

Міністерство освіти і науки України  
ДВНЗ «Херсонський державний аграрний університет»

# ВОДНІ БІОРЕСУРСИ ТА АКВАКУЛЬТУРА

---

*Водные биоресурсы и аквакультура*

---

*Water bioresources and aquaculture*

---

Науковий

журнал

**2/2019**

ОЛДІПІНОС

2019

Рекомендовано до друку та поширення через мережу Internet  
Вченою радою ДВНЗ «Херсонський державний аграрний університет»,  
(протокол № 3 від 27.11.2019 року).

**Головний редактор – Пічура В.І.** – доктор сільськогосподарських наук, доцент.  
**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);  
**Александров Б.Г.** – доктор біологічних наук, професор, член-кореспондент НАН  
України;  
**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;  
**Вараді Л.** – доктор біологічних наук, професор (Угорщина);  
**Вовк Н.І.** – доктор сільськогосподарських наук, професор;  
**Волох А.М.** – доктор біологічних наук, професор;  
**Демченко В.О.** – доктор біологічних 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;  
**Слуквін О.М.** – кандидат біологічних наук (Республіка Білорусь);  
**Федоненко О.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](http://www.wra-journal.ksauniv.ks.ua)

*Включено до Переліку наукових фахових видань України з сільськогосподарських наук  
відповідно до Наказу МОН України від 04.04.2018 № 326 (додаток 9)*

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

## **ЗМІСТ**

<b>ВОДНІ БІОРЕСУРСИ</b> .....	6
<i>Бєдункова О.О., Клименко О.М., Статник І.І.</i> Рівні ядерних порушень еритроцитів крові риб антропогенно трансформованої річки Устя.....	6
<i>Пічура В.І., Потравка Л.О., Скок С. В.</i> Екологічний стан акваторії ріки Дніпро у зоні впливу урбосистем (на прикладі міста Херсон).....	19
<i>Хохлова Л.К., Морозов О.В.</i> Екологія двостулкового моллюска <i>Dreissena</i> в Каховській зрошувальній системі.....	35
<b>АКВАКУЛЬТУРА</b> .....	45
<i>Батуревич О.О.</i> Вплив мінералів сапоніт та анальцим на ліпідний склад м'язів коропа за умов внесення їх до основного раціону....	45
<i>Гриневич Н.С., Хом'як О.А., Присяжнюк Н.М., Михальський О.Р.</i> Аналіз гідротехнологічної складової індустріальних акваферм за замкнутого водопостачання.....	59
<i>Корнієнко В.О.</i> Аналіз впливу екологічних параметрів на результати вирощування мальків-покатників російського осетра в ставах.....	77
<i>Лавренко С.О., Кутищев П.С., Лавренко Н.М., Максимов М.В.</i> Аквапоніка – розумне поєднання рибиництва та рослинництва в контексті екологічної безпеки.....	91
<b>МЕТОДИ І МЕТОДИКИ</b> .....	107
<i>Морозов О.В., Морозов В.В., Кабаченко А.І., Козленко Є.В.</i> Методичні підходи щодо оцінки якості поверхневих та ґрунтових вод у системі еколого-меліоративного моніторингу (на прикладі Інгулецького зрошуваного масиву).....	107
<i>Оліфіренко В.В., Козичар М.В., Оліфіренко А.А., Дюдяєва О.А.</i> Технології очистки води різного походження та цілового призначення в провінції Чжецзян.....	121
<i>Охріменко О.В., Біла Т.А., Ляшенко Є.В.</i> Дослідження параметрів якості водопровідної води у місті Херсон хімічними методами.....	134
<i>Пічура В.І., Потравка Л.О.</i> Методологія просторово-часової оцінки стану екосистеми басейнів річок і організації раціонального природокористування.....	144
<i>Шахман І.О.</i> Застосування методики оцінки водних об'єктів рибогосподарського призначення за комплексним показником екологічного стану.....	175
<i>Шевчук Т.В.</i> Ефективність різних методів визначення життєздатності личинок <i>A. simplex</i> у рибній продукції.....	186
<b>СТОРІНКИ ІСТОРІЇ</b> .....	201
Пам'яті А.С. Кириленка.....	201

## СОДЕРЖАНИЕ

<b>ВОДНЫЕ БИОРЕСУРСЫ</b> .....	6
<i>Бедункова А.А., Клименко А.Н., Статник И.И.</i> Уровни ядерных нарушений эритроцитов крови рыб антропогенно трансформированной речки Устья.....	6
<i>Пичура В.И., Потравка Л.А., Скок С.В.</i> Экологическое состояние акватории реки Днепр в зоне влияния урбосистем (на примере города Херсон).....	19
<i>Хохлова Л.К., Морозов А.В.</i> Экология двустворчатого моллюска <i>Dreissena</i> в Каховской оросительной системе.....	35
<b>АКВАКУЛЬТУРА</b> .....	45
<i>Батуревич О.О.</i> Влияние минералов сапонит и анальцит на липидный состав мышц карпа при условии внесения их в состав основного рациона.....	45
<i>Гриневич Н.Е., Хомяк А.А., Присяжнюк Н.М., Михальский О.Р.</i> Анализ гидротехнологической составляющей индустриальных акваферм при замкнутом водоснабжении.....	59
<i>Корниенко В.А.</i> Анализ экологических параметров на результаты выращивания мальков-покатников русского осетра в прудах.....	77
<i>Лавренко С.О., Кутищев П.С., Лавренко Н.Н., Максимов М.В.</i> Аквапоника – разумное сочетание рыбоводства и растениеводства в контексте экологической безопасности.....	91
<b>МЕТОДЫ И МЕТОДИКИ</b> .....	107
<i>Морозов А.В., Морозов В.В., Кабаченко А.И., Козленко С.В.</i> Методические подходы к оценке качества поверхностных и подземных вод в системе эколого-мелиоративного мониторинга (на примере Ингулецкого орошаемого массива).....	107
<i>Олифиренко В.В., Козичар М.В., Олифиренко А.А., Дюдяева О.А.</i> Технологии очистки воды различного происхождения и целевого назначения в провинции Чжэцзян.....	121
<i>Охрименко О.В., Белая Т.А., Ляшенко Е.В.</i> Исследование параметров качества водопроводной воды в городе Херсон химическими методами.....	134
<i>Пичура В.И., Потравка Л.А.</i> Методология пространственно-временной оценки состояния экосистемы бассейнов рек и организации рационального природопользования.....	144
<i>Шахман И.А.</i> Применение методики оценки водных объектов рыбохозяйственного назначения по комплексному показателю экологического состояния.....	175
<i>Шевчук Т.В.</i> Эффективность различных методов определения жизнеспособности личинок <i>A. simplex</i> в рыбной продукции.....	186
<b>СТРАНИЦЫ ИСТОРИИ</b> .....	201
Памяти А.С. Кириленко.....	201

