм установлюють водоохоронні зони. Це природоохоронна територія, на якій обмежується господар-

ська діяльність і забороняється використання стійких і сильнодіючих пестицидів на сільськогосподарських територіях. Відповідно до статті 88 Водного кодексу України, в межах водоохоронних зон виділяються земельні ділянки під прибережні захисні смуги. Для малих річок і ставків до 3 га ширина прибережної смуги становить 25 м, для середніх річок і ставків більше 3 га – 50 м, для великих річок – 100 м. Водний кодекс Росії регламентує ширину водоохоронної зони для річок довжиною понад 100 км – 200 м, 10–50 км – 100 м, до 10 км – 50 м. Для річкової системи басейну Ворсклиці була виділена водоохоронна зона загальною площею 9,7 тис. га. Аналіз структури угідь у межах водоохоронної зони показав, що в ній переважають землі природно-кормових угідь (53 %). На другому місці землі населених пунктів – 16 %, на третьому місці лісові території – 13 %. У водоохоронну зону потрапляє 450 га ріллі, що підсилює загрозу надходження у водойми хімікатів від добрив і пестицидів. Таким чином агроландшафти басейну р. Ворсклиця потребують оцінки ступеня їх перетворення та порушення для розроблення грунто- та водоохоронного проекту оптимізації структури земельного фонду на басейнових принципах природокористування.

Із застосуванням методики визначення структури земельного фонду водозбору та розроблення проекту басейнової організації природокористування на території водозбору річки з використанням ГІС і ДЗЗ-технологій розроблений проект басейнової організації природокористування р. Ворсклиця (рис. 6).

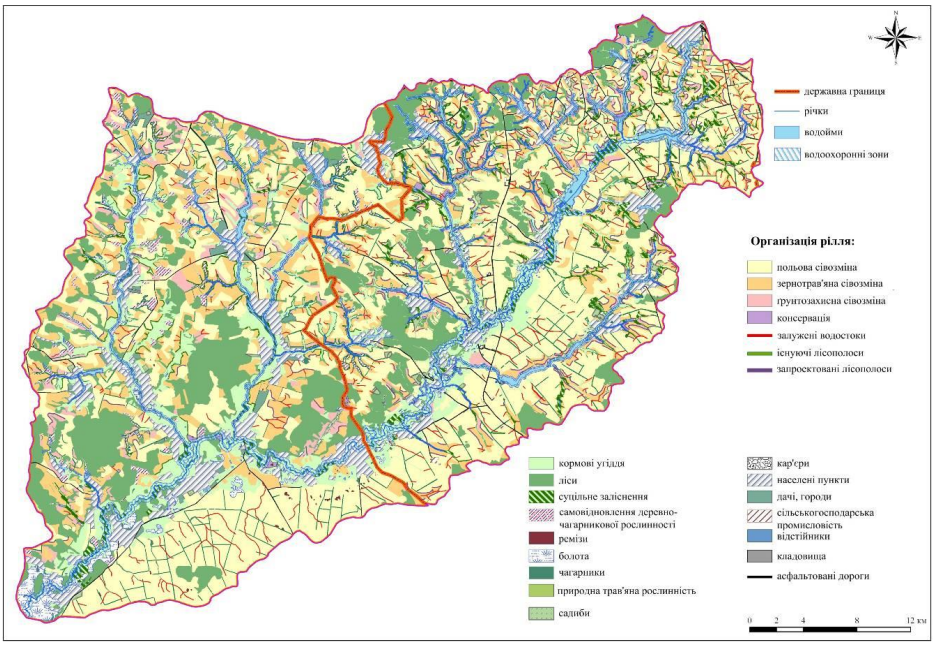


Рис. 6. **Проект басейнової організації природокористування водозбору р. Ворсклиця**

Згідно з проектними рішеннями, структура земельного фонду повинна бути просторово трансформована (рис. 7). Для досягнення мінімальних показників стійкості басейнових ландшафтних структур необхідно скоротити ріллю у водозборі на 30 тис. га (36,3 % площі ріллі). Разом із тим орні землі є основним джерелом сільськогосподарської продукції та запорукою продовольчої безпеки країни, їх правове використання суворо контролюється. Тому організовуючи басейнове природокористування, слід знайти компроміс між досягненням екологічної стійкості агроландшафтів і економічно вигідною інтенсивністю сільськогосподарського виробництва з отриманням стабільних урожаїв.

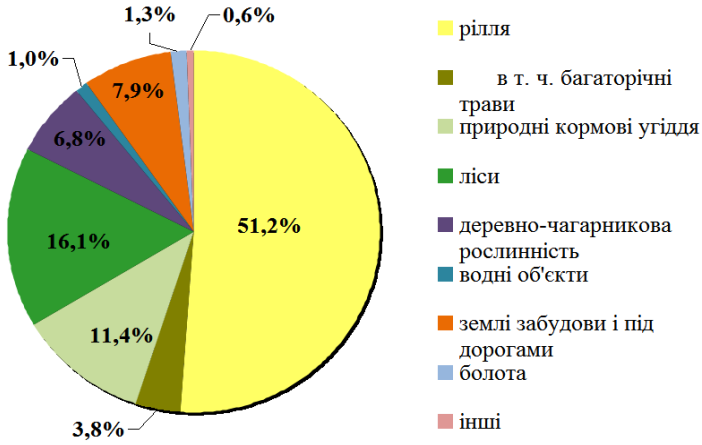


Рис. 7. **Запропонована структура угідь басейну р. Ворсклиця**

Розроблений проект організації басейнового природокористування басейну р. Ворсклиця показав, що можна залишити без змін загальну площу орних земель, однак структура ріллі має бути оптимізована. В основу оптимізації покладений загальновизнаний принцип класифікації сівозмін за виробничим призначенням, а саме: польова (для вирощування зерна, технічних культур), кормова (для вирощування соковитих, зелених і грубих кормів) і спеціальна (для вирощування культур, які потребують спеціальних умов вирощування та спеціальної агротехніки). Запропонована конфігурація полів сівозмін на проектованій ріллі відповідає контурно-ландшафтним принципам організації території, умовам збереження та відтворення родючості ґрунту, адаптивній еколого-ландшафтній системі землеробства та ґрунто- й водоохоронним цілям (рис. 8).

У проектних пропозиціях залежно від ерозійної небезпеки була збільшена частка багаторічних трав у структурі сівозмін (табл. 3). Вирощування багаторічних трав допоможе збільшити екологічну ємність орних

земель і подолати бар'єр екологічної дестабілізації при незмінній площі ріллі. Багаторічні трави необхідно розмістити на 26,5 тис. га басейну, це 33 % території ріллі, з яких 19,2 тис. га відведено для бобових трав.

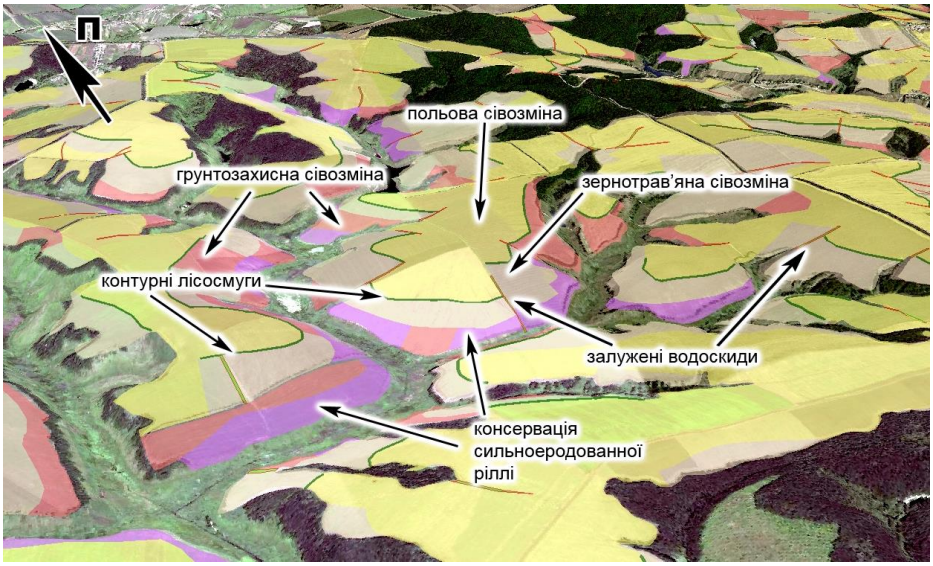


Рис. 8. **Приклад організації сівозмін на схилах басейну р. Ворсклиця**

Таблиця 3. **Структура багаторічних трав у різних типах сівозмін у басейні р. Ворсклиця**

Тип сівозміни виробничого призначення	Площа сівозміни, тис. га	Площа багаторічних трав, тис. га									
		всього	бобові				злакові				
			еспарцет	люцерна синя	конюшина гібридна та лучна	буркун білий	стоколос безостий	житняк ширококолосий	костриця лучна	пирій безкореневищний	інші (грястиця збірна, пожитнік пасовищний та ін.)
Польова	55,6	11,1	1,1	1,1	1,7	7,2	–	–	–	–	–
Кормова	20,8	10,4	2,9	1,9	0,4	–	2,4	1,2	0,3	0,3	0,9
Ґрунтозахисна	4,9	4,9	1,4	0,7	0,7	–	1,4	0,2	0,2	0,2	–
Всього	81,4	26,5	5,5	3,7	2,8	7,2	3,8	1,5	0,6	0,6	0,9

Згідно з багаторічними експериментальними даними провідних учених у галузі ґрунтознавства, втрати гумусу в ґрунтах України в перші роки після освоєння цілинних земель досягають 40 % в дерново-підзолистих, 20–35 – в чорноземах типових, 15–20 – в чорноземах південних і 12–17 – в

темно-каштанових від початкового рівня. На староорних ґрунтах, на яких не вносили добрива, втрати гумусу за рахунок його мінералізації залежно від структури посівних площ в абсолютних значеннях складали: на дерново-підзолистих ґрунтах 0,2–0,7, сірих лісових – 0,21, чорноземах типових – 0,3–1,4, чорноземах південних і темно-каштанових – 0,2–0,4 т/га. За агрокліматичними зонами України втрати становили: на Поліссі – 0,8, в Лісостепу – 0,7 і Степу – 0,6 т/га. Величина втрат гумусу зумовлена також способом обробітку ґрунту, вони становлять під ярими зерновими 0,5–0,6, озимою пшеницею і житом – 0,7, горохом і кукурудзою – 1,0–1,1, цукровими буряками – 1,5 т/га [24].

За даними С.А. Балюка [25] щорічно ґрунти втрачають 400–500 кг/га органічної речовини, які майже не відновлюються. В Україні використовують в основному мінеральні добрива через відсутність органічних, які забезпечувала галузь тваринництва. Раніше тваринництво щорічно продукувало 270 млн. т гною, тоді як нині – лише 20 млн т. За останні 100 років вміст гумусу в чорноземах зменшився з 13–14 до 3–5 %, а за останні 20 років у середньому по Україні зменшився на 0,22 % в абсолютних величинах – з 3,36 до 3,14 %. Це суттєве відхилення, оскільки для його збільшення в ґрунті на 0,1 % в природних умовах необхідно 25–30 років.

У результаті нейропрогнозування було встановлено [26], що в ґрунтах зони сухого степу при використанні існуючих агротехнологій прогнозується процес поступової дегумифікації: на богарних землях – на 0,01, на зрошуваних – на 0,03 %/рік і скорочення площ земель, які характеризуються середнім і підвищеним вмістом гумусу. Саме тому проблема збереження та підвищення вмісту гумусу в ґрунтах для України, в т. ч. у басейні Дніпра, є досить актуальною. Баланс гумусу в ґрунті суттєво залежить від структури посівних площ і агротехніки вирощування сільськогосподарських культур. Велике різноманіття сільськогосподарських культур неоднаково забезпечує збереження та поповнення балансу органічної речовини, а відповідно й гумусу в ґрунті. Вчені встановили, що в польових сівозмінах коефіцієнт гуміфікації органічних решток коливається в межах від 0,10–0,13 % (цукрові буряки, соняшник) до 0,23–0,25 % (горох, віка, соя, люцерна, еспарцет). Згідно цих висновків, найбільше значення в накопиченні органічної речовини в ґрунті мають багаторічні трави та бобові культури, середнє – зернові, а мінімальне – просапні культури [27].

Виходячи з вищенаведеного, ясно, що збільшення частки в структурі посівних площ бобових культур забезпечить підвищення біологічного потенціалу ґрунту, посилить мікробіологічні процеси перетворення органічної речовини та формування гумусу, що сприятиме екологізації землеробства, зниженню витрат на додаткове внесення добрив і підви-

щенню урожаю та якості сільськогосподарських культур. На нашу думку, збільшення в структурі посівних площ бобових трав до 20 % і більше забезпечить стабілізацію запасів гумусу в ґрунті. За рахунок збільшення посівних площ під бобові культури відбувається гуміфікація післяжнивно-кореневих залишків, маса яких, у середньому, становить 0,24 т на одну тонну отриманої продукції (врожаю). Більшість бобових трав здатна накопичити в ґрунті 150–300 кг/га біологічного азоту [28]. В результаті розрахунків установлено, що використання багаторічних бобових трав у структурі сівозмін забезпечить додаткове утворення гуміфікованої органічної речовини в ґрунтах до 111,00 тис. т і накопичення біологічного азоту – 4337 т (табл. 4).

Таблиця 4. **Утворення гумусу й накопичення біологічного азоту за рахунок зміни структури посівних площ**

Культура	Площа посіву, тис. га	Загальна урожайність післяжнивно-кореневих залишків, т/га	Кількість гуміфікованої органічної речовини		Кількість накопиченого біологічного азоту	
			на 1 га, т	з усієї площі, тис. т	на 1 га, кг	з усієї площі, т
Еспарцет	5,5	18	4,32	23,76	227	1249
Люцерна синя	3,7	15	3,60	13,32	245	907
Конюшина гібридна та лучна	2,8	20	4,80	13,44	252	706
Буркун білий	7,2	35	8,40	60,48	205	1476
Всього	19,2	–	–	111,00	–	4337

Зміна структури посівних площ завдяки включенню бобових культур забезпечить екологічно стабільне поповнення запасів біологічного азоту, гуміфікованої органічної речовини (післяжнивно-кореневих), бездефіцитний баланс поживних речовин, зменшить потребу внесення мінеральних азотних добрив на 25–50 % і забезпечить збереження та збільшення гумусу в ґрунті сільськогосподарських земель на території басейну р. Ворсклиця.

Геоморфологічно басейн р. Ворсклиця можна розділити за лінією русла на два макросхили, що значно відрізняються один від одного. Тому основні прийоми організації ріллі на них відрізняються (табл. 5).

Майже всі площі багаторічних трав у складі зернотрав'яної та ґрунтозахисної сівозмін і консервації ріллі зосереджені на правому макросхилі басейну. Круті, порізані схили обумовлюють диференціацію ріллі за ухилом і насадженням контурних протиерозійних лісосмуг. Загалом у басейні налічується 281 така лісосмуга шириною до 9 м. На лівому виположеному макросхилі через малу крутизну схилів домінує польової сівозміни з вільним плануванням меж полів.