## **CONTENTS**

<b>WATER BIORESOURCES</b> .....	6
<i>Biedunkova O.O., Klimenko O.M., Statnik I.</i> Levels of nuclear disturbances of blood erythrocytes of fishes anthropogenically transformed Ustyia river.....	6
<i>Pichura V.I., Potravka L.O., Skok S.V.</i> Ecological condition of the Dnieper-river water area in the zone of the impact of urbosystems (exemplified by Kherson).....	19
<i>Khokhlova L.K., Morozov A.V.</i> Ecology of bivalve mollusk <i>Dreissena</i> in the Kakhovka irrigation system.....	35
<b>AQUACULTURE</b> .....	45
<i>Baturevich O.O.</i> The influence of saponite and analcime minerals on the lipid composition of carp muscles, as additives in the main diet.....	45
<i>Grynevych N.E., Khomiak O.A., Prysiazhniuk N.M., Mykhalskyi O.R.</i> Analysis of a hydrotechnological component of industrial aquafarms for a closed water supply.....	59
<i>Kornienko V.O.</i> Analysis of the influence of ecological parameters on the results of growing fry of Russian sturgeon in ponds.....	77
<i>Lavrenko S.O., Kutishchev P.S., Lavrenko N.M., Maksimov M.V.</i> Aquaponics is the reasonable combination of fishing and plant cultivation in the context of ecological safety.....	91
<b>METHODS AND TECHNIQUES</b> .....	107
<i>Morozov O.V., Morozov V.V., Kabachenko A.I., Kozlenko E.V.</i> Methodical approaches for the assessment of the quality of surface and groundwater in the system of environmental-meliorative monitoring.....	107
<i>Olifirenko V.V., Kozychar M.V., Olifirenko A.A., Dyudyaeva O.A.</i> Technology of water reservoirs cleaning of various origin and special purpose in Zhejiang province.....	121
<i>Ohrimenko O.V., Bila T.A., Liashenko Ye.V.</i> Research of tap water quality parameters in the city of Kherson by chemical methods.....	134
<i>Pichura V.I., Potravka L.O.</i> Methodology of spatio-temporal assessment of the river ecosystem state and organization of rational using of nature.....	144
<i>Shakhman I.A.</i> Application of the assessment methods for water bodies of fishery value by the complex indicator of the ecological state.....	175
<i>Shevchuk T.V.</i> The effectiveness of various methods for determining the viability of <i>A. simplex</i> larvae in fish products.....	186
<b>PAGES OF MEMORY</b> .....	201
In memory of A.S. Kirilenka.....	201

## ВОДНІ БІОРЕСУРСИ

УДК504.45:597.2/.5

DOI <https://doi.org/10.32851/wba.2019.2.1>

### РІВНІ ЯДЕРНИХ ПОРУШЕНЬ ЕРИТРОЦИТІВ КРОВІ РИБ АНТРОПОГЕННО ТРАНСФОРМОВАНОЇ РІЧКИ УСТЯ

*Бєдункова О.О. – д.б.н., доцент,*

*Клименко О.М. – д.с.-з.н., доцент,*

*Статник І.І. – к.с.-з.н., доцент,*

*Національний університет водного господарства та природокористування,  
м. Рівне, bedunkovaolga@gmail.com*

Ядерні порушення в еритроцитах периферійної крові риб відображують сприятливість водного середовища на момент вилову риби. Зокрема, в результаті дії стресових чинників що діють на організм риб, у їх периферійній крові з'являються еритроцити з мікроядрами. У даній статті наведено результати дослідження ядерних порушень еритроцитів периферійної крові найбільш масових видів риб малої річки Устя, що притокою першою порядку р. Горинь басейну р. Прип'ять. Контрольні облови проводились на ділянках річки з різним рівнем антропогенного навантаження. За результатами екологічної оцінки якості поверхневих вод, що була проведена за величинами 16 гідрохімічних показників (сольового, трофо-сапробіологічного та специфічного блоків) в межах першого створу (поблизу витоку), середнє значення блокових індексів становило 2,7 – ступінь чистоти за категорією «досить чиста». У третьому створі (поблизу гирла) середнє значення блокових індексів становило 4,4 – ступінь чистоти за категорією «слабко забруднена». Погіршення якості води до категорії «брудна» із середнім значенням блокових індексів 5,8 відмічалось лише в другому створі (в межах м. Рівне).