Таблиця 5. **Результати організації ріллі басейну р. Ворсклиця**

Структура рілля	Всього в басейні, га	Частка площі від сумарної за видами угідь, %	
		Правий макросхил	Лівий макросхил
Сівозміни:	81374,3	–	–
польовий	55625,7	54,0	46,0
зернотрав'яний	20827,6	82,2	17,8
ґрунтозахисний	4920,9	90,9	9,1
Консервація	661,8	81,5	18,5
Залужені водостоки	412,6	51,8	48,2
Контурні лісосмуги	190,4	64,9	35,0
Всього	82639,1	–	–

Тут основним ґрунтозахисним заходом є розміщення в місцях концентрації стоку на ріллі залужених водостоків. Водостоки пропонується засівати трав'яними сумішами 5-7-річної ефективної дії, які сприяють затриманню твердих наносів із ріллі і переведення поверхневого стоку води в ерозійно безпечний – внутрішньоґрунтовий. Всього в цій частині басейну запроектовано протиерозійного облаштування (залуження) 217 водостоків протяжністю 128 км. Збільшення лісистості проведено за рахунок площі природних кормових угідь, які використовували як сінокоси або пасовища (рис. 9).

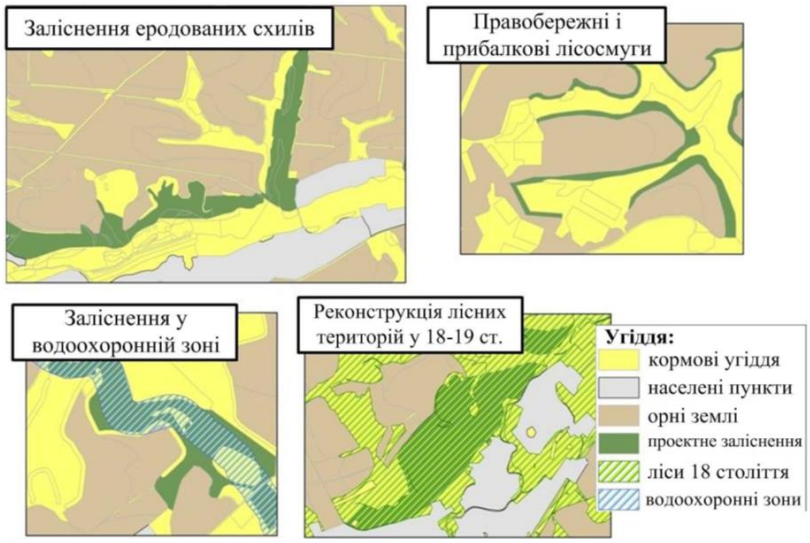


Рис. 9. **Варіанти проектних рішень підвищення лісистості території басейну**

При проектуванні площу природних кормових угідь необхідно скоротити на 190,4 га (із 15,7 % до 11,3 %), в результаті чого територія, зайнята лісами, збільшиться на 6,7 тис. га (із 18,1 % до 22,6 %) за рахунок суціль-

ного заліснення (4 тис. га), консервації ярів і балок під самозарастання (2,5 тис. га) та висадження лісосмуг на ріллі (0,2 тис. га).

У водоохоронній зоні залуженню підлягає 224,7 га ріллі, запропоновано до суцільного лісонасадження 1378,3 га, віддано під самозарастання 170,2 га. Запропоновані зміни структури земельного фонду для забезпечення грунто- та водоохоронних заходів на адаптивно-ландшафтних і басейнових принципах у басейні р. Ворсклиця представлені в таблиці 6.

Таблиця 6. **Результати оптимізації структури земельного фонду в басейні р. Ворсклиця**

Структура земельного фонду	Площа, га*		Баланс: +/-	
	фактичні	після оптимізації	га	%
Пашня, в т.ч.:	82639,1	82639,1	0	0
Сівозміни на ріллі:	–	81374,3	–	–
польовий	–	55625,7	–	–
зернотрав'яний	–	20827,6	–	–
ґрунтозахисний, в т.ч.:	–	4921,0	–	–
залуження у водоохоронних зонах	–	224,7	–	–
контурні лісополоси	0	190,4	+190,4	+100
консервація земель	0	661,8	+661,8	+100
залужені водостоки	0	412,6	+412,6	+100
Природні кормові угіддя	23631,6	16999,8	-6631,8	-28,1
Ремізи	0	81,3	+81,3	+100
Сади	429,8	429,8	0	0
Садові та дачні ділянки, городи	898,8	898,8	0	0
Лісні площі, в т.ч.:	27237	33977,9	+6740,9	+24,7
ліси	24207,4	24207,4	0	0
деревно-чагарникова рослинність (в т.ч. на ріллі)	3029,6	3220,0	+190,4	+6,3
під самозарастання деревно-чагарниковою рослинністю	0	2510,4	+2510,4	+100
під залісення	0	4040,1	+4040,1	+100
Під водними об'єктами та болотами	3472,1	3472,1	0	0
Землі під забудовою і дорогами	11901,0	11901,0	0	0
Всього	150209,4	150209,4	–	–

* Прочерк – немає даних

Оцінку екологічного стану території можна проводити як диференційно за окремими компонентами природного середовища (гідросфера, атмосфера, педосфера, біота), так і інтегрально для ландшафтів у цілому, коли розглядається весь комплекс компонентів і міжкомпонентних зв'язків. При другому варіанті доцільно як операційно-територіальної одиниці оцінки екологічного стану та планування оптимізації угідь використовувати басей-

нові ландшафтні структури, які є цілісними багатокомпонентними геосистемами. Оцінити екологічну стійкість ландшафтів, відповідно басейну річки, можна через набір порівнюваних якісних показників, які інтегрують якісні та кількісні характеристики абіотичних і біотичних елементів ландшафту.

В результаті запропонованого проекту оптимізації земельного фонду можна значно поліпшити екологічну ситуацію на території транскордонного суббасейну р. Ворсклиця. Значення коефіцієнту природної захищеності підвищиться з 0,36 до 0,41, тобто частка средостабілізуючих угідь у басейні наблизиться до позначки 50 %. Показник коефіцієнту стійкості агроландшафту зміниться із задовільного (0,57) до відносно сприятливого (0,68), екологічна стабільність із помірно стабільного стану (0,37) покращиться до середньо стабільного (0,51). В цілому в басейні вдасться збільшити площу средостабілізуючих угідь на 14,8 тис. га.

Висновки. Розроблення та впровадження відповідних грунто- та водоохоронних заходів із облаштування водозбірної території р. Дніпро оптимально проводити на рівні басейнів 5–4-го порядків і нижче на басейнових позиційно-динамічних, адаптивно-ландшафтних і геосистемних принципах. Екологічну ефективність басейнової організації природокористування необхідно оцінювати за співвідношенням стабілізуючих і дестабілізуючих угідь, виражених через коефіцієнти природної захищеності, коефіцієнт стійкості агроландшафтів, коефіцієнт екологічної стабільності басейнових ландшафтних структур. Визначено, що основою басейнової організації природокористування повинна стати реорганізація структури угідь в прив'язці до рельєфу та ґрунтів, яка матиме наступні етапи: землевпорядкування ріллі на основі позиційно-динамічних і басейнових принципів; проектування лісових насаджень; проектування водоохоронних зон; раціоналізація використання кормових угідь; проектування рекреаційних зон; виявлення нових природних резерватів. На прикладі території транскордонного суббасейну р. Ворсклиця продемонстрована басейнова організація природокористування. В результаті запропонованого проекту оптимізації земельного фонду можна значно поліпшити екологічну ситуацію у водозборі р. Ворсклиця. Значення коефіцієнту природної захищеності підвищиться з 0,36 до 0,41, тобто частка средостабілізуючих угідь у басейні наблизиться до позначки 50%. Показник коефіцієнту стійкості агроландшафту зміниться із задовільного (0,57) до відносно сприятливого (0,68), а екологічна стабільність із помірно стабільного стану (0,37) покращиться до середньо стабільного (0,51). В цілому в басейні вдасться збільшити площу средостабілізуючих угідь на 14,8 тис. га. Застосування методології просторово-часової оцінки стану екосистеми басейнів річок і організації раціонального природокористування дозволить оптимізувати структуру земельного фонду, зменшити ризики екологічної деструкції земельних і

водних ресурсів, забезпечити екологізацію сільського господарства та поліпшення екологічної ситуації в окремих суббасейнах та басейні Дніпра.

ANTI-EROSION OPTIMIZATION OF LAND FUND STRUCTURE AND ECOLOGIZATION OF NATURE USE ON THE TERRITORY OF THE DNIPRO RIVER BASIN

Pichura V.I. *– Doctor of Agricultural Sciences, Associate Professor,*
Potravka L.O. *– Doctor of Economic Sciences, Associate Professor,*
Kherson State Agrarian and Economic University,
pichuravitalii@gmail.com, potravkalarisa@gmail.com

Powerful in terms of scale of manifestations and intensity of impact transformation of territories and waters of the Dnipro river basin has necessitated the creation of a system of environmental protection measures based on scientifically grounded control and rational use of environmental resources. It is detected that the development and implementation of appropriate soil and water protection measures for the improvement of the catchment area of the Dnipro river is best carried out at the level of basins of 5–4th orders and lower on basin positional-dynamic, adaptive-landscape and geosystem principles. On the example of the model region of the Dnipro river basin (transboundary sub-basin of Vorsklytsa river) a detailed project of basin organization of nature use in the context of anti-erosion optimization of land structure and ecologization of nature use through GIS and remote sensing technologies is developed. As a result of the proposed land fund optimization project, the ecological situation in the Vorsklytsa river basin can be significantly improved. The value of the coefficient of natural protection will increase from 0.36 to 0.41, it means the part of lands that stabilize the environment in the basin will approach the mark of 50 %. The indicator of the coefficient of stability of the agricultural landscape will change from satisfactory (0.57) to relatively favorable (0.68), ecological stability from moderately stable state (0.37) will improve to middle stable (0.51). In general, the basin will be able to increase the area of lands that stabilize the environment by 14.8 thousand hectares. The application of the methodology of spatio-temporal assessment of the state of the river basins ecosystems and the organization of rational nature use will optimize the structure of the land fund, reduce the risks of ecological destruction of land and water resources, ensure ecologization of agriculture and improve the ecological situation in sub-basins and Dnipro river basin.

Keywords: river basin, nature use, ecological and rational exploitation, soil and water protection measures, ecologization of agriculture, Dnipro river, Vorsklytsa river, GIS technologies, Remote Sensing of Earth.

ЛІТЕРАТУРА

1. Pichura V.I., Domaratsky Y.A., Yaremko Yu.I., Volochnyuk Y.G., Rybak V.V. (2017). Strategic Ecological Assessment of the State of the Transboundary Catchment Basin of the Dnieper River Under Extensive Agricultural Load. *Indian Journal of Ecology*. Vol. 44 (3). P. 442–450.

2. Pichura V.I., Malchykova D.S., Ukrainskij P.A., Shakhman I.A., Bystriantseva A.N. (2018). Anthropogenic Transformation of Hydrological Regime of The Dnieper River. *Indian Journal of Ecology*. Vol. 45 (3). P. 445–453.
3. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000, establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*. 2000. L. 327. P. 1–72.
4. Пічура В.І., Потравка Л.О. Методологія просторово-часової оцінки стану екосистеми басейнів річок і організації раціонального природокористування. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2019. № 2. С. 144–174.
5. Пічура В.І. Теоретико-методологічні основи басейнової організації природокористування на водозбірних територіях транскордонних річок (на прикладі басейну Дніпра). Дис. на здобуття наукового ступеня д.с.-г.н. за спеціальністю 03.00.16 «екологія», ДДАЕУ, Дніпро, 2017. 283 с.
6. Хортон Р.Е. Эрозионное развитие рек и водосборных бассейнов. Москва: Иностр. лит-ра, 1948. 158 с.
7. Strahler A.N. (1952). Hypsometric (Area Altitude) Analysis of Erosional Topology. *Geological Society of America Bulletin*. P. 1117–1142.
8. Швебс Г.И. Концентрация природно-хозяйственных систем и вопросы рационального природопользования. *География и природные ресурсы*. 1987. № 2. С. 30–38.
9. Lisetskii F.N., Pavlyuk Ya.V., Kirilenko Zh.A., Pichura V.I. (2014). Basin organization of nature management for solving hydroecological problems. *Russian Meteorology and Hydrology*. Vol. 39, No. 8. P. 550–557.
10. Amakali M., Shixwameni L. (2003). River basin management in Namibia. *Physics and Chemistry of the Earth*. Vol. 28, Is. 20–27. P. 1055–1062.
11. Dinar A., Kemper K., Blomquist W., Kurukulasuriya P. (2007). White water: Decentralization of river basin water resource management. *Journal of Policy Modeling*. Vol. 29, Is. 6. P. 851–867.
12. Bozzola M., Swanson T. (2014). Policy implications of climate variability on agriculture: Water management in the Po river basin, Italy. *Environmental Science & Policy*. Vol. 43. P. 26–38.
13. Barbosa M.C., Mushtaq S., Alam K. (2017). Integrated water resources management: Are river basin committees in Brazil enabling effective stakeholder interaction? *Environmental Science & Policy.* Vol. 76. P. 1–11.
14. Milmana A., Gerlakb A.K. (2020). International river basin organizations, science, and hydrodiplomacy. *Environmental Science & Policy*. Vol. 107. P. 137–149. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.02.023

15. Zhang B., Ding W., Xu B, Wang L., Li Y., Zhang C. (2020). Spatial characteristics of total phosphorus loads from different sources in the Lancang River Basin. *Science of The Total Environment*. 2020. Vol. 722. 137863. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137863
16. Пічура В.І., Потравка Л.О. Типізація території басейну ріки Дніпро за ступенем агрогенної трансформації ландшафтних територіальних структур. *Наукові горизонти*. 2019. № 9 (82). С. 45–56. DOI: 10.33249/2663-2144-2019-82-9-45-56
17. Лисецкий Ф.Н., Землякова А.В., Нарожняя А.Г., Терехин Э.А., Пичура В.И., Буряк Ж.А., Самофалова О.М., Григорьева О.И. Геопланирование сельских территорий: опыт реализации концепции бассейнового природопользования на региональном уровне. *Вестник ОНУ*. Серия: Географические и геологические науки. 2014. № 19. Вып. 3 (22). С. 125–137.
18. Кочуров Б.И., Иванов Ю.Г. Оценка эколого-хозяйственного состояния территории административного района. *География и природные ресурсы*. 1987. № 87. С. 49-53.
19. Лопырев М.И., Макаренко С.А. Агроландшафты и земледелие. Воронеж: ВГАУ, 2001. 168 с.
20. Рыбарски И., Гайссе Э. Влияние состава угодий на экологическую стабильность территории. Землеустроительные работы в специфических условиях. Татранска Ломница, 1981. С. 19–26.
21. Голубев Г.Н. Геоэкология. Москва: Аспект Пресс, 2006. 288 с.
22. Дедков А.П., Мозжерин В.И. Эрозия и сток наносов на Земле. Казань: Издательство Казанского университета, 1984. 264 с.
23. Кузьменко Я.В., Лисецкий Ф.Н., Кириленко Ж.А., Григорьева О.И. Обеспечение оптимальной водоохранной лесистости при бассейновой организации природопользования. *Известия Самарского научного центра Российской академии наук*. 2013. Том 15, № 3 (2). С. 652–657.
24. Барвінський А.В., Тихенко Р.В. Оцінка і прогноз якості земель: підручник. Киев: Медінформ, 2015. 642 с.
25. Балюк С.А. Пропозиція – Главный журнал по вопросам агробизнеса. [Електронний ресурс]. URL: http://propozitsiya.com/shchoroku-ukrayinskyy-grunt-vtrachaye-po-400-500-kgga-organiky
26. Lisetskii F.N., Pichura V.I., Breus D.S. (2017). Use of Geoinformation and Neurotechnology to Assess and to Forecast the Humus Content Variations in the Step Soils. Russian Agricultural Sciences. No 2 (43). P. 151–155.
27. Охорона та відтворення родючості ґрунтів: Дегумифікація грунтів. Дніпропетровськ, 2008. [Електронний ресурс]. URL: http://www.studfiles.ru/preview/6272748/page:18/

28. Аширбеков М.Ж. Накопление корневой массы и пожнивных остатков растений в серозёмно-луговой почве хлопкового севооборота староорошаемой зоны Голодной степи. *Вестник АГАУ*. 2012. № 8. С. 32–37.