Серед шести проаналізованих видів риб найвища частота зустрічі ядерних порушень фіксувалась у плітки (від  $3,99 \pm 0,56\%$  до  $6,92 \pm 0,89\%$ ), найменша в карася (від  $1,45 \pm 0,18\%$  до  $1,61 \pm 0,26\%$ ). На ділянці річки, що зазнала найбільшої антропогенної трансформації середня частота ядерних порушень для верховодки зростала на 55,6%, плітки 42,3%, краснопірки 10,1%, окуня 24,5%, ляща на 54,9%. Ядерні порушення у старших вікових груп риб були вищі за рівні ядерних порушень однорічок, що свідчить про наявність стресових факторів у водному середовищі. Вплив якості води на формування ядерних порушень еритроцитів периферійної крові описувався поліноміальною залежністю, яка виявилась суттєвою для таких видів риб як плітка ( $R^2=0,94$ ), верховодка ( $R^2=0,73$ ), окунь ( $R^2=0,74$ ) та лящ ( $R^2=0,72$ ).

За результатами досліджень зроблено заключення про існуючий вплив екологічного стану поверхневих вод на формування ядерних порушень представників іхтіофауни, за виключенням карася сріблястого. Для діагностики стану дослідної гідроекосистеми рекомендовано використовувати такі види риб як плітка, верховодка, краснопірка, окунь та лящ.

Ключові слова: еритроцити, мікроядра, риби, гідроекосистема, водне середовище, якість.

Одним із чутливих індикаторів реакції риб на внутрішньоводоймні процеси вважаються показники їх цитогенетичного гомеостазу, оскільки вони можуть проявлятися ще до появи змін середовища, які фіксуються стандартними методами. Зокрема, ядерні порушення в еритроцитах периферійної крові риб відображують сприятливість водного середовища на момент вилову риби [1, 2].

У природних умовах найбільш зручним виявляється мікроядерний тест у клітинах периферійної крові риб, який виявляє амітоз еритроцитів – один з патоморфологічних станів клітин червоної крові, в результаті чого еритроцити стають двоядерними або утворюють одне чи кілька мікроядер [3]. Поява таких клітинних порушень відмічається в морських та прісноводних риб як під дією кумулятивного токсикозу [4] так і у випадку токсичного стресу [5].

Вивчення експериментальних робіт, які досліджували морфологію крові риб свідчить, що при аналізі рівнів їх цитогенетичного гомеостазу необхідно враховувати не лише кількісні, а й структурні порушення ядерного апарату периферійної крові [6–8]. Доведено, що внаслідок компенсації стресових процесів, які відбуваються в організмі, з'являються еритроцити з мікроядрами. При цьому, причиною стресу може бути і функціональне перевантаження риб при раптових змінах лімітуючих факторів середовища [9] і голодування [10], і кумулятивний токсикоз [11–13].

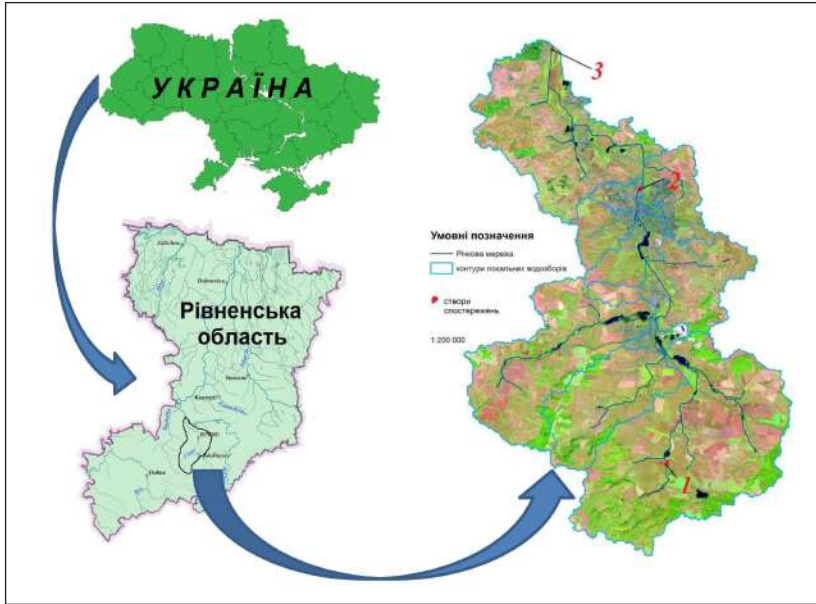
Порушення еритроцитів у вигляді несформованого ядерного матеріалу також вказує на розвиток дегенеративних процесів у організмі риб, що обумовлені різними факторами, в тому числі й появою токсикозів [5]. Випадки появи еритроцитів з двома ядрами деколи розглядаються не як цитологічні порушення в периферійній крові, а як зростання інтенсивності еритропоезу [14]. Однак, подібне пояснення виявляється справедливим лише для молодих особин з прискореним метаболізмом. Саме за рахунок збільшення кількості еритроцитів і забезпечується перенесення кисню при посиленні енергетичних затрат організму [5, 15]. У старших вікових груп риб двоядерні еритроцити носять неспецифічний характер і свідчать про наявність стресових факторів у природних водах [4, 6, 16].

Отже, структура морфологічних змін клітин крові, з огляду своєї інформативності, може вважатись об'єктивним критерієм оцінки забруднення та порушення якості водного середовища.

Метою наших досліджень було проведення мікроядерного тесту еритроцитів крові риб малої річки Устя на ділянках водотоку, що зазнають антропогенного впливу різної інтенсивності та з'ясування впливу гідрохімічних параметрів на формування цитогенетичного гомеостазу риб.

Контрольні облови риби проводили на малій річці Устя, долина якої розташована в нижній частині Волинського Полісся, в межах Рівненського

лесового плато, у створах з різним рівнем антропогенного навантаження: створ № 1 – поблизу с. Івачків, верхів'я річки (природний фон) – відстань від гирла 65 км; створ № 2 – в межах міста Рівне (вплив скиду стічних вод) – відстань від гирла 25 – 27 км; створ № 3 – в межах смт Оржів (контрольний пункт) – 0,7 км від гирла (рис. 1).



*Рис. 1. Карта-схема басейну річки Устя та розміщення створів спостережень*

Кількісні показники гідрохімічних параметрів якості поверхневих вод у контрольних створах були отримані згідно даних відділу аналітичного контролю Державного управління охорони навколишнього природного середовища в Рівненській області [17].

Якість поверхневих вод оцінювали за «Методикою екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» [18].

Цитогенетичний гомеостаз риб оцінювали за мікроядерним тестом еритроцитів периферійної крові. Фарбування мазків здійснювали відразу після їх доставки в лабораторію, за Романовським-Гімзою [15]. Облік мікроядер (MN) проводили під мікроскопом зі збільшенням 10x100 з імерсією. При підрахунку клітин враховувались всі види MN [7]. Аналізували від 1000 до 1200 клітин у кожної особини.

Результати досліджень по кожному виду риб виражали у вигляді усереднених даних із зазначенням середньоквадратичної похибки [19]. Математичну обробку експериментальних даних проводили в межах програмного пакету Statistica 6.0, графічне представлення – MSWord.



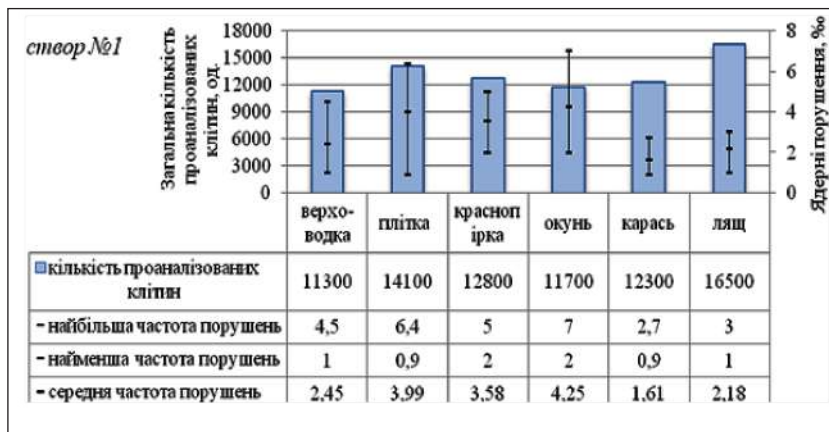
Загальна вибірка різновікових груп риб, взятих для аналізу цитогенетичного гомеостазу налічувала 234 екз. (табл. 1).

**Таблиця 1. Кількість проаналізованих особин найбільш масових видів риб у контрольних створах р. Устя, екз.**

Вік риб № створу	Вид риб																	
	Верховодка			Плітка			Краснопірка			Окунь			Карась			Лящ		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
1+	4	4	2	3	4	4	3	4	3	3	2	2	3	3	3	4	2	2
2+	4	5	5	4	4	3	4	5	4	4	4	4	4	4	3	4	3	4
3+	3	4	2	3	3	4	3	4	4	4	3	4	3	3	5	4	4	4
4+	-	4	-	3	2	2	3	4	3	-	3	3	2	3	2	4	2	3

Так, у створі № 1 найвищі значення середніх частот ядерних порушень ( $4,25 \pm 0,48\%$ ) були характерні для окуня (рис. 2). Дещо нижчими вони виявились у плітки ( $3,99 \pm 0,56\%$ ) та краснопірки ( $3,58 \pm 0,32\%$ ). Ще нижчими були середні частоти ядерних порушень верховодки ( $2,45 \pm 0,41\%$ ) та ляща ( $2,18 \pm 0,23\%$ ). В еритроцитах карася ядерні порушення фіксувались на рівні  $1,61 \pm 0,26\%$ .

Середні частоти ядерних порушень еритроцитів риб, що були виловлені в створі №2 (рис. 3), виявились найвищими в плітки ( $6,92 \pm 0,89\%$ ). Порушення верховодки та окуня на даній ділянці річки були практично на одному рівні та дещо меншими порівняно з пліткою, відповідно  $5,52 \pm 0,45\%$  та  $5,63 \pm 0,62\%$ . Середня частота ядерних порушень ляща ( $4,83 \pm 0,37\%$ ) та краснопірки ( $3,98 \pm 0,46\%$ ) була на верхній межі фізіологічної норми для риб. Найнижчі рівні ядерних порушень були зафіксовані в карася ( $1,4 \pm 0,19\%$ ).



**Рис. 2. Частоти ядерних порушень еритроцитів риб у створі № 1 – р. Устя (с. Івачків, поблизу витоку)**

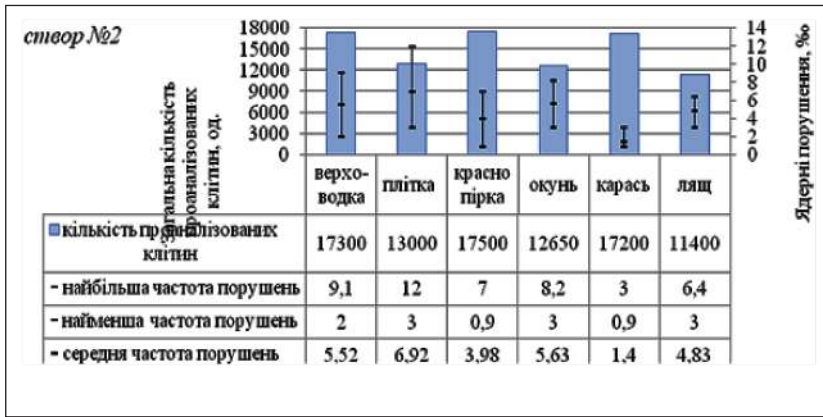


Рис. 3. Частоти ядерних порушень еритроцитів риб у створі № 2 – р. Устя (м. Рівне, 0,3 км нижче скиду з о/с РОВКП ВКГ «Рівнеоблводоканал»)

У створі № 3 (рис. 4) найбільш помітними виявились ядерні порушення еритроцитів периферійної крові плітки ( $5,96 \pm 0,29\%$ ).