REFERENCES

1. Pichura V.I., Domaratsky Y.A., Yaremko Yu.I., Volochnyuk Y.G., Rybak V.V. (2017). Strategic ecological assessment of the state of the transboundary catchment basin of the Dnieper river under extensive agricultural load. *Indian Journal of Ecology*, Vol. 44 (3), 442–450.
2. Pichura V.I., Malchykova D.S., Ukrainskij P.A., Shakhman I.A., Bystriantseva A.N. (2018). Anthropogenic transformation of hydrological regime of the Dnieper river. *Indian Journal of Ecology*, Vol. 45 (3), 445–453.
3. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000, establishing a framework for Community action in the field of water policy. (2000). *Official Journal of the European Communities*, L. 327, 1–72.
4. Pichura V.I., Potravka L.O. (2019). *Metodologija prostorovo-chasovoi' ocinky stanu ekosystemy basejniv richok i organizacii' racional'nogo pryrodokorystuvannja* [Methodology of spatio-temporal assessment of the river ecosystem state and organization of rational using of nature]. *Aquatic bioresources and aquaculture*, No 2, 144–174. [in Ukrainian].
5. Pichura V.I. (2017). *Teoretyko-metodologichni osnovy basejnovoi' organizacii' pryrodokorystuvannja na vodozbirnyh terytorijah transkordonnyh richok (na prykladi basejnu Dnipra)* [Theoretical and methodological principles of the basin organization of nature management in the catchment areas of transboundary rivers (by the example of the Dnipro river basin)]. Doctor of Science in Agriculture in the area of specialization 03.00.16 "Ecology". DSAEU, Dnipro, 283. [in Ukrainian].
6. Horton R.E. (1948). *Erozionnoe razvitie rek i vodosbornykh basseynov* [Erosive development of rivers and watersheds]. Moscow: Foreign Literature. [in Russian].
7. Strahler A.N. (1952) Hypsometric (Area Altitude) Analysis of Erosional Topology. *Geological Society of America Bulletin*, 1117–1142.
8. Shvebs G.I. (1987) *Kontsentratsiya prirodno-khozyaystvennykh sistem i voprosy ratsional'nogo prirodopol'zovaniya* [Concentration of natural-economic systems and issues of rational nature management]. *Geography and natural resources*, No. 2, 30–38. [in Russian].
9. Lisetskii F.N., Pavlyuk Ya.V., Kirilenko Zh.A., Pichura V.I. (2014) Basin organization of nature management for solving hydroecological problems. *Russian Meteorology and Hydrology*, Vol. 39, No. 8, 550–557.

10. Amakali M., Shixwameni L. (2003). River basin management in Namibia. *Physics and Chemistry of the Earth*, Vol. 28, Is. 20–27, 1055–1062.
11. Dinar A., Kemper K., Blomquist W., Kurukulasuriya P. (2007). Whitewater: Decentralization of river basin water resource management. *Journal of Policy Modeling*, Vol. 29, Is. 6, 851–867.
12. Bozzola M., Swanson T. (2014). Policy implications of climate variability on agriculture: Water management in the Po river basin, Italy. *Environmental Science & Policy*, Vol. 43, 26–38.
13. Barbosa M.C., Mushtaq S., Alam K. (2017). Integrated water resources management: Are river basin committees in Brazil enabling effective stakeholder interaction? *Environmental Science & Policy*, Vol. 76, 1–11.
14. Milmana A., Gerlakb A.K. (2020). International river basin organizations, science, and hydrodiplomacy. *Environmental Science & Policy*, Vol. 107,137–149. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.02.023
15. Zhang B., Ding W., Xu B, Wang L., Li Y., Zhang C. (2020). Spatial characteristics of total phosphorus loads from different sources in the Lancang River Basin. *Science of The Total Environment*, Vol. 722, 137863. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137863
16. Pichura V.I., Potravka L.O. (2019). *Typizacija terytorii' basejnu riky Dnipro za stupenem agrogennoi' transformacii' landshaftnyh terytorial'nyh struktur* [Typization of the Dnipro river basin territory according the degree of agrogenic transformation of landscape territorial structures] *Scientific horizons*, No 9 (82), 45–56. DOI: 10.33249/2663-2144-2019-82-9-45-56 [in Ukrainian].
17. Lisetskiy F.N., Zemlyakova A.V., Narozhnaya A.G., Terekhin E.A., Pichura V.I., Buryak Zh.A., Samofalova O.M., Grigoryeva O.I. (2014). *Geoplanirovanie sel'skikh territoriy: opyt realizatsii kontseptsii basseynovogo prirodopol'zovaniya na regional'nom urovne* [Geo-planning of rural areas: experience in implementing the concept of basin environmental management at the regional level]. *Bulletin of ONU. Series: Geographical and geological sciences,* No. 19, Vol. 3 (22), 125–137. [in Russian].
18. Kochurov B.I., Ivanov Yu.G. (1987). *Otsenka ekologo-khozyaystvennogo sostoyaniya territorii administrativnogo rayona* [Assessment of the ecological and economic condition of the territory of the administrative region]. *Geography and natural resources,* No. 87, 49–53. [in Russian].
19. Lopyrev M.I., Makarenko S.A. (2001). *Agrolandshafty i zemledelie* [Agrolandscapes and agriculture]. Voronezh: VGAU. [in Russian].
20. Rybarski I., Geiss E. (1981). *Vliyanie sostava ugodiy na ekologicheskuyu stabil'nost' territorii* [The influence of land composition on the ecological stability of the territory]. *Land management work in specific conditions, Tatranska Lomnica*, 19–26. [in Russian].

21. Golubev G.N. (2006). *Geoekologiya* [Geoecology]. Moscow. [in Russian].
22. Dedkov A.P., Mozzherin V.I. (1984). *Eroziya i stok nanosov na Zemle* [Earth erosion and runoff]. Kazan: Kazan University Press. [in Russian].
23. Kuz'menko Ya.V., Lisetskii F.N., Kirilenko Zh.A., Grigor'eva O.I. (2013). *Obespechenie optimal'noy vodookhrannoy lesistosti pri basseynovoy organizatsii prirodopol'zovaniya* [Ensuring optimal water conservation forest cover in the basin organization of nature management]. *Bulletin of the Samara Scientific Center of the Russian Academy of Sciences*, Vol. 15, No 3 (2), 652–657. [in Russian].
24. Barvins'kyj A.V., Tyhenko R.V. (2015). *Ocinka i prognoz jakosti zemel'* [Assessment and forecast of land quality]. Kyiv: Medinform. [in Ukrainian].
25. Balyuk S.A. *Propozitsiya – Glavnyy zhurnal po voprosam agrobiznesa* [Proposition – The main magazine on agribusiness]. URL: http://propozitsiya.com/shchoroku-ukrayinskyy-grunt-vtrachaye-po-400-500-kgga-organiky [in Russian].
26. Lisetskii F.N., Pichura V.I., Breus D.S. (2017). Use of Geoinformation and Neurotechnology to Assess and to Forecast the Humus Content Variations in the Step Soils. *Russian Agricultural Sciences*, No 2 (43), 151–155.
27. *Ohorona ta vidtvorennja rodjuchosti g'runtiv: Degumyfikacija gruntiv* [Protection and reproduction of soil fertility: Dehumidification of soils]. (2008). Dnipro. URL: http://www.studfiles.ru/preview/6272748/page:18/ [in Ukrainian].
28. Ashirbekov M.Zh. (2012). *Nakoplenie kornevoy massy i pozhnivnykh ostatkov rasteniy v serozemno-lugovoy pochve khlopkovogo sevooborota starooroshaemoy zony Golodnoy stepi* [Accumulation of root mass and crop residues in gray-meadow meadow cotton crop rotation in the old irrigated zone of the Hungry Steppe]. *Bulletin of Altai State Agrarian University*, No 8, 32–37. [in Russian].

УДК 504.4.054/45(574)
DOI https://doi.org/10.32851/wba.2020.2.19

ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ЕКОЛОГІЧНОЇ ОЦІНКИ ЯКОСТІ ВОДИ Р. ДНІСТЕР ТА ЙОГО ПРИТОК ПО МЕТОДИКАХ 1998 ТА 2012 РОКІВ

Романчук М.Є. *– к.геогр.н., доцент,*
Нагаєва С.П. *– к.геогр.н., доцент,*
Одеський державний екологічний університет,
mromanchuk67@gmail.com

Екологічна оцінка якості поверхневих вод є складовою частиною нормативно-методичної бази комплексної характеристики стану навколишнього природного середовища України (стосовно гідросфери).

Методика екологічної оцінки є основою для визначення впливу людської діяльності на навколишнє природне середовище (ОВНС), певних водоохоронних регламентів і застережень (стосовно кожного водного об'єкта окремо), для планування та здійснення водоохоронних заходів й оцінки їх ефективності [1].

В роботі порівнювались результати досліджень по двох Методиках екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями – нормативної 1998 року та удосконаленої 2012 року.

Згідно обох Методик якість води може бути охарактеризована п’ятьма класами та сьома категоріями якості з точки зору екологічного благополуччя: від «відмінних» до «дуже поганих» за станом або від «дуже чистих» до «дуже брудних» за ступенем чистоти.

В роботі для розрахунку екологічного індексу були використані показники сольового складу вод (мінералізація, сульфати, хлориди); трофо-сапробіологічні показники (завислі речовини, прозорість, pH, розчинений кисень, азот амонійний, азот нітритний, азот нітратний, $БСК_5$, фосфор фосфатів, ХСК) та специфічні речовини токсичної і радіаційної дії (мідь, залізо, цинк, шестивалентний хром).

Показники сольового складу найбільш залежить від природних умов формування якості поверхневих вод. Якщо за Методикою 1998 р. [2] концентрація мінералізації, сульфатів та хлоридів однакова для всієї території України, то за Методикою 2012 р. – змінюється в межах чотирьох гідрохімічних областей кожний. Залежність просторового розподілу показників екологічної оцінки було враховано за допомогою картосхем гідрохімічного районування та відповідних розрахункових таблиць [1; 3].

В результаті отриманих розрахунків було виявлено, що якість поверхневих вод за концентрацією мінералізації, сульфатів та хлоридів значно змінюється відповідно до гідрохімічних особливостей території країни. Саме вони впливають на остаточний результат, тобто на інтегральний екологічний індекс.

Згідно аналізу багаторічної часової динаміки середніх значень інтегральних екологічних індексів (I_E) по Методиці 1998 р. якість води як р. Дністер, так і її приток, характеризувалась 3 категорією II класом («добра» за станом, «досить

чиста» за ступенем чистоти). Відзначались відмінності тільки у субкатегоріях (від 3 до 3(4)). Виключення склала р.Тисмениця, яка мала III клас 5 категорію. По удосконаленій Методиці 2012 р. на всіх пунктах спостереження гірської частини р. Дністер вода відносилась до III класу 4-ї категорії («задовільні» за станом, «забруднені-слабко забруднені» за ступенем чистоті). У середній частині річки вода, за виключенням двох створів, Дністер-м.Заліщики та м. Хотин, мала кращу якість-II клас 3-ю категорію.

На притоках Верхньої частини Дністра вода по 13 з 16 пунктів мала III клас 4 категорію якості. Інші відносились до II класу 3-ї категорії. Вода приток Подільської частини Дністра переважно мала також III клас 4-у категорію якості (за виключенням р. Серет-м. Чортків, 6 км вище міста, коли вода оцінювалась II-м класом 3 категорією, тобто була «добра» за станом або «чиста-досить чиста» за ступенем чистоти.

Вода р. Тисмениця – м. Дрогобич відрізнялась по всіх сезонах року та всіх компонентах складу води самою гіршою якістю. По обох Методиках за інтегральним індексом вода відносилась до III класу 5-ій категорії якості, тобто була «задовільною» за класом – «посередньою» за категорією за станом або «забруднена-помірно забруднена за ступенем чистоти.

Ключові слова: екологічна оцінка, сольовий склад вод, якість води, гідрохімічне районування, інтегральний екологічний індекс.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Аналіз досліджень і публікацій показує, що більшість вчених на даний час ще використовує більш розповсюджену методику оцінки якості поверхневих вод 1998 [4–6]. Але, є публікації, які показують необхідність змін чинної методики з урахуванням гідрохімічних особливостей території [7].

Постановка завдання. Визначити відмінності і охарактеризувати отримані екологічні індекси якості води р. Дністер та його приток за Методикою екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями 1998 р. та удосконаленою Методикою 2012 р., які відрізняються розрахунком сольового складу води. Приділити особливо увагу змінам мінералізації, сульфатів, хлоридів в межах басейну Дністра в залежності від гідрохімічних областей.

Методи дослідження. Основним методом дослідження являється розрахунок блокових індексів та екологічного індексу за Методиками екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями 1998 р. та удосконаленою Методикою 2012 р.

Досить повна оцінка якості води по сольовому складу наводиться в Методиці екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями 1998 року [2]. Але саме в оцінці якості води по мінералізації ця методика має недоліки. Тому в 2012 році була запропонована нова Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями, яка враховує природні зміни гідрохімічного формування річкових вод.

«Ця методика є основою для складання програм та аналізу даних спостережень на поверхневих водних об'єктах України, характеристики якості поверхневих вод з екологічних позицій, оцінки умов відтворення водних ресурсів і одержання інформації про стан водних об'єктів як важливої частини природного середовища людини» [1].

Вона розроблена відповідно до Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища», Водного кодексу України, Постанови Кабінету Міністрів України від 19.03.1997 р. № 244 «Про заходи щодо поетапного впровадження в Україні вимог директив Європейського Союзу, санітарних, екологічних, ветеринарних, фітосанітарних норм та міжнародних і європейських стандартів». Методика враховує вимоги Водної Рамкової Директиви ЄС 2000/60/ЕС, Конвенції про оцінку впливу на навколишнє середовище у транскордонному контексті (Конвенції ЕСПОО) та низки інших міжнародних документів [1].

Оцінка якості поверхневих вод суші за узагальненим екологічним індексом I_E повинна обов'язково включати три блоки показників:

– сольового складу;
– трофо–сапробіологічні (еколого–санітарні);
– специфічні токсичної і радіаційної дії.

Вихідні дані аналізуються по кожному блоку окремо. Результати подаються у вигляді єдиної екологічної оцінки, яка складається із заключних висновків по трьох блоках [1; 2].

Результати досліджень та їх обговорення. Дністер – третя за довжиною ріка в Україні та дев'ята – в Європі. Басейн річки, який дорівнює 72100 км^2, лежить у межах трьох країн: Польщі, України та Молдови. Більша його частина розташована в Україні. Тут він займає значну частину територій семи областей південно-західної України (Львівська, Івано-Франківська, Чернівецька, Тернопільська, Хмельницька, Вінницька та Одеська області). У Молдові басейн Дністра охоплює східні та північно-східні райони республіки і займає її більшу частину (59 %). У Польщі розташована лише невелика частина басейну – його північно-західні околиці (верхів'я двох лівих карпатських приток Дністра – Стривігору і Мшанки) [8].

Річка Дністер, довжиною 1362 км (з них по Україні – 705 км), бере початок з Карпатських гір і впадає в Дністровський лиман, а потім – в Чорне море.

За умовами живлення, водного режиму і фізико-географічних особливостей русло Дністра також можна розділити на три частини: верхню – Карпатську (від джерела до с. Нижнє, устя р. Тлумач, 2 км нижче устя р. Золота Липа, довжина 296 км), Середню –Подільську (від с. Нижнє до м. Дубоссари, довжина 715 км) і Нижню (від греблі Дубоссарской ГЕС до гирла, довжина 351 км).

Як відомо, хімічний склад поверхневих вод не постійний і змінюється у часі. Гідрохімічний режим річок басейну Дністра формується в різних фізико-географічних умовах, що в першу чергу відображається у особливостях зміни вмісту головних іонів. Зокрема іонний склад річкових вод гірської території басейну Дністра формується в умовах гірського рельєфу та високої вологості і характеризується малими величинами мінералізації та вираженим гідрокарбонатно-кальцієвим складом їх вод. В межах рівнинної частини басейну Дністра, іонний склад поверхневих вод формується під сильним впливом карбонатних та гіпсоносних порід Подільського плато. Слід відзначити особливості формування хімічного складу Причорноморської частини досліджуваної території, що здійснюється під впливом інфільтраційних підземно-грунтових або підземних вод [4].

Для розрахунків використовувались показники якості води за період 1994-2009 рр. по 17 створах на річці Дністер та 23 створах на його притоках, з урахуванням внутрішньо сезонного розподілу стоку (весняна повінь, літньо-осіння межень, літньо-осінні паводки, зимова межень).

Розміщення мережі пунктів гідрохімічного моніторингу річкових вод басейну Дністра на території України представлено на рисунку 1 та в таблиці 1.

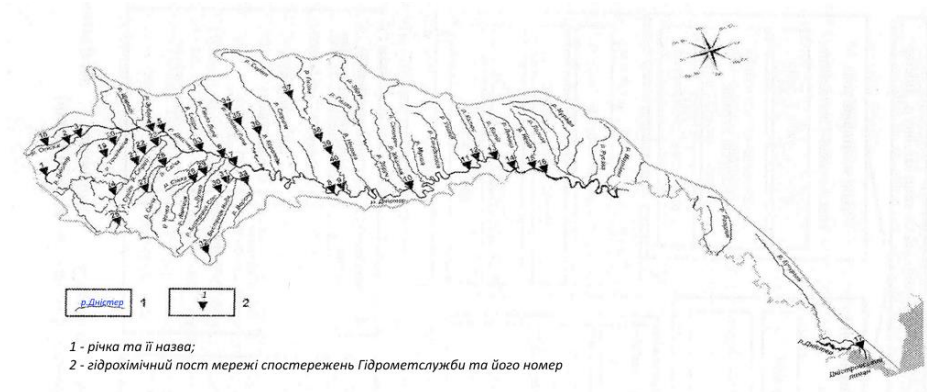


Рис. 1. **Картосхема мережі пунктів гідрохімічного моніторингу річкових вод басейну Дністра на території України [4]**

Таблиця 1. **Пункти гідрохімічного моніторингу річкових вод басейну Дністра на території України [4]**

Номер створу	Річка-пункт
Верхня (гірська) частина р. Дністер	
1	р. Дністер – с. Стрілки, 0,5 км нижче села
2	р. Дністер – м. Самбір,1 км вище міста
3	р. Дністер – м. Самбір,1 км нижче міста

Закінчення табл. 1

4	р. Дністер – м. Розділ, 1 км вище міста
5	р. Дністер – м. Розділ, 1 км нижче міста
6	р. Дністер – м. Галич, 1 км вище міста
7	р. Дністер – м. Галич, 1 км нижче міста
Середня (Подільська) частина р. Дністер	
8	р. Дністер – м. Заліщики, 2 км вище міста
9	р. Дністер – м. Заліщики, 2,5 км нижче міста
10	р. Дністер – м. Хотин, Дністровське водосховище
11	р. Дністер – с. Кормань, Дністровське водосховище
12	р. Дністер – с. Михалкове, Дністровське водосховище
13	р. Дністер – м. Новодністровськ, 500 м вище греблі Дністровського вдсх.
14	р. Дністер – ГАЕС Наславча, в/б Дністровського водосховища
15	р. Дністер – м. Могилів-Подільський, 1 км вище міста
16	р. Дністер – м. Могилів-Подільський, 2 км нижче міста
Нижня (Причорноморська) частина р. Дністер	
17	р. Дністер – с. Маяки
Притоки – верхня (гірська) частина басейну Дністра	
18	р. Стрвяж – м. Хирів, 1,5 км вище міста
19	р. Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км вище міста
20	р. Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км нижче міста
21	р. Стрий – м. Стрий, 1 км вище міста
22	р. Стрий – м. Стрий, 1 км нижче міста
23	р. Стрий – гирло річки, 0,3 км вище гирла
24	р. Опір – м. Сколе, 1 км нижче міста
25	р. Славськ – смт. Славське, в межах смт
26	р. Свіча – с. Зарічне, 10 км нижче села
27	р. Лужанка – с. Гошів, 1 км вище села
28	р. Лімниця – м. Калуш, 5 км вище міста
29	р. Лімниця – м. Калуш, 1 км нижче міста
30	р. Бистриця-Солотвинська. – м. Івано-Франківськ, 1 км вище міста
31	р. Бистриця-Солотвинська – м. Івано-Франківськ, 0,5 км нижче міста
32	р. Бистриця Надвірнянська – с. Пасічне, 1 км вище села
33	р. Ворона – смт. Тисмениця, в межах смт
Притоки – середня (Подільська) частина басейну Дністра	
34	р. Золота Липа – м. Бережани, 1 км вище міста
35	р. Золота Липа – м. Бережани, 0,5 км нижче міста
36	р. Коропець – м. Підгайці, 0,5 км нижче міста
37	р. Серет – смт. Велика Березовиця, в межах міста
38	р. Серет – м. Чортків, 6 км вище міста
39	р. Серет – м. Чортків, в межах міста
40	р. Серет – м. Чортків, 1,5 км нижче міста

Басейн р. Дністер (в межах України) за характеристикою якості води ***за критерієм мінералізації*** (рис. В1 Методики, 2012) [1] поділяється

на чотири області. До першої гідрохімічної області входять створи спостережень на р. Дністер № 1-3, а також створи № 18-32 (гірська частина басейну) та 37-40 (середня частина), які розташовані на притоках Дністра. Створи на головній річці № 4-7 у верхній частині басейну та створ № 8 – в середній Подільській частині – відносяться до другої гідрохімічної області. Сюди ж входять і створи на притоках: р. Ворона – смт. Тисмениця (гірська частина басейну), пункти спостережень № 34-37 (середня частина). Третя область – це створи № 9-16, які знаходяться на притоках Дністра тільки в його середній течії. До четвертої гідрохімічної області належить лише один створ – № 17 (р. Дністер – с. Маяки), який знаходиться в нижній Причорноморській частині річки.

Басейн р. Дністер ***за вмістом сульфатів*** було поділено на дві гідрохімічні області: до першої належать всі створи на притоках басейну та на самій річці, окрім одного поста у її нижній Причорноморській частини (р. Дністер – с. Маяки), яка належить до другої гідрохімічної області (рис. В.2 Методики, 2012) [1].

Якість води верхньої частини р. Дністер за вмістом сульфатів майже завжди відповідає І класу 1 категорії по методиці 1998 року, за виключенням зимової межені по створах р. Дністер – м. Розділ та р. Дністер – м. Галич. Там вода змінилась на ІІ клас 2 категорію, а по створу № 7 (м. Галич, 1 км нижче міста) – на ІІ клас 3 категорію. За методикою 2012 року антропогенний вплив по вмісту сульфатів більш відчутний, оскільки якість води оцінюється ІІ класом 2 категорією по створах 1-4 (під час літньо-осінньої межені), створах 1-6 (під час літньо-осінніх паводків) та створах 1-3 (під час зимової межені). У інші періоди вода оцінюється ІІ класом 3 категорією і тільки по р. Дністер – м. Галич (пункти спостереження № 6-7) – ІІІ класом 4 категорією.

У середній Подільській частині Дністра вода має ІІІ клас 4 категорію за вмістом $S0_4^2$ – по методиці 2012 року тільки по тих створах, які знаходяться у межах Дністровського водосховища (№ 10-14) (в усі сезони року). Вода характеризується як «задовільна-задовільна» за станом або «забруднена-слабко забруднена» за ступенем чистоти. По інших створах вода або «добра», або «дуже добра» (по категорії за станом), причому найкращі показники спостерігаються під час літньо-осінніх паводків.

Такий же стан якості води, а саме, ІІ клас 2 категорія та ІІ клас 3 категорія, відповідає і всім створам на притоках Дністра (як у верхній, так і у середній частинах басейну). По методиці 1998 року вода майже всюди «відмінна» за станом або «дуже чиста» за ступенем чистоти (І клас 1 категорія).

Виключення складає р. Тисьмениця – м. Дрогобич. Під час весняної повені та зимової межені вода відповідає IV класу 6 категорії, тобто явля-

ється «поганою-поганою» за станом (або «брудною-брудною» за ступенем чистоти) по обох методиках.

Хлоридні іони (Cl^-) відносять до головних іонів хімічного складу природних вод.

У річкових водах слабкої та середньої мінералізації вміст хлору зазвичай не перевищує 50 мг/дм^3. Підвищений вміст його в цих водах пов'язано із забрудненням промисловими і господарсько-побутовими стічними водами [4].

За вмістом хлоридів якість води річки Дністер у її середній частині майже повністю співпадає по обох методиках на протязі всього періоду спостереження і оцінюється II класом 3категорією («добра-добра» за станом, «чиста-досить чиста» за ступенем чистоти). Цей район відноситься до другої гідрохімічної області (рис. В.3 Методики, 2012) [1]. Закономірної зміни класу якості води по хлоридах у різні сезони року не виявлено.

Для нижньої частини Дністра – створ с. Маяки (за виключенням літньо-осінньої межені) характерна «добра» вода (по методиці 1998 р.), але «задовільна» (по методиці 2012 року). В період літньо-осінньої межені по обох методиках вода належить до II класу 3 категорії.

До цієї ж гідрохімічної області належать праві гірські притоки р. Дністер (створи № 30-33) та річка Серет – м. Чортків (створи № 38-40), яка являється лівою притокою у середній частини Дністра. Якість води по цих річках коливається від «відмінної» до «доброї», причому, по методиці 1998 року вона декілька краще, ніж визначена за удосконаленою методикою.

Підвищенні значення вмісту хлоридів по методиці 2012 року спостерігаються майже на всіх річках першої гідрохімічної області: як головній річці Дністер, так і її притоках. У гірській частині Дністра – м. Самбір (створи 1-3) за вмістом хлоридів якість води краще під час весняної повені та літньо-осінніх паводків і трохи гірше в інші сезони року. Але, існує велика різниця у визначених класах по двох методиках. За чинною методикою вода у цих створах відноситься до I класу 1 категорії та II класу 2 категорії, а по новій методиці – до III класу 4 категорії та III класу 5 категорії відповідно. Ще гірші значення по створах Дністер – м. Розділ (№ 4-5). Як вище так і нижче міста за вмістом хлоридів якість води оцінюється як «погана-погана» (за станом) або «брудна-брудна» (за ступенем чистоти), причому, не залежно від сезону року, у той час як по методиці 1998 року, вода була «добра-добра» (або «чиста-досить чиста») навесні та у період літньо-осінніх паводків і «задовільна-задовільна» (або «забруднена-слабко забруднена») під час літньо-осінньої та зимової межені.

По створу р. Дністер – м. Галич (№ 6-7) кращі показники якості води по обох методиках спостерігались у період літньо-осінніх паводків.

Що до приток у верхній частині басейну Дністра, то тільки по р. Тисьмениця – м. Дрогобич (створи 19-20) якість води за вмістом хлоридів найгірша ніж по всьому басейну Дністра і відповідає V класу 7 категорії, а саме «дуже погана-дуже погана» за станом або «дуже брудна-дуже брудна» за ступенем чистоти (по обох методиках).

Стосовно інших приток Дністра, як у верхній так і у середній частині басейну, якість води по старій методиці відноситься до I класу 1 категорії та II класу 2 категорії, а по новій методиці – до III класу 4 категорії та III класу 5 категорії відповідно. По обох методиках спостерігається чітке зменшення класу якості води під час весняної повені та літньо-осінніх паводків і його збільшення – у період літньо-осінньої та зимової межені.

Значення блокових індексів за трофо-сапробіологічними показниками (I_2) та показниками речовин токсичної дії (I_3) по Методиках 1998 та 2012 рр. не відрізняються. Але, завдяки значним відмінностям по сольовому блоку (I_1), інтегральний індекс екологічної оцінки (I_E) різниться по території басейну Дністра. Отримані результати розрахунків I_E наведені в таблиці 2.

Висновки. Аналіз якості води за Методиками [1; 2] показав, що в усі періоди року по всіх створах води р. Дністер та його приток належить до прісних гіпогалинних вод, гідрокарбонатного класу, кальцієвої групи. Виключення складає р. Тисмениця, вода якої є солонуватою β-мезагалинною хлоридного класу, натрі-калієвої групи.

Мінералізація води має чітко сезонний характер, концентрації якої підвищуються в періоди межені, мінімальні значення припадають на періоди значної водності.

При порівнянні результатів по двох методиках можна зазначити, що:

За критерієм мінералізації данні співпадають по р. Дністер – м. Галич, по всіх створах Подільської частини басейну та р. Дністер – с. Маяки, серед приток – р. Серет (за виключенням зимової межені) де вода оцінюється як відмінна по класу і категорії за станом або дуже чиста за ступенем чистоти. По інших створах різниця може бути значною, як, наприклад, р. Дністер – с. Стрілки та м. Самбір, коли по Методиці 1998 р. вода належала до I класу I категорії, а по Методиці 2012 р. – до III класу 5 категорії, тобто до вода оцінювала як задовільна за класом посередня за категорією за станом або забруднена за класом та помірно забруднена за ступенем чистоти.