Ядерні порушення верховодки фіксувались тут на рівні  $4,93 \pm 0,55\%$ . В окуня та краснопірки частоти ядерних порушень становили відповідно  $4,18 \pm 0,44\%$  та  $3,01 \pm 0,26\%$ . Найнижчою виявилась частота ядерних порушень в карася та ляща, відповідно  $1,45 \pm 0,18\%$  та  $1,57 \pm 0,22\%$ .

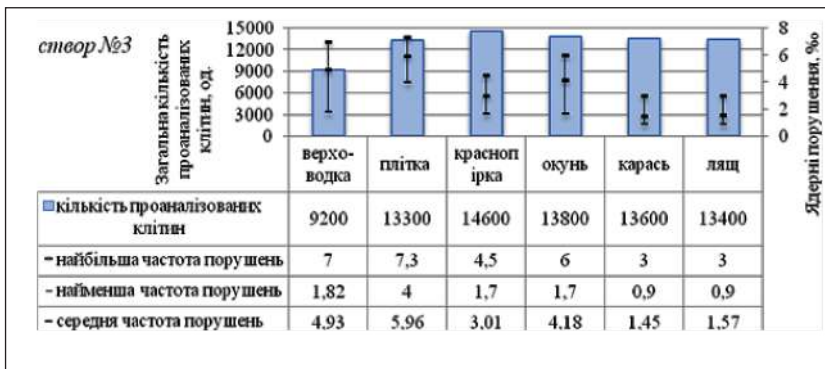


Рис. 4. Частоти ядерних порушень еритроцитів риб у створі № 3 – р. Устя (в межах смт Оржів Рівненського р-ну, 0,7 км вище гирла)

Порівняння отриманих уявлень про цитогенетичний гомеостаз риб р. Устя у створах з різним рівнем антропогенного навантаження дозволяє відзначити, що у створі № 2, який зазнає впливу стічних вод м. Рівне, частота ядерних порушень досліджуваних видів риб відчутно зростала, порівняно зі створом № 1 (близько витоку річки). Зокрема, для верховодки

середня частота ядерних порушень зросла на 55,6%, для плітки на 42,3%, для краснопірки на 10,1%, для окуня на 24,5%, для ляща на 54,9%. Виключення в цьому випадку становив карась, для якого відмічене зниження середньої частоти ядерних порушень у створі № 2, порівняно зі створом № 1 на 15,0%. Щоправда, обидва значення знаходились близько нижньої межі фізіологічної норми спонтанного мутагенезу риб, тому їх порівняння не викликає підвищеної уваги.

У створі № 3 фіксувалось зниження середньої частоти ядерних порушень риб, порівняно з їх рівнями у створі № 2. Зокрема, для верховодки зменшення порушень становило 12,0%, для плітки 16,1%, для краснопірки 32,2%, для окуня 34,7%, для ляща 207,6%. Виключення знову становив карась, для якого середня частота ядерних порушень у створі № 3 зросла, порівняно зі створом № 2 на 3,4% при збереженні ознак фізіологічної норми.

Не зважаючи на деяке зниження середніх частот ядерних порушень у створі № 3 (сміт Оржів, поблизу гирла) після створу № 2, що зазнає впливу стічних вод м. Рівне, їх повернення до фонових значень (створ № 1 – поблизу витоку річки) відбулось не для всіх видів риб. Так, верховодка та плітка, виловлені поблизу гирла річки (створ № 3) мали прояви порушення цитогенетичного гомеостазу, порівняно із цими видами, що виловлювали поблизу витоку річки (створ № 1), де практично відсутні джерела антропогенного навантаження. Зокрема, в гирлі річки збільшення середніх частот ядерних порушень становило для верховодки 50,3%, для плітки 33,1%.

Отже, перевищення рівня спонтанного мутагенезу у створі № 1 було незначним лише для окуня; у створі № 2 було достатньо помітним вже для чотирьох видів: верховодка, плітка, окунь, лящ; у створі № 3 для трьох видів риб: верховодка, плітка та окунь.

Вікові групи риб, що були виловлені в межах контрольних створів р. Устя також мали певні відмінності цитогенетичних характеристик (рис. 5).

Аналіз представлених діаграм дозволяє відзначити, що ядерні порушення еритроцитів старших вікових груп риб були вищі за рівні ядерних порушень однорічок. Для особин верховодки вікової категорії 2+ перевищення становили 11,4%; особин віком 3+ перевищення становили 9,2%; віком 4+ перевищення становили 9,1%. Для плітки ці перевищення становили відповідно 16,0%, 11,7% та 11,9%. Для краснопірки 5,9%, 10,6% та 5,1%; для карася 12,4%, 12,4% та 10,4%; для ляща 4,9%, 5,6% та 10,4% відповідно.

У цілому, результати проведеного MN-тесту еритроцитів периферійної крові риб р. Устя свідчили про зниження частоти ядерних порушень риб у гирлі на 18,9% для краснопірки, на 1,7% для окуня, на 11,0% для карася та на 38,9% для ляща порівняно із витоком річки.