– За вмістом сульфатів якість води майже не змінюється у Верхній частині р. Дністер та притоках як гірської так і середньої частини басейну, за виключенням р. Тисмениця. Вода по Методиці 1998 р. оцінюється I класом I категорії, а по Методиці 2012 р. – II класом 2 категорії, тобто змінилась із «відмінної-відмінної» на «добру-дуже добру» за станом або з «дуже

Таблиця 2. **Порівняльна характеристика екологічної оцінки якості води р. Дністер та його приток по Методиках 1998 та 2012 рр. (за середніми значеннями інтегрального індексу)**

№ з/п	Річка – пункт	Інтегральний показник ІЕ				Характеристика якості води за категорією (Методика 1998 р.)		Характеристика якості води за категорією (Методика 2012 р.)	
		1998 рік [4]		2012 рік					
		значення	категорія / субкатегорія	значення	категорія / субкатегорія	екологічний стан	ступінь чистоти	екологічний стан	ступінь чистоти
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Верхня (гірська) частина р. Дністер									
1	р. Дністер – с. Стрілки, 0,5 км нижче села	2,7	3/ 3(2)	3,62	4/ 3-4	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
2	р. Дністер – м. Самбір, 1 км вище міста	2,7	3/ 3(2)	3,64	4/ 3-4	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
3	р. Дністер – м. Самбір, 1 км нижче міста	3,1	3/ 3	4,04	4/ 4	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
4	р. Дністер – м. Розділ, 1 км вище міста	2,9	3/ 3(2)	3,61	4/ 3-4	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
5	р. Дністер – м. Розділ, 1 км нижче міста	3,2	3/ 3	3,91	4/ 4	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
6	р. Дністер – м. Галич, 1 км вище міста	2,8	3/ 3(2)	3,42	4/ 3(4)	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
7	р. Дністер – м. Галич, 1 км нижче міста	3,2	3/ 3	3,89	4/ 4(3)	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
Середня (Подільська) частина р. Дністер									
8	р. Дністер – м. Заліщики, 2 км в. міста	3,0	3/ 3	3,35	3/ 3(4)	добрі	досить чисті	добрі	досить чисті
9	р. Дністер – м. Заліщики, 2,5 км н. міста	3,3	3/ 3(4)	3,51	4/ 3-4	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
10	р. Дністер – м. Хотин, Дністровське вдсх.	3,3	3/ 3(4)	3,51	4/ 3-4	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
11	р. Дністер – с. Кормань, Дністровс. вдсх.	2,9	3/ 3	3,06	3/ 3	добрі	досить чисті	добрі	досить чисті
12	р. Дністер – с. Михалкове, Дністровс. вдсх	2,8	3/ 3(2)	2,96	3/ 3	добрі	досить чисті	добрі	досить чисті
13	р. Дністер – м. Новодністр., Дністровс. вдсх.	2,9	3/ 3	3,12	3/ 3	добрі	досить чисті	добрі	досить чисті
14	р. Дністер – ГАЕС Наславча, в/б, Дністр. вд	2,9	3/ 3	3,09	3/ 3	добрі	досить чисті	добрі	досить чисті
15	р. Дністер – м. Могилів-Поділ., 1 км в.міста	2,8	3/ 3(2)	2,98	3/ 3	добрі	досить чисті	добрі	досить чисті
16	р. Дністер – м. Могилів-Поділ., 2 км н.міста	2,9	3/ 3	3,05	3/ 3	добрі	досить чисті	добрі	досить чисті
Нижня (Причорноморська) частина р. Дністер									
17	р. Дністер – с. Маяки	2,9	3/3	2,98	3/ 3	добрі	досить чисті	добрі	досить чисті
Притоки – верхня (гірська) частина басейну Дністра									
18	р. Стрвяж – м. Хирів, 1,5 км вище міста	2,7	3/3(2)	3,51	4/ 3-4	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд

Закінчення табл. 2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
19	р. Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км вище міста	4,7	5/ 5(4)	5,08	5/ 5	посередні	помір. забруд	посеред	помір. забруд
20	р. Тисмениця – м. Дрогобич, 1 км н. міста	5,0	5/ 5	5,34	5/ 5(6)	посередні	помір. забруд	посеред	помір. забруд
21	р. Стрий – м. Стрий, 1 км вище міста	2,6	3/ 3(2)	3,44	3/ 3(4)	добрі	досить чисті	добрі	досить чисті
22	р. Стрий – м. Стрий, 1 км нижче міста	2,8	3/ 3(2)	3,63	4/ 3-4	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
23	р. Стрий – гирло річки, 0,3 км вище гирла	2,9	3/3	3,75	4/ 4(3)	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
24	р. Опір – м. Сколе, 1 км нижче міста	2,8	3/ 3(2)	3,63	4/ 3-4	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
25	р. Славськ – смт. Славське, в межах смт	2,7	3/ 3(2)	3,53	4/ 3-4	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
26	р. Свіча – с. Зарічне, 10 км нижче села	2,9	3/ 3	3,61	4/ 3-4	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
27	р. Лужанка – с. Гошів, 1 км вище села	2,8	3/ 3(2)	3,52	4/ 3-4	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
28	р. Лімниця – м. Калуш, 5 км вище міста	3,0	3/ 3	3,71	4/ 4(3)	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
29	р. Лімниця – м. Калуш, 1 км нижче міста	3,0	3/ 3	3,77	4/ 4(3)	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
30	р. Бистриця-Солотв. – м. Ів.-Франк., 1 км в.м.	2,9	3/ 3	3,41	3/ 3(4)	добрі	досить чисті	добрі	досить чисті
31	р. Бистриця-Солотв. – м. Ів.-Франк., 0,5 км н.м	3,1	3/ 3	3,66	4/ 3-4	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
32	р. Бистриця Надвірн. – с. Пасічне, 1 км в.с.	2,8	3/ 3(2)	3,33	3/ 3(4)	добрі	досить чисті	добрі	досить чисті
33	р. Ворона – смт. Тисмениця, в межах смт	3,3	3/ 3(4)	3,63	4/ 3-4	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
Притоки – середня (Подільська) частина басейну Дністра									
34	р. Золота Липа – м. Бережани, 1 км в.міста	3,3	3/ 3(4)	3,84	4/ 4(3)	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
35	р. Золота Липа – м. Бережани, 0,5 км н.міста	3,5	3/ 3(4)	3,98	4/ 4	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
36	р. Коропець – м. Підгайці, 0,5 км н. міста	3,3	3/ 3(4)	3,97	4/ 4	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
37	р. Серет – смт. Вел. Березовиця, в м. міста	3,4	3/ 3(4)	3,94	4/ 4	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
38	р. Серет – м. Чортків, 6 км вище міста	2,9	3/ 3	3,25	3/ 3	добрі	досить чисті	добрі	досить чисті
39	р. Серет – м. Чортків, в межах міста	3,2	3/ 3	3,54	4/ 3-4	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд
40	р. Серет – м. Чортків, 1,5 км нижче міста	3,3	3/ 3(4)	3,56	4/ 3-4	добрі	досить чисті	задов	слаб. забруд

Характеристика води	Клас та категорія якості	За станом	За ступенем чистоти	За трофністю	За сапробністю
За класом	**II**	*добра*	*чиста*	*мезотрофні*	*α-мезосапробні*
За категорією	**3**	добра	досить чиста	мезо-евтрофні	β′-мезосапробні
За класом	**III**	*задовільна*	*забруднена*	*евтрофні*	*α-мезосапробні*
За категорією	**4**	задовільна	слабко забруднена	евтрофні	β″-мезосапробні
За класом	**III**	*задовільна*	*забруднена*	*евтрофні*	*β-мезосапробні*
За категорією	**5**	посередня	помірно забруднена	полі-трофні	α ′-мезосапробні

чистої» на «чисту» за ступенем чистоти. По р. Дністер – с. Маяки навпаки, якість води краще по Методиці 2012 р., ніж 1998 р.

– За вмістом хлоридів однакові результати по двох методиках відмічались по р. Дністер у її Подільській частині та притоках, які відносяться до 2-ї гідрохімічної області. По інших створах якість води по Методиці 2012 р. гірше ніж по Методиці 1998 р.

– Найгірші показники по всіх характеристиках сольового складу відносяться до р. Тисмениця – м. Дрогобич та р. Дністер по створу м. Розділ, (що пов'язано із функціонуванням в даному районі Роздільського гірничо-добувного підприємства «Сірка»). За вмістом сульфатів не залежно від внутрішньорічного розподілу водності вода по обох методиках оцінювалась V класом 7-ю категорією, тобто «дуже погана» за станом або «дуже брудна» за ступенем чистоти.

– Згідно аналізу середньобагаторічних та сезонних трофосапробіологічиих показників вода р. Дністер за досліджуваний період належала до 3-ї (35 % створів) та 4-ї (65 % створів) категорії, II та III класів якості води («добрі» та «задовільні» за екологічним станом, «досить чисті» і «слабко забруднені» за ступенем чистоти відповідно).

– У просторовому відношенні якість води за показниками специфічних речовин токсичної дії погіршувалась у пунктах моніторингу які розташовані нижче населених пунктів, як правило на одну категорію, що спричинено антропогенним впливом на стан річкових вод через скидання забруднених токсичними речовинами стічних вод з міських каналізаційних систем. Чіткої сезонної зміни речовин не виявлено.

– Згідно аналізу багаторічної часової динаміки середніх значень інтегральних екологічних індексів (I_E) по Методиці 1998 р. якість води як р. Дністер, так і її приток, характеризувалась 3 категорією II класом («добра» за станом, «досить чиста» за ступенем чистоти). Відзначались відмінності тільки у субкатегоріях (від 3 до 3(4)). Виключення склала р. Тисмениця, яка мала III клас 5 категорію. По Методиці 2012 р. на всіх пунктах спостереження гірської частини р. Дністер вода відносилась до III класу 4-ї категорії («задовільні» за станом, «забруднені-слабко забруднені» за ступенем чистоті). У середній частині річки вода, за виключенням двох створів, р. Дністер – м. Заліщики та м. Хотин, мала кращу якість – II клас 3-ю категорію.

– На притоках Верхньої частини Дністра вода по 13 з 16 пунктів мала III клас 4 категорію якості. Інші відносились до II класу 3-ї категорії. Вода приток Подільської частини Дністра переважно мала також III клас 4-у категорію якості (за виключенням р. Серет – м. Чортків, 6 км вище міста, коли вода оцінювалась II-м класом 3 категорією, тобто була «добра» за станом або «чиста-досить чиста» за ступенем чистоти.

– Вода р. Тисмениця – м. Дрогобич відрізнялась по всіх сезонах року та всіх компонентах складу води самою гіршою якістю. По обох Методиках за інтегральним індексом вода відносилась до III класу 5-ій категорії якості, тобто була «задовільною» за класом – «посередньою» за категорією за станом або «забруднена-помірно забруднена» за ступенем чистоти.

– Використання Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод 2012 року має суттєве значення для великих річок, які протікають через декілька географічних зон.

COMPARATIVE CHARACTERISTICS OF ECOLOGICAL ASSESSMENT OF WATER QUALITY R. DNISTER AND ITS INFLOW BY METHODS 1998 AND 2012

Romanchuk M. *– Candidate of Geographical Sciences, Associete Professor,*
Nagaeva S. *– Candidate of Geographical Sciences, Associete Professor,*
Odessa State Ecological University,
mromanchuk67@gmail.com

Ecological assessment of surface water quality is an integral part of the regulatory and methodological framework for a comprehensive description of the state of the environment of Ukraine (in relation to the hydrosphere).

The methodology of environmental assessment is the basis for determining the impact of human activities on the environment, certain water protection regulations and reservations (for each water body separately), for planning and implementation of water protection measures and assessing their effectiveness [1].

The paper compares the results of research on two Methods of environmental assessment of surface water quality in the relevant categories – the normative in 1998 and improved in 2012.

According to both Methods, water quality can be characterized by five classes and seven quality categories in terms of environmental well-being: from “excellent” to “very poor” in condition or from “very clean” to “very dirty” in degree of purity.

In the work for the calculation of the ecological index were used indicators of salt composition of water (mineralization, sulfates, chlorides); tropho-saprobiological indicators (suspended solids, transparency, pH, dissolved oxygen, ammonium nitrogen, nitrite nitrogen, nitrate nitrogen, biochemical oxygen consumption, phosphorus phosphates, dichromate oxidation) and specific substances of toxic and radiation action (copper, iron, zinc, hexavalent chromium).

Indicators of salt composition depend most on the natural conditions of surface water quality formation. If according to the Methodology of 1998 [2] the concentration of mineralization, sulfates and chlorides is the same for the whole territory of Ukraine, then according to the Methodology of 2012 – varies within four hydrochemical regions each. The dependence of the spatial distribution of ecological assessment indicators was taken into account with the help of maps of hydrochemical zoning and the corresponding calculation tables [1; 3].

As a result of the received calculations it was revealed that the quality of surface waters on concentration of mineralization, sulphates and chlorides considerably changes according to hydrochemical features of the territory of the country. They affect the final result, ie the integrated environmental index.

According to the analysis of long-term time dynamics of average values of integrated ecological indices (IE) according to the Methodology of 1998, water quality of both the Dniester and its tributaries was characterized by category 3 class II ("good" in condition, "fairly clean" in purity). Differences were noted only in subcategories (from 3 to 3 (4)).

The exception was the river Tysmenytsia, which had III class 5 category. According to the improved Methodology of 2012 at all observation points of the mountainous part of the Dniester River, the water belonged to the III class of the 4th category ("satisfactory" in condition, "polluted-slightly polluted" in the degree of purity). In the middle part of the river, the water, with the exception of two lines, the Dniester-Zalishchyky and Khotyn, had the best quality – II class 3rd category.

In the tributaries of the Upper Dniester, the water at 13 out of 16 points had III class 4 quality category. Others belonged to the second class of the 3rd category. The water of the tributaries of the Podil part of the Dniester mostly also had III class 4 quality category (except for the river Seret-Chortkiv, 6 km above the city, when the water was assessed as II class 3 category, ie was "good" in condition or "clean-fairly clean" by the degree of purity.

The water of the Tysmenytsia-Drohobych river differed in all seasons of the year and all components of the water composition by the worst quality. According to both Methods, according to the integrated index, the water belonged to the III class of the 5th quality category, ie it was "satisfactory" according to the class – "mediocre" according to the category by condition or "polluted-moderately polluted according to the degree of purity.

Keywords: ecological assessment, salt composition of waters, water quality, hydrochemical zoning, integrated ecological index.

ЛІТЕРАТУРА

1. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями (проект) / А.В. Гриценко, О.Г. Васенко, Г.А. Верніченко та ін. Харків: УкрНДІЕП. 2012. 37 с. [Електронний ресурс] URL: http://www.niiep.kharkov.ua/sites/default/files/metodika_2012_14_0.doc (дата звернення 15.09.2020)
2. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк та ін. Київ : Символ–Т, 1998. 28 с.
3. Екологічна оцінка стану поверхневих вод України з урахуванням регіональних гідрохімічних особливостей / О.Г. Васенко, Д.Ю. Верниченко-Цветков, М.С. Коваленко та ін. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки* : зб. наук. пр. УкрНДІЕП. Харків: Райдер, 2010. Вип. XXXII. С. 36–53.
4. Гідрохімічний режим та якість поверхневих вод басейну Дністра на території України / В.К. Хільчевський, О.М. Гончар, М.Р. Забокрицька

та ін.; за ред. В.К. Хільчевського та В.А. Сташука. К.: Ніка-Центр, 2013. 256 с.
5. Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод. К.: Ніка–Центр, 2001. 264 с.
6. Толочик І.Л. Екологічний стан р. Стир в умовах антропогенного навантаження у межах Рівненської області: дис … канд.біол. наук: 03.00.16. Рівненський державний гуманітарний університет. Інститут екології Карпат НАН України, Львів, 2018. С. 95–109. URL: http://www.ecoinst.org.ua/pdf/d12.pdf (дата звернення 16.09.2020)
7. Коробкова Г.В. Екологічне нормування якості поверхневих вод на прикладі басейну річки Сіверський Донець (в межах Харківської області): дис. … канд.геогр.наук: 11.00.11. Харківський нац. ун-т ім. В.Н. Каразіна, Харків, 2018. С. 67–74. URL: http://dspace.univer.kharkov.ua/bitstream/123456789/13892/3/dis_Korobkova.pdf (дата звернення 10.09.2020)
8. URL: https://uk.wikipedia.org/wiki/%D0%94%D0%BD%D1%96%D1%81% D1%82%D0%B5%D1%80 (дата звернення 14.09.2020)

REFERENCES

1. Hrytsenko A.V., Vasenko O.H., Vernichenko H.A. (2012). *Metodyka ekolohichnoi otsinky yakosti poverkhnevykh vod za vidpovidnymy katehoriiamy (proekt)* [Methods of ecological assessment of surface water quality by relevant categories (project)]. URL: http://www.niiep.kharkov.ua/sites/default/files/metodika_2012_14_0.doc (data zvernennia 15.09.2020) [in Ukrainian].
2. Romanenko V.D., Zhukynskyi V.M., Oksiiuk O.P. (1998). *Metodyka ekolohichnoi otsinky yakosti poverkhnevykh vod za vidpovidnymy katehoriiamy)* [Methods of ecological assessment of surface water quality by relevant categories]. Kyiv : Symvol–T. [in Ukrainian].
3. Vasenko O.H., Vernychenko-Tsvetkov D.Yu., Kovalenko M.S. (2010). *Ekolohichna otsinka stanu poverkhnevykh vod Ukrainy z urakhuvanniam rehionalnykh hidrokhimichnykh osoblyvostei* [Ecological assessment of the state of surface waters of Ukraine taking into account regional hydrochemical features]. *Problemy okhorony navkolyshnoho pryrodnoho seredovyshcha ta ekolohichnoi bezpeky* : zb. nauk. pr. / UkrNDIEP. Kharkiv: Raider. Issue XXXII. 36–53. [in Ukrainian].
4. Hil'chevs'kyj V.K., Gonchar O.M., Zabokryc'ka M.R. (2013). *Gidrohimichnyj rezhym ta jakist' poverhnevyh vod basejnu Dnistra na terytorii' Ukrai'ny* [Hydrochemical regime and quality of surface waters of the Dniester basin on the territory of Ukraine];za red. V.K. Hil'chevs'kogo ta V.A. Stashuka. K.: Nika-Centr. [in Ukrainian].

5. Snizhko S.I. (2001). *Otsinka ta prohnozuvannia yakosti pryrodnykh vod* [Assessment and forecasting of natural water quality]. Kyiv: Nika – Tsentr. [in Ukrainian].
6. Tolochyk I.L. (2018). *Ekolohichnyi stan r.Styr v umovakh antropohennoho navantazhennia u mezhakh Rivnenskoi oblasti* [Ecological condition of the Styr River in the conditions of anthropogenic load within the Rivne region]: dys… kand.biol. nauk: 03.00.16 / Rivnenskyi derzhavnyi humanitarnyi universytet. Instytut ekolohii Karpat NAN Ukrainy, Lviv. 95–109 [in Ukrainian]. URL: http://www.ecoinst.org.ua/pdf/d12.pdf
7. Korobkova H.V. (2018). *Ekolohichne normuvannia yakosti poverkhnevykh vod na prykladi baseinu richky Siverskyi Donets (v mezhakh Kharkivskoi oblasti)* [Ecological rationing of surface water quality on the example of the Seversky Donets river basin (within Kharkiv region)]: dys. … kand.heohr.nauk: 11.00.11 / Kharkivskyi nats. un-t im. V.N. Karazina, Kharkiv. 67–74 [in Ukrainian] URL: http://dspace.univer.kharkov.ua/bitstream/123456789/13892/3/dis_Korobkova.pdf
8. URL:https://uk.wikipedia.org/wiki/%D0%94%D0%BD%D1%96%D1%81%D1%82%D0%B5%D1%80

УДК 504.5:628.3(282.247.32)
DOI https://doi.org/10.32851/wba.2020.2.20

МЕТОДИЧНІ АСПЕКТИ ОЦІНКИ ВПЛИВУ МІСЬКИХ СТІЧНИХ ВОД НА ЯКІСТЬ РІЧКИ ДНІПРО

Скок С.В. *– к.с.-г.н.,*
Херсонський державний аграрно-економічний університет,
skok_sv@ukr.net

Проблема інтенсивного забруднення водних екосистем зливовими та каналізаційними стічними водами в умовах низького рівня забезпеченості водними ресурсами є акуальним завданням для здійснення систематичного контролю допустимого рівня антропогенного навантаження на поверхневі води. Ступінь впливу стічних вод на якість річки Дніпро у зоні дії міста Херсон визначався за показниками навантаження стічних вод (перевищення рівня забруднення відносно ГДК) та за показниками просторового розподілу забруднюючих речовин на відстані 100 м, 300 м, 500 м, 1000 м від місця скиду стічних вод. Комплексна оцінка якості гідроекосистеми Дніпра здійснювалася за індексним методом, згідно якого річкова вода характеризувалася як «надзвичайно брудна» – «брудна». Встановлено залежність рівня впливу стічних вод від сезону року. У літній період за органолептичним, санітарним, санітарно-токсикологічним станом антропогенний вплив на ділянках 100 м, 300 м, 500 м оцінений від «занадто-високого» до «високого». Згідно кількісної оцінки антропогенного впливу на екосистему Дніпра за величиною середньорічного стоку хімічних речовин на відстані 1000 метрів нижче скиду стічних вод спостерігалося збільшення мінералізації на 24 %, хлоридів – 38 %, азоту амонійного – 154 %, нітратів – 20 %, нітритів – 44 %, фосфатів – 31 %, кальцію – 22 %, магнію – 26 %, завислих речовин – 32 %. Рівень небезпеки антропогенного тиску на досліджувану водну екосистему за показником середньої забрудненості стічних вод (IP=0,27) та за показником впливу забруднених стічних вод на річковий стік (IW =33,6) оцінений як небезпечний. Внаслідок просторово-часового розподілу полютантів виявлені зони забруднення на ділянках 100 м, 300 м, 500 м, 1000 м нижче скиду зливових та каналізаційних стічних вод. Для зменшення антропогенного навантаження на гідроекосистему Дніпра запропоновані методи організованого управління стічними водами та систематичної комплексної оцінки рівня їх негативного впливу.

Ключові слова: антропогенне навантаження, гідроекосистема, урбанізована територія, індексний метод, балансовий метод, лімітуюча ознака шкідливості, оцінка рівня впливу стічних вод.

Постановка проблеми. Інтенсивний розвиток суспільства призвів до високого рівня антропогенного навантаження на поверхневі води, що спричинило зниження їх потенціалів до самоочищення та асиміляції. При цьому виникає порушення умов формування стоку та водного режиму, водності річок, зменшується видовий склад гідробіонтів.

Найбільший негативний вплив на водні екосистеми виникає при безповоротному водозаборі на потреби промисловості, питного водопостачання, сільського господарства та потраплянні забруднених стічних вод до акваторій водойм і водотоків.

Особливо актуальна проблема забруднення водних екосистем стічними водами антропогенного походження для південних урбанізованих територій, де спостерігається низький рівень забезпеченості водними ресурсами. Найбільш інтенсивним фактором урбаністичного впливу на якісний стан гідроекосистеми Дніпра є каналізаційні скиди стічних вод та поверхневий стік води із селітебних територій і сільськогосподарських угідь. Незадовільний технічний стан очисних споруд, використання неефективних застарілих технологій і методів очистки стічних вод, призводять до щорічного надходження у акваторію р. Дніпро близько 637 млн. $м^3$ забруднених стоків. Внаслідок цього погіршуються якісні показники гідроекосистеми, знижується її водогосподарське та рекреаційне значення, відбувається порушення екологічної рівноваги водних ресурсів. Тому виникає необхідність розробки нових режимів мінімізації надходження стічних вод до поверхневих вод, підвищення інформативності і контролю рівня антропогенного навантаження на основі здійснення екологічної оцінки якості поверхневих вод та оцінки впливу стоків на поверхневі води.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Оцінка якості поверхневих вод має важливе значення для охорони, раціонального використання водних ресурсів та індикації стану навколишнього середовища в межах водозбірних територій. У своїх наукових дослідженнях Пічура В.І. [1-5] запропоновував теоретико-методологічне обґрунтування басейнової організації природокористування на основі позиційно-динамічних, адаптивно-ландшафтних, геосистемних принципів, розробив та апробував авторську методологію та методики дослідження басейнових ландшафтних структур і представив результати оцінки екологічного стану й комплексного великомасштабного просторово-часового моделювання ситуації в басейні Дніпра.

Основними нормативними документами, відповідно до яких регулюється якість питної води та визначаються методи її контролю на території України, є ДСТУ 4808:2007 «Джерела централізованого питного водопостачання. «Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання» та ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною». Через втрату чинності СанПіНу 4630-88 «Санітарні правила і норми охорони поверхневих вод від забруднення» розроблений проєкт «Державні санітарні норми та правила охорони поверхневих водойм», у якому визначається якість води для

питних потреб, рекреаційного водокористування та встановлені вимоги до санітарної охорони водойм при скиді в них стічних вод населених пунктів.

На сьогодні нормування якості водних об'єктів здійснюється з використанням кількісних показників гранично допустимих концентрацій (ГДК), які є екологічно неефективними через орієнтацію на вимоги до якості вод конкретного водокористувача без врахування збереження структури та функціональних особливостей гідроекосистеми [6]. Тому згідно із результатами наукових досліджень М.О. Клименка [7], оцінка якісного стану поверхневих водних об'єктів повинна здійснюватися за екологічними нормативами, які визначають гранично-допустимі норми антропогенного впливу на гідроекосистеми; санітарно-гігієнічними, орієнтовані на збереження здоров'я населення та водогосподарськими нормативами, направленими на нормування якості води для питного, культурно-побутового, рекреаційного, рибогосподарського, промислового, сільськогосподарського водокористування.

З урахуванням Євроінтеграційної спрямованості України щодо охорони, покращення, відтворення якісного стану гідроекосистем, забезпечення нормативної якості води та інтегрованого управління водними ресурсами у 2012 році розроблена проєктна методика «Екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями». Однак, відсутність у методиці опису рибогосподарських ГДК, ефекту сумарної дії речовин, обмежений перелік показників, неврахування зміни максимального індексу показника якості залежно кратності перевищення ГДК, визначає недосконалість запропонованої методики [8].

Відсутність єдиного збалансованого підходу у визначенні якості поверхневих вод обумовлює необхідність у розробці нової методики оцінки забруднення та екологічного стану водотоків та водойм. Тому вченими постійно удосконалюється та модернізується методологія і методики системного оцінювання показників якості вод відповідно до вимог Європейського Союзу.

Вчений Удод В.М. [9] пропонує удосконалення методики оцінювання стану поверхневих вод шляхом здійснення екологічної оцінки стану гідроекосистем на основі системного принципу їх розвитку та системи критичних навантажень природних та антропогенних факторів із використанням геоінформаційних технологій.

З наукових позицій Васенка О.Г. і Рибалова О.В. [10] основні фактори впливу на якісний стан річок повинні визначатися методом багатофакторного кореляційно-регресійного аналізу показників середньорічної температури, кількості річних опадів, витрати води в річці, скидів стічних вод і гідрохімічних параметрів. За результатами дослідженнями авторів найбільший вплив на якість річок здійснюють скиди стічних вод та температура повітря.

За даними Ушакової О.І. [11] найефективнішим методом в оцінці екологічного стану поверхневих вод є метод регресійного аналізу на основі однофакторної полімоніальної моделі, який дозволяє спрогнозувати якісні показники водойм і водотоків, вчасно прийняти заходи щодо покращення стану водних об'єктів.

Оцінка якості поверхневих вод ускладнюється тим, що показники забруднення водних ресурсів формуються за попередні роки, тому згідно досліджень Яцика А.В. [12] доцільно використовувати орієнтовну екологічну оцінку якості поверхневих вод на початкових стадіях проєктування будівництва гідротехнічних споруд і підприємств, які можуть негативно вплинути на стан водної екосистеми.

Для здійснення нормування загальної кількості перевищень ГДК та загальної тривалості періодів забруднення вод Юрасов С.М., Кур'янова С.О. розробили власну методику оцінки якості поверхневих вод «Оцінка якості вод за санітарними і рибогосподарськими нормами та її вдосконалення» [13], у якій враховані рибогосподарські ГДК; всі гідрохімічні показники; ефект сумарної дії негативного антропогенного впливу на стан водних ресурсів; узагальнене співвідношення значень показників якості вод з їх ГДК.

Постановка завдання. Оцінити вплив стічних вод на просторово-часові зміни якості поверхневих вод річки Дніпро за системою діючих методик.

Методи дослідження. Рівень впливу стічних вод на якість річки Дніпро у зоні дії Херсонської урбосистеми визначався на основі системного аналізу та інтегративного підходу (рисунок 1).

Оцінку якісного стану гідроекосистеми Дніпра здійснено за показниками навантаження поверхневих стічних вод (перевищення рівня забруднення відносно ГДК) і закономірностей просторового розподілу полютантів вниз за течією на відстані 100 м, 300 м, 500 м, 1000 м від місця скиду стічних вод.

Просторово-часові зміни показників якості води розраховано за індексом забруднення води (ІЗВ) відповідно до класифікації: I – дуже чиста (ІЗВ≤0,3); II – чиста (0,3<ІЗВ≤1); III – помірно забруднена (1<ІЗВ≤2,5); IV – забруднена (2,5<ІЗВ≤4); V – брудна (4<ІЗВ≤10); VII – надзвичайно брудна (ІЗВ>10).

Ступінь забруднення води визначено відповідно до критеріїв шкідливості, за групами хімічних речовин і специфічних показників якості води [14]:

- критерій санітарного режиму (W_c) враховує розчинений кисень, $БСК_5$, ХПК і специфічні забруднення, що нормуються за впливом на санітарний режим;

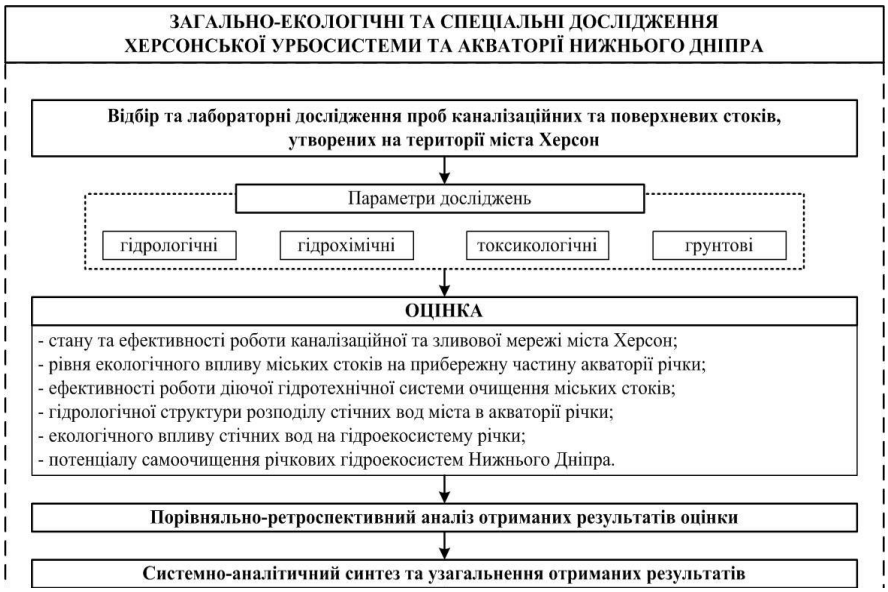


Рис. 1. **Методична схема дослідження впливу каналізаційно-поверхневих стоків урбосистеми міста Херсон на стан гідроекосистем річок**

• критерій органолептичних властивостей ($W_ф$) враховує запах, завислі речовини, ХПК і специфічні забруднення, що нормуються за органолептичною ознакою шкідливості;

• епідеміологічний критерій (W_e) враховує небезпеку мікробного забруднення;

• критерій небезпеки санітарно-токсикологічного забруднення (W_{cm}) враховує ХПК і специфічні забруднення, що нормуються за санітарно-токсикологічною ознакою.