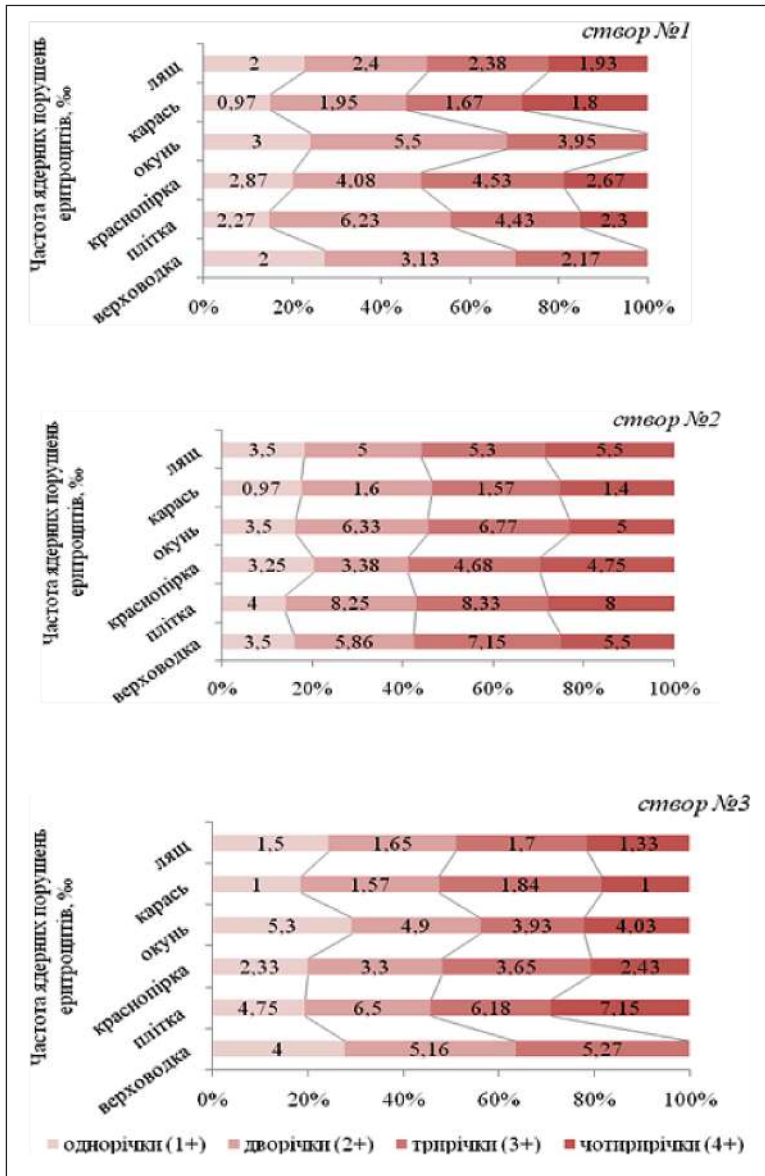


Рис. 5. Цитогенетичні характеристики різновікових груп риб у створах спостережень р. Устя

Можливо, в цьому проявлялась відмінність деяких гідрохімічних умов гідроекосистеми та відповідна чутливість різних видів риб до їх дії.

Таким чином, цитогенетичний аналіз риб р. Устя дозволяє констатувати нестабільні умови гідроекосистеми, що проявляються на рівні орга-

нізму. Припускаємо, що саме виявлене зростання природного мутагенного фону на ділянках, які зазнають антропогенного навантаження, і призводить до зниження видової та чисельної структури представників іхтіофауни річки [11, 13]. За результатами екологічної оцінки якості поверхневих вод, що була проведена за величинами 16 гідрохімічних показників (сольового, трофо-сапробіологічного та специфічного блоків) в межах першого створу (поблизу витоку), середнє значення блокових індексів становило 2,7 – ступінь чистоти за категорією «досить чиста». У третьому створі (поблизу гирла) середнє значення блокових індексів становило 4,4 – ступінь чистоти за категорією «слабко забруднена». Погіршення якості води до категорії «брудна» із середнім значенням блокових індексів 5,8 відмічалось лише в другому створі (в межах м. Рівне).

Встановлена поліноміальна апроксимація результатів наших досліджень (рис. 6) доводить вплив якості водного середовища на формування ядерних порушень еритроцитів периферійної крові, в першу чергу, для таких видів риб як плітка ( $R^2=0,94$ ), верховодка ( $R^2=0,73$ ), окунь ( $R^2=0,74$ ) та лящ ( $R^2=0,72$ ). Для краснопірки ця залежність мала достовірність апроксимації  $R^2=0,52$ . Для карася залежність взагалі не підтвердилась ( $R^2=0,18$ ).

Таким чином, наведені результати досліджень дозволяють стверджувати про існуючий вплив характеристик екологічного стану поверхневих вод на формування ядерних порушень еритроцитів периферійної крові представників іхтіофауни, за виключенням карася сріблястого.

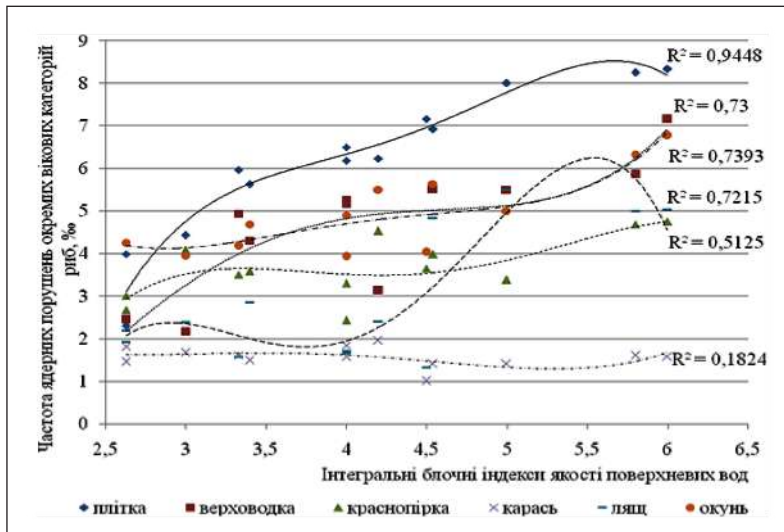


Рис. 6. Поліноміальні трендові залежності частоти ядерних порушень риб від інтегральних блокових індексів якості поверхневих вод р. Устя

Одновременно, для решети видів риб величини, що математично підтверджують цю залежність відрізняються. Очевидно, що в разі проведення діагностики стану гідроекосистеми за цитогенетичним гомеостазом риб, доцільно використовувати їх різні види. При цьому, чутливість таких видів має бути доведена для конкретних місцевих умов. Так, в умовах дослідної гідроекосистеми – р. Устя, можуть бути використані такі види риб як плітка, верховодка, краснопірка, окунь та лящ.

## **УРОВНИ ЯДЕРНЫХ НАРУШЕНИЙ ЭРИТРОЦИТОВ КРОВИ РЫБ АНТРОПОГЕННО ТРАНСФОРМИРОВАННОЙ РЕЧКИ УСТЬЯ**

*Бедункова А.А. – д.б.н., доцент,*

*Клименко А.Н. – д.с.-х.н., доцент,*

*Статник И.И. – к.с.-х.н.*

*Национальный университет водного хозяйства и природопользования,  
bedunkovaolga@gmail.com*

Ядерные нарушения в эритроцитах периферической крови рыб отражают благоприятность водной среды на момент вылова рыбы. В частности, в результате действия на организм рыб стрессовых факторов, в их периферической крови появляются эритроциты с микроядрами. В данной статье приведены результаты исследования ядерных нарушений эритроцитов периферической крови наиболее массовых видов рыб малой реки Устье, являющейся притоком первого порядка р. Горынь бассейна р. Припять. Контрольные обловы проводились на участках реки с разным уровнем антропогенной нагрузки. По результатам экологической оценки качества поверхностных вод, проведенной относительно 16 гидрохимических показателей (солевого, трофо-сапробиологического и специфического блоков) в рамках первого створа (вблизи истока), среднее значение блочных индексов составило 2,7 – степень чистоты по категории «достаточно чистая». В третьем створе (вблизи устья) среднее значение блочных индексов составило 4,4 – степень чистоты по категории «слабо загрязненная». Ухудшение качества воды в категории «грязная» со средним значением блочных индексов 5,8 отмечалось лишь во втором створе (в пределах г. Ровно).

Среди шести проанализированных видов рыб самая высокая частота встречи ядерных нарушений фиксировалась у плотвы (от  $3,99 \pm 0,56\%$  до  $6,92 \pm 0,89\%$ ), наименьшая у карася (от  $1,45 \pm 0,18\%$  до  $1,61 \pm 0,26\%$ ). На участке реки, который подвергается наибольшей антропогенной трансформации, средняя частота ядерных нарушений для верховодки возросла на 55,6%, плотвы 42,3%, красноперки 10,1%, окуня 24,5%, леща на 54,9%. Ядерные нарушения у старших возрастных групп рыб были выше уровня ядерных нарушений однолеток, что свидетельствует о наличии стрессовых факторов в водной среде. Влияние качества воды на формирование ядерных нарушений эритроцитов периферической крови описывалось полиномиальной зависимостью, которая оказалась существенной для таких видов рыб как плотва ( $R^2 = 0,94$ ), верховодка ( $R^2 = 0,73$ ), окунь ( $R^2 = 0,74$ ) и лещ ( $R^2 = 0,72$ ).

В результате исследований сделано заключение о существующем влиянии экологического состояния поверхностных вод на формирование ядерных наруше-

ний представителей ихтиофауны, исключая карася серебристого. Для диагностики состояния исследуемой гидроэкосистемы рекомендуется использовать такие виды рыб как плотва, верховодка, красноперка, окунь и лещ.

Ключевые слова: эритроциты, микроядра, рыбы, гидроэкосистема, водная среда, качество.

## **LEVELS OF NUCLEAR DISTURBANCES OF BLOOD ERYTHROCYTES OF FISHES ANTHROPOGENICALLY TRANSFORMED USTYA RIVER**

*Biedunkova O.O. – Dr. Biol. Sciences, Associate Professor*

*Klimenko O.N. – Doctor of Agricultural Sciences, Associate Professor*

*Statnik I.I. – Candidate of Agricultural Sciences, Associate Professor,*

*National University of Water Management and Environmental Management,*

*bedunkovaolga@gmail.com*

Nuclear abnormalities in the erythrocytes of the peripheral blood of fish reflect the favorable aquatic environment at the time of fishing. In particular, as a result of the action of stress factors on fish, red blood cells with micronuclei appear in their peripheral blood. In this article of the study the results of nuclear disorders of peripheral blood red blood cells of the most common fish species of the Ustye small river, which is a tributary of the first order p. Groyn river basin Pripyat. Control fishing was carried out on river sections with different levels of anthropogenic load. According to the results of an environmental assessment of surface water quality, conducted with respect to 16 hydrochemical indicators (salt, trophic-saprobological and specific blocks) within the first section (near the source), the average value of block indices was 2.7 – the degree of purity in the category of “fairly clean”. In the third section (near the mouth), the average value of the block indices was 4.4 – the degree of purity in the category of “slightly polluted”. Deterioration of water quality in the “dirty” category with an average value of block indices of 5.8 was observed only in the second section (within the city of Rivne).

Among the six species analyzed, the highest frequency of occurrence of nuclear violations was recorded in roach (from  $3.99 \pm 0.56$  to  $6.92 \pm 0.89\%$ ), the lowest in carp (from  $1.45 \pm 0.18$  to  $1.61 \pm 0.26\%$ ). In the section of the river, which succumbed to a significant anthropogenic transformation, the average frequency of nuclear disturbances for the bleak by 55.6%, roach by 42.3%, rudd 10.1%, perch 24.5%, bream by 54.9%. Nuclear disruption of older age groups of fish had higher levels of nuclear disruption than one-year olds, which indicates the presence of stress factors in the aquatic environment. The effect of water quality on the formation of nuclear disorders of peripheral blood erythrocytes is described by polynomial dependency, which turned out to be significant for such species of fish as roach ( $R^2 = 0.94$ ), bleak ( $R^2 = 0.73$ ), perch ( $R^2 = 0.74$ ) and bream ( $R^2 = 0.72$ ).

As a result of the research, a conclusion was drawn on the existing influence of the ecological state of surface waters on the formation of nuclear disturbances of the representatives of the ichthyofauna, excluding silver carp. To diagnose the state of the studied hydro ecosystem, it is recommended to use such types of fish as roach, high water, rudd, perch and bream.

Keywords: red blood cells, micronucleus, fish, hydroecosystem, aquatic environment, quality.

ЛІТЕРАТУРА

1. Влияние загрязнения водной среды ионами Pb<sup>2+</sup>, Cd<sup>2+</sup> и сырой нефтью на накопление генетически индуцированных повреждений в эритроцитах рыб / М.М. Габибов [и др.]. *Известия Самарского научного центра Российской академии наук*. 2011. Т. 13, № 1 (5). С. 1068–1070.
2. Гончарук В.В., Верголяс М.Р., Веялкина Н.Н. Оценка генотоксического влияния тяжелых металлов на клетки рыб. *Вісник Вінницького державного аграрного університету*. 2008. Вип. 34, Т. 1. С. 171–176.
3. Грубинко В.В., Смольский А.С., Арсан О.М. Гемоглобин рыб при действии аммиака и солей тяжелых металлов. *Гидробиологический журнал*. 1995. Т. 31, № 3. С. 82–88.
4. Степанова В.М. Влияние экологических факторов различной природы на клеточное звено иммунной системы рыб: диссертация ... кандидата биологических наук: 03.00.16. Борок, 2003. 126 с.
5. Лукьяненко В.И. Общая ихтиотоксикология. М.: Пищевая промышленность, 1983. 320 с.
6. Нагдалиев Ф.Ф., Котелевцев С.В. Изменения транспорта ионов и его гормональная регуляция в эритроцитах рыб при стрессе. *Вопросы ихтиологии*. 1966. Т. 36, № 1. С. 109–114.
7. Shmid W. The micronucleus test. *Mutat. Res.*, 1975. Vol. 31, no. 1, pp. 9–15.
8. Смагин А.И. Экология водоемов зоны техногенной радиационной аномалии на Южном Урале: автореф. дис. ... докт. биол. наук. Пермь, 2008. 52 с.
9. Смагин А.И., Лугаськова Н.В., Меньших Т.Б. Цитогенетическое исследование рыб и зводоема-хранилища отходов ПО «МАЯК». *Проблемы радиозологии и пограничных дисциплин*. Екатеринбург, 2005. Вып. 7. С. 97–118.
10. Rocchetta, I., Lomovasky, B.J., Yusseppone, M.S., Sabatini, S.E., Bieczynski, F., RiosdeMolina, M.C., Luquet, C.M. 2014. Growth, abundance, morphometric and metabolic parameters of three populations of *Diplodonchilensis* subject to different levels of natural and anthropogenic organic matter input in a glacial lake of North Patagonia limnologia. *Ecology and Management of Inland Waters*. 44, 72–80.
11. Моисеенко Т.И. Гематологические показатели рыб в оценке их токсикозов (на примере сига *Coregonus lavaretus*). *Вопросы ихтиологии*. 1998. № 3. С. 371–380.
12. Степанова В.М., Чуйко Г.М., Павлов Д.Ф. Морфологическая структура периферической крови мозамбикской тиляпии (*Oreochromis mossambicus*, Peters) при адаптации к хроническому действию токсических веществ. Тез. докл. VIII Всес.конф. по эколог. физиол. и биох. рыб. Петрозаводск, 1992. С. 114–115.
13. Ohe T., A. Paul, M. David Mutagenic characteristics of river waters flowing through large metropolitan areas in North America. *Mutation Research. Genetic*



- Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 2003. Vol. 534, Issues 1–2. P. 101–112.
14. Крысанов Е.Ю. Анеуплодия и хромосомный мозаицизм у рыб (на примере представителей семейств *Cyprinodontidae* и *Synbranchidae*) : автореф. ... канд. биолог.наук. Москва: Ин-т эволюционной морфологии и экологии животных им. А.М. Северцова. 1987. 20 с.
  15. Льюис С.М., Бэйн Б., Бэйтс И. Практическая и лабораторная гематология. М.: ГЭОТАР-Медиа. 2009. 672 с.
  16. Филенко О.Ф., Михеева И.В. Основы водной токсикологии. М.: Колос. 2007. 144 с.
  17. Рівненська область. Екологічний паспорт регіону за даними 2017 року. URL: [www.pdfactory.com](http://www.pdfactory.com)
  18. Романенко В.Д., Жукинский В.М., Окснюк О.П. Методика экологической оценки качества поверхностных вод по соответствующим категориям. К. : СИМВОЛ–Т, 