Комплексна оцінка ступеню забруднення річки Дніпро за органолептичним, санітарним, санітарно-токсикологічним, епідеміологічним станами визначалася для кожної лімітуючої ознаки шкідливості (ЛОШ) за формулами:

$$W = 1 + \frac{\sum_{i=1}^{n}(\delta_i - 1)}{n}; \quad (1)$$

$$\delta_i = \frac{c_i}{N_i}, \quad (2)$$

де W – комплексна оцінка рівня забруднення води за даною ЛОШ;
n – кількість показників, що використовуються для розрахунків;
N_i – нормативне значення одиничного показника ($N_i = ГДК_i$);

δ_i – кратність перевищення фактичної концентрації *i*-го інгредієнта у воді (c_i) до нормативного значення одиничного показника.

Якщо $\delta_i < 1$, тобто концентрація менше нормативної, то приймається $\delta_i = 1$. Комплексна оцінка рівня забруднення акваторії водотоку здійснювалася за градаційною шкалою отриманих числових значень показників (таблиця 1).

Таблиця 1. **Ступінь забруднення водойм залежно за комплексним показником *W***

Рівень забруднення	Критерій забруднення за величинами комплексних оцінок			
	Органолептичний ($W_ф$)	Санітарний режим (W_c)	Санітарно-токсикологічний (W_{cm})	Епідеміологічний (W_e)
Допустимий	1	1	1	1
Помірний	1,0 – 1,5	1,0 – 3,0	1,0 – 3,0	1,0 – 10,0
Високий	1,5 – 2,0	3,0 – 6,0	3,0 – 10,0	10,0 – 100,0
Занадто високий	> 2,0	> 6,0	> 10,0	> 100,0

Для кількісної оцінки антропогенного впливу використано балансовий метод розрахунку просторово-часового розподілу полютантів на ділянці річки у зоні дії урбосистеми. Кількісний баланс визначався за формулою [15]:

$$\Delta G = G_B - G_H \,, \tag{4}$$

де ΔG – кількісна оцінка впливу міста;

Gв – хімічний стік речовин, що надходять через верхній (фоновий) створ, тонн.

Gн – хімічний стік речовин через нижній створ, тонн.

У кожному із обраних створів обчислювали стік розчинених речовин за формулою:

$$G = W \times C \,, \tag{5}$$

де *G* – хімічний стік досліджуваної речовини, тонн;

W – об'єм водного стоку м^3;

C – концентрація речовини мг/м^3.

Оцінка ступеня антропогенного навантаження на поверхневі води, внаслідок діяльності підприємств промисловості, житлово-комунального і сільського господарства здійснено за показником середньої забрудненості стічних вод (*IP*) [16]:

$$IP = \frac{VP}{VS} \,, \tag{6}$$

де *VP* – обсяг забруднюючих речовин, які скидаються у водні об'єкти, тис. т;

VS – обсяг стічних вод, які скидаються у водні об'єкти, тис. м^3.

Показник впливу забруднених стічних вод на річковий стік (*IW*) розраховано за формулою:

$$IW = \frac{1000 * VCS}{RM}, \quad (7)$$

де *VCS* – обсяг забруднених стічних вод, які скидаються у водні об'єкти, млн м^3;

RM – річковий стік в середній за водністю рік, тис. м^3.

Усі показники є безрозмірними, приведені до середньої загальнодержавної величини відповідних класів водних екосистем таблиця 2.

Таблиця 2. **Ступінь антропогенного навантаження на водні екосистеми**

Клас	Значення показника антропогенного тиску	Рівень небезпеки антропогенного тиску на водні екосистеми
1	0,01–0,40	Незначний тиск
2	0,41–0,80	Підвищений тиск
3	0,81–1,00	Значний тиск
4	1,01–1,80	Високий тиск
5	>1,80	Небезпечний тиск

Здійснено оцінку екологічного стану поверхневих вод Дніпра та визначено рівень небезпеки антропогенного навантаження в зоні впливу урбанізованої території міста Херсон.

Результати дослідження та їх обговорення. Урбосистеми є потужними джерелами впливу на якісних стан водних ресурсів, що проявляється у скиді зливових стоків, стічних каналізаційно-побутових та промислових вод.

Поверхневий стік в межах міста утворюється за рахунок атмосферних опадів, сприяє розчиненню та механічному переміщенню природних і техногенних забруднювачів до річної акваторії. Рівень впливу зливових стоків на р. Дніпро в межах приміської акваторії визначається гідрохімічним складом і концентрацією мінерально-органічних компонентів. Швидкість винесення забруднюючих речовин залежить від величини і разового обсягу опадів, сумарного розміру твердого покриття території та від крутизни схилів. Чим вищий рівень цих показників, тим значущим буде обсяг зливового стоку та його міграційна швидкість, що впливають на гідрохімічні характеристики зливового стоку.

У просторовому відношенні зливовий стік із різних ділянок міста має певні відмінності, які визначено характером поверхні, рівнем та орієнтацією нахилу, щільністю забудови та інтенсивністю опадів. Частина міста, дороги і тротуари, якої вкриті бруківкою та асфальтом, високий

рівень покритої площі в зоні щільної забудови будівлями середньої етажності (87 %) сприяють швидкому утворенню достатнього обсягу потоку, в результаті випадання атмосферних опадів 7 мм за один раз. У результаті ухилу рельєфу місцевості урбосистеми в бік Дніпра, поверхневі стоки через 20-28 хвилин потрапляють до річки. При інтенсивних літніх зливах потоки води переповнюють колектори, затоплюють дорожні проїзди і стікають поверх асфальтованого покриття вулиць, орієнтованих в сторону прибережних схилів.

У період інтенсивних дощів навесні зростає концентрація мінеральних та органічних речовин, які вимиваються із штучних покриттів міста.

Низька організація перехвату та переправлення поверхневих стоків в межах міста Херсон посилює проблему забруднення досліджуваної водної екосистеми. Відведення зливових стічних вод з міської селітебної території відбувається за допомогою дощозбірників каналізаційної системи, що розташовані уздовж автомобільних доріг. В результаті випадання дощів, забруднюючі речовини розчиняються у зливових стоках та потрапляють до річки Дніпро без жодної очистки. Особливо небезпечними є кислотні опади, які утворюються в результаті перенесення забруднюючих речовин повітряними масами із промислово розвинених регіонів до водних ресурсів, що обумовлює підкислення річки, зростання концентрації у воді рухомих форм важких металів та погіршення життєдіяльності гідробіонтів.

Окрім поверхневих стічних вод, джерелом впливу на води Дніпра є систематичні скиди каналізаційних побутових та промислових вод. Їх водовідведення із території м. Херсон здійснюється самотічно каналізаційною системою міста об’ємом 50 тис. м^3 на добу. Каналізаційні води проходять етапи механічної, біологічної очистки на очисних спорудах потужністю до 250 тис.м^3 на добу.

У результаті досліджень встановлено, що середньодобові обсяги вмісту мінералізованих речовин, які потрапляють до природних водойм разом із скидом очищених каналізаційних вод складають 58,5 тонн. Доведено, що в осінній період вміст сухого залишку у стічній воді (солі, ґрунтово-піщані компоненти та біогенно-детритні частки) в 1,4 рази менший ніж в літній період. Це зумовлено сезонними змінами гідрохімічних властивостей каналізаційних стоків, які залежать від обсягу використання води у господарсько-побутовій діяльності населення.

Незважаючи на достатній рівень очистки стічних вод 50–95 %, очищені стоки містять вторинно-забруднюючі речовини, які перевищують значення ГДК для потреб рибогосподарського призначення в 4 рази. Потрапляючи до річкового водотоку полютанти включаються в місцеві біотичні цикли кругообігу речовин, порушують гомеостаз гідробіонтів [17].

Для здійснення комплексної оцінки екологічного стану річки Дніпро та встановлення просторово-часових змін показників якості водної екосистеми було застосовано індексний метод (таблиця 3).

Таблиця 3. **Оцінка якості води на різних ділянках акваторії Нижнього Дніпра**

Місце взяття проб		Оцінка якості					
		Для рибогосподарських цілей			Для культурно-побутових потреб		
		Значення ІЗВ	Клас якості	Характеристика	Значення ІЗВ	Клас якості	Характеристика
Весна	Річна вода за 100 м	13,32	7	Надзвичайно брудна	1,9	3	Помірно забруднена
	Річна вода за 300 м	4,4	5	Брудна	1,02	3	Помірно забруднена
Літо	Річна вода за 100 м	12,46	7	Надзвичайно брудна	2,02	3	Помірно забруднена
	Річна вода за 300 м	7,43	6	Дуже брудна	1,55	3	Помірно забруднена
Осінь	Річна вода за 100 м	8,7	6	Дуже брудна	1,77	3	Помірно забруднена
	Річна вода за 300 м	7,44	6	Дуже брудна	1,56	3	Помірно забруднена
Зима	Річна вода за 100 м	7,7	6	Дуже брудна	1,57	3	Помірно забруднена
	Річна вода за 300 м	4,1	5	Брудна	0,96	2	Чиста

Встановлено, що розподіл впливу поверхневих стоків міста Херсон на акваторію р. Дніпро для рибогосподарського призначення за значеннями ІЗВ відповідає класам: 100-метровій зоні «дуже брудна» – «надзвичайно брудна»; 300-метровій зоні «брудна» – «дуже брудна» [18].

З урахуванням визначення рівня впливу зливових стоків на стан якості річки Дніпро була проведена комплексна оцінка забруднення водотоку (таблиця 4).

Встановлено, що ступінь впливу поверхневих стоків на забруднення гідроекосистеми Дніпра залежить від сезону року.

Найбільший рівень забруднення за комплексним показником, який характеризує органолептичний, санітарний, санітарно-токсикологічний та епідеміологічний стани річки Дніпро спостерігається влітку, найменше – в зимовий період року.

Рівень забруднення водотоку у місці скиду каналізаційних вод та на відстані 500 метрів від скиду стічних вод характеризувався за санітарним, санітарно-токсикологічним та епідеміологічним станом як «помірний», за органолептичним – «високий» (таблиця 5).

Таблиця 4. **Комплексна оцінка рівня забруднення річки Дніпро за показником *W***

Сезони та місце взяття проб		*W*	Критерій забруднення за величинами комплексних оцінок			
			Органо-лептичний ($W_ф$)	Санітарний режим (W_c)	Санітарно-токсико-логічний ($W_{ст}$)	Епідеміо-логічний (W_e)
Весна n= 23	Кінцеві ділянки колектору	60,4	Занадто високий	Занадто високий	Занадто високий	Високий
	Річна вода за 100 м	6,2	Занадто високий	Занадто високий	Високий	Помірний
	Річна вода за 300 м	3,18	Занадто високий	Занадто високий	Високий	Помірний
Літо n=30	Кінцеві ділянки колектору	70,1	Занадто високий	Занадто високий	Занадто високий	Високий
	Річна вода за 100 м	6,3	Занадто високий	Занадто високий	Високий	Помірний
	Річна вода за 300 м	4,7	Занадто високий	Високий	Високий	Помірний
Осінь n=17	Кінцеві ділянки колектору	41,6	Занадто високий	Занадто високий	Занадто високий	Високий
	Річна вода за 100 м	5,5	Занадто високий	Високий	Високий	Помірний
	Річна вода за 300 м	4,7	Занадто високий	Високий	Високий	Помірний
Зима n=10	Кінцеві ділянки колектору	40,7	Занадто високий	Занадто високий	Занадто високий	Високий
	Річна вода за 100 м	4,9	Занадто високий	Високий	Високий	Помірний
	Річна вода за 300 м	1,15	Помірний	Помірний	Помірний	Помірний

Високий рівень забруднення поверхневих вод за органолептичними показниками свідчить про наднормативний вміст біогенних речовин та фосфатів у воді, які являються основними факторами утворення антропогенної евтрофікації водних мас річки Дніпро.

Причиною цього є масове використання фосфовмісних миючих засобів у побуті, промисловості та низькі технологічні можливості очистки стічних вод від фосфатів на міських очисних спорудах.

Унаслідок високого вмісту фосфатів підвищується каламутність, знижується прозорість води та рівень насичення киснем.

Зменшення швидкості течій, інтенсивності турбулентного перемішування, водообміну, поява до 40 % застійних зон з інтенсивним замулюванням русла призводять до масового розмноження ціанобактерій, які знижують склад промислово цінних видів риб та їх природну кормову базу.

Таблиця 5. **Комплексна оцінка рівня забруднення річки Дніпро за показником *W***

Місце взяття проб	*W*	Критерій забруднення за величинами комплексних оцінок			
		Органо-лептичний ($W_ф$)	Санітарний режим (W_c)	Санітарно-токсико-логічний ($W_{ст}$)	Епідеміо-логічний (W_e)
Місце скиду стічних вод	2,14	Високий	Помірний	Помірний	Помірний
500 м від скиду каналізаційних вод	1,58	Високий	Помірний	Помірний	Помірний

Для встановлення кількісних змін водних ресурсів у зоні впливу урбанізованої території міста Херсон було визначено середньорічний стік хімічних речовин, який є важливим інтегрованим показником обміну речовини у водному середовищі (таблиця 6).

Таблиця 6. **Середньорічний хімічний стік у зоні впливу міста Херсон, тис. тонн**

Місце відбору проб	Мінералізація	Сульфати	Хлориди	Азот амонійний	АПАР	Нітрати	Нітрити	Фосфати	Кальцій	Магній	Завислі речовини
Річка Вірьовчина, 500 м вище місця скиду в Кошовій	1304	408,9	283,9	0,96	0,027	47,8	1,8	8,5	104	69,3	16,7
Річка Вірьовчина, 1000 м нижче місця скиду в Кошовій	1625	366,6	393,8	3,4	0,03	57,5	2,6	11,1	126,8	87,3	22,1
Хімічний баланс, ΔG	+321	-42,3	+110,8	+2,44	+0,003	+9,7	+0,8	+2,6	+22,8	+18	+5,4

Встановлено, що величина приросту стоку хімічних речовин нижче скиду стічних вод на відстані 1000 метрів становила за мінералізацією 124 %, хлоридами – 138 %, азоту амонійного – 254 %, нітратів – 120 %, нітритів –144 %, фосфатів 131 %, кальцію – 122 %, магнію – 126 %, завислих речовин 132 %. Хімічний стік сульфатів зменшився на 10 %.

Збільшення кількості забруднюючих речовин на ділянках 1000 метрів від скиду каналізаційних вод свідчить про надходження додаткового забруднення полютантів за рахунок поверхневого стоку із прилеглих територій.

Антропогенний вплив на водні ресурси р. Дніпро в зоні дії урбанізованої території міста Херсон здійснюється внаслідок скиду каналізаційних міських стічних вод. Показник середньої забрудненості стічних вод склав (*IP* = 0,27), що характеризує «підвищений» рівень небезпеки антропогенного тиску на гідроекосистему. За співвідношенням кількості стічних вод (18 млн. $м^3$) та річного стоку Дніпра (53,5 млрд. $м^3$), рівень впливу забруднених стічних вод на річковий стік оцінений як «небезпечний» (*IW* = 33,6).

Відповідно до просторово-часового розподілу полютантів, які надходять з поверхнево-каналізаційними водами сформувалися зони забруднення (100 м, 300 м, 500 м 1000 м), що є причиною порушення природно-гідрологічних процесів самоочищення та саморегуляції вод у озерно-плавневих екосистемах ріки Дніпро. Зокрема, із збільшенням урбанізованості території дослідження, технічним зношенням каналізаційної системи, рівень антропогенного впливу на річкову екосистему буде зростати. Тому необхідним є розробка та реалізація адаптивних водоохоронних заходів щодо зменшення антропогенного навантаження на гідроекосистему Дніпра, що включає організацію управління стічними водами, застосування новітніх технологій очистки води, запровадження рециклінгу для промислового водокористування, здійснення прогнозу впливу стічних вод на екологічний стан гідроекосистеми Дніпра за кількісними та якісними показниками забруднення стічних вод.

Висновки. У результаті дослідження встановлено, що основними причинами забруднення гідроекосистеми ріки Дніпро є негативна дія скидних нормативно-очищених міських каналізаційних вод та неочищених зливових вод. Розподіл впливу поверхневих стоків міста Херсон на акваторію р. Дніпро для рибогосподарського призначення за значеннями ІЗВ відповідав класам: 100-метровій зоні «дуже брудна» – «надзвичайно брудна»; 300-метровій зоні «брудна» – «дуже брудна». За комплексною оцінкою якості поверхневих вод річки Дніпро встановлено високий рівень забруднення водної екосистеми в літній період року. Ступінь впливу каналізаційних вод на відстані 500 метрів від їх скиду оцінений за органолептичним станом як високий. Відповідно до розрахунку середньорічного хімічного стоку забруднюючих речовин встановлений їх приріст за мінералізацією – 124 %, хлоридами – 138 %, азоту амонійного – 254 %, нітратів – 120 %, нітритів – 144 %, фосфатів – 131 %, кальцію – 122 %, магнію – 126 %, завислих речовин 132 %. Доведено, що оцінка рівня навантаження стічних вод на гідроекосистему Дніпра за показником середньої забрудненості стічних вод (*IP* = 0,27) та показником впливу забруднених стічних вод на річковий стік (*IW* = 33,6) є «небезпечною». Тому першочерговою необхідністю є розробка та реалізація адаптивних водоохоронних заходів щодо зменшення антропогенного навантаження на гідроекосистему Дніпра.

METHODICAL ASPECTS OF THE EVALUATION OF THE IMPACT OF URBAN WASTEWATER ON THE DNIPRO RIVER QUALITY

Skok S. V. *– PhD in Agriculture,*
Kherson State Agrarian and Economic University,
skok_sv@ukr.net

The problem of intensive pollution of water ecosystems with storm water and sewage water under conditions of a low level of water supply is a topical task for performing systematic control over an acceptable rate of anthropogenic loading on surface water. The degree of the impact of sewage water on the Dnipro river quality in the area of Kherson was determined by the indexes of wastewater loadings (the excess of the pollution level with regard to the TLV) and by the indexes of the spatial distribution of pollutants at the distance of 100 m, 300 m, 500 m and 1000 m from the place of wastewater discharge. Complex evaluation of the quality of the Dnipro hydro-ecosystems was performed by an index method, the river water was characterized as "extremely polluted" – "polluted" according to this method.

We established the dependence of the level of wastewater impact on a season of the year. In summer the anthropogenic impact on the plots of 100 m, 300 m and 500 m was evaluated from "extremely high" to "high" by organoleptic, sanitary and sanitary-toxicological conditions.

According to the assessment of the anthropogenic impact on the Dnipro ecosystem by the value of the average outflow of chemical substances at the distance of 1000 meters below the discharge of wastewater, there was an increase in mineralization by 24 %, chlorides – by 38 %, ammonium nitrogen – by 154 %, nitrates – by 20 %, nitrites – by 44 %, phosphates – by 31 %, calcium – by 22 %, magnesium – by 26 % and suspended substances– by 32 %.

The hazard level of anthropogenic loading on the water ecosystem under study by the index of average wastewater pollution (IP=0.27) and by the index of the impact of polluted wastewater on the river outflow (IW =33.6) was evaluated as dangerous. The time and space distribution of the pollutants allowed identifying pollution zones on the plots of 100 m, 300 m, 500 m and 1000 m below the discharge of storm water and sewage water. In order to reduce anthropogenic loading on the Dnipro hydro-ecosystem, we suggest methods of methodical management of wastewater and systematic complex evaluation of the level of its negative impact.

Keywords: anthropogenic loading, hydro-ecosystem, urbanized territory, index method, balance method, limiting feature of harmfulness, evaluation of the level of wastewater impact.

ЛІТЕРАТУРА

1. Pichura V.I., Potravka L.A., Dudiak N.V., Skrypchuk P.M., Stratichuk N.V. Retrospective and Forecast of Heterochronal Climatic Fluctuations Within Territory of Dnieper Basin. *Indian Journal of Ecology*. 2019. Vol. 46 (2). P. 402–407.

2. Пічура В.І., Потравка Л.О. Удосконалення механізму організації природокористування на території басейну Дніпра. *Біоресурси і природокористування*. 2019. Том 11 (5-6). URL: http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Bio/article/view/13441.
3. Пічура В.І., Потравка Л.О. Методологія просторово-часової оцінки стану екосистеми басейнів річок і організації раціонального природокористування. *Водні біоресурси та аквакультура.* 2019. № 2. С. 144–174.
4. Пічура В.І. Басейнова організація природокористування на водозбірній території транскордонної річки Дніпро. Херсон: «ОЛДІ-ПЛЮС», 2020. 380 с.
5. Пічура В.І. Атлас екологічного стану басейну ріки Дніпро. Херсон: «ОЛДІ-ПЛЮС», 2020. 36 с.
6. Юрасов С.М., Кур'янова, С.О., Юрасов М.С. Комплексна оцінка якості вод за різними методиками та шляхи її вдосконалення. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2009. № 5. С. 42–53.
7. Клименко М.О., Вознюк К.М., Вербецька К.Ю. Порівняльний аналіз нормативів якості поверхневих вод. *Наукові доповідді НУБіП.* 2012. № 8 (30). URL: //www.nbuv.gov.ua/e-journals/Nd/2012_1/12kmo.pdf.
8. Скиба В.П., Вознюк В.М. Екологічна оцінка якості поверхневих вод р. Молочна. *Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України (біологія, біотехнологія, екологія)*. 2018. Вип. 287. С. 33–43.
9. Удод В.М., Трофімович В.В., Яців М.Ю. Екологічні критерії оцінки якості води гідроекосистем на прикладі водозбірного басейну р. Прут. *Екологічна безпека та природокористування*. 2010. Вип. 5. С. 84–93.
10. Васенко О.Г., Рибалова О.В., Козловська О.В. Аналіз значимих факторів впливу на якісний стан вод річки Оскіл (Україна). *Восточно-Европейский журнал передовых технологий*. 2016. № 3/10 (81). С. 48–55.
11. Ушакова І.О., Попов К.І. Аналіз існуючих методик оцінки якості водних ресурсів. *Системи обробки інформації*. 2013. Випуск 6 (113). С. 310–313.
12. Яцик А.В., Гопчак І.В., Басюк Т.О. Екологічна оцінка якості поверхневих вод річки Рось. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Сер. : Сільськогосподарські науки.* 2013. Вип. 2. С. 79–86. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/Vnuvgp_sg_2013_2_11/.
13. Юрасов С.М., Кур'янова С.О. Оцінка якості вод за санітарними і рибогосподарськими нормами та її вдосконалення на прикладі Кілійського гирла Дунаю. *Географічні науки.* № 8 (48). 2017. С. 10–14.

14. Войтенко Л.В., Копілевич В.А., Строкаль М.П. Концепція інтегральної оцінки якості води для різних видів водоспоживання з використанням функції бажаності Харрінгтона. *Біоресурси і природокористування*. 2015. Том 7. № 1-2. С. 25–36.
15. Осадчий В.І., Осадча Н.М., Мостова Н.М. Вплив урбанізованих територій на формування хімічного складу поверхневих вод басейну Дніпра. *Наук. пр. УкрНДГМІ*. 2002. Вип. 250. С. 242–261.
16. Інтегральні та комплексні оцінки стану навколишнього природного середовища: монографія / О.Г. Васенко, О.В. Рибалова, С.Р. Артем'єв, та ін. Харків: НУГЗУ, 2015. 419 с.
17. Дудник С.В., Євтушенко М.Ю. Водна токсикологія: основні теоретичні положення та їхнє практичне застосування. Київ: Вид-во Українського фітосоціологічного центру, 2013. 297 с.
18. Pichura V., Potravka L., Skok S., Vdovenko N. Causal regularities of effect of urban systems on condition of hydro ecosystem of Dnieper river. *Indian Journal of Ecology*. 2020. 47(2).

REFERENCES

1. Pichura V.I., Potravka L.A., Dudiak N.V., Skrypchuk P.M., Stratichuk N.V. (2019). Retrospective and Forecast of Heterochronal Climatic Fluctuations Within Territory of Dnieper Basin. *Indian Journal of Ecology*. Vol. 46 (2). 402–407.
2. Pichura V.I., Potravka L.O. (2019). *Udoskonalennja mehanizmu organizacii' pryrodokorystuvannja na terytorii' basejnu Dnipra* [Improving the mechanism of nature management in the Dnieper basin]. *Bioresursy i pryrodokorystuvannja* Vol. 11 (5-6). URL: http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Bio/article/view/13441. [in Ukrainian].
3. Pichura V.I., Potravka L.O. (2019). *Metodologija prostorovo-chasovoi' ocinky stanu ekosystemy basejniv richok i organizacii' racional'nogo pryrodokorystuvannja* [Methodology of spatial-temporal assessment of the state of the river basin ecosystem and the organization of rational nature management]. *Vodni bioresursy ta akvakul'tura*. Vol. 2, 144–174. [in Ukrainian].
4. Pichura V.I. (2020). *Basejnova organizacija pryrodokorystuvannja na vodozbirnij terytorii' transkordonnoi' richky Dnipro* [Basin organization of nature use on the catchment area of the Dnieper transboundary river]. Kherson: «OLDI-PLJuS». [in Ukrainian].
5. Pichura V.I. (2020). *Atlas ekologichnogo stanu basejnu riky Dnipro* [Atlas of the ecological condition of the Dnieper river basin]. Kherson: «OLDI-PLJuS». [in Ukrainian].

6. Jurasov S.M., Kur'janova, S.O., Jurasov M.S. (2009). *Kompleksna ocinka jakosti vod za riznymy metodykamy ta shljahy i'i' vdoskonalennja* [Comprehensive assessment of water quality by different methods and ways to improve]. *Ukrai'ns'kyj gidrometeorologichnyj zhurnal*, no. 5, 42–53. [in Ukrainian].
7. Klymenko M.O., Voznjuk K.M., Verbec'ka K.Ju. (2012). Porivnjal'nyj analiz normatyviv jakosti poverhnevyh vod [The Comparative analysis of surface water quality standards]. *Naukovi dopoviddi NUBiP*. No 8 (30). URL://www.nbuv.gov.ua/e-journals/Nd/2012_1/12kmo.pdf. [in Ukrainian].
8. Skyba V.P., Voznjuk V.M. (2018). *Ekologichna ocinka jakosti poverhnevyh vod r. Molochna* [Ecological assessment of the surface water quality of the Molochna River]. *Naukovyj visnyk Nacional'nogo universytetu bioresursiv i pryrodokorystuvannja Ukrai'ny (biologija, biotehnologija, ekologija)*, Vol. 287, pp. 33-43. [in Ukrainian].
9. Udod V.M., Trofimovych V.V., Jaciv M.Ju. (2010). *Ekologichni kryterii' ocinky jakosti vody gidroekosystem na prykladi vodozbirnogo basejnu r. Prut* [Ecological criteria for water quality assessment of hydroecosystems on the example of the Prut river basin]. *Ekologichna bezpeka ta pryrodokorystuvannja*, Vol. 5, pp. 84–93. [in Ukrainian].
10. Vasenko O.G., Rybalova O.V., Kozlovs'ka O.V. (2016). *Analiz znachymyh faktoriv vplyvu na jakisnyj stan vod richky Oskil (Ukrai'na)* [Analysis of significant factors influencing the quality of the waters of the Oskil River (Ukraine)]. *Vostochno-Evropejskyj zhurnal peredovыh tehnologyj*, no. 3/10 (81), pp. 48–55. [in Ukrainian].
11. Ushakova I.O., Popov K.I. (2013). *Analiz isnujuchyh metodyk ocinky jakosti vodnyh resursiv* [Analysis of existing methods for assessing the quality of water resources]. *Systemy obrobky informacii'*, Vol. 6 (113), pp. 310–313. [in Ukrainian].
12. Jacyk A.V., Gopchak I.V., Basjuk T.O. (2013). *Ekologichna ocinka jakosti poverhnevyh vod richky Ros'* [Ecological assessment of surface water quality of the Ros River]. Visnyk *Nacional'nogo universytetu vodnogo gospodarstva ta pryrodokorystuvannja. Ser.: Sil's'kogospodars'ki nauky*, Vol. 2, pp. 79–86. [in Ukrainian].
13. Jurasov S.M., Kur'janova S.O. (2017). *Ocinka jakosti vod za sanitarnymy i rybogospodars'kymy normamy ta i'i' vdoskonalennja na prykladi Kilijs'kogo gyrla Dunaju* [Assessment of water quality according to sanitary and fishery standards and its improvement on the example of the Kiliya estuary of the Danube]. *Geografichni nauky*, no. 8, pp. 10–14. [in Ukrainian].
14. Vojtenko L.V., Kopilevych V.A., Strokal' M.P. (2015). *Koncepcija integral'noi' ocinky jakosti vody dlja riznyh vydiv vodospozhyvannja z vykorystannjam funkcii' bazhanosti Harringtona* [The concept of integrated

water quality assessment for different types of water consumption using the Harrington desirability function]. *Bioresursy i pryrodokorystuvannja*, Vol. 7, no. 1-2, pp. 25–36. [in Ukrainian].

15. Osadchyj V.I., Osadcha N.M., Mostova N.M. (2002) *Vplyv urbanizovanyh terytorij na formuvannja himichnogo skladu poverhnevyh vod basejnu Dnipra* [Influence of urbanized territories on the formation of the chemical composition of surface waters of the Dnieper basin]. *Nauk. pr. UkrNDGMI*. Vol. 250, pp. 242–261. [in Ukrainian].
16. Vasenko O.G., Rybalova O.V., Artem'jev S.R. (2015). *Integral'ni ta kompleksni ocinky stanu navkolyshn'ogo pryrodnogo seredovyshha* [An integral and complex assessments of the state of the environment: a monograph]. Kharkiv: NUGZU. [in Ukrainian].
17. Dudnyk S.V., Jevtushenko M. Ju (2013). *Vodna toksykologija: osnovni teoretychni polozhennja ta i'hnje praktychne zastosuvannja* [Water toxicology: the main theoretical provisions and practical measures]. Kyiv: Vyd-vo Ukrai'ns'kogo fitosociologichnogo centru. [in Ukrainian].
18. Pichura V., Potravka L., Skok S., Vdovenko N. (2020). Causal regularities of effect of urban systems on condition of hydro ecosystem of Dnieper river. *Indian Journal of Ecology*. 47(2).

ВОДНІ БІОРЕСУРСИ ТА АКВАКУЛЬТУРА

Водные биоресурсы и аквакультура

Water bioresources and aquaculture

Науковий журнал

2(8)/2020

Коректура • М. Бабич
Комп'ютерна верстка • Н. Кузнєцова

Формат 70x100/16. Гарнітура Times New Roman.
Папір офсетний. Цифровий друк. Обл.-вид. арк. 15,51. Ум. друк. арк. 21,78.
Підписано до друку 11.12.2020. Наклад 100 прим.

Видавництво і друкарня – Видавничий дім «Гельветика»
73021, м. Херсон, вул. Паровозна, 46-а
Телефон +38 (0552) 399 580,
+38 (095) 934 48 28, +38 (097) 723 06 08
E-mail: mailbox@helvetica.com.ua
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи
ДК № 6424 від 04.10.2018 р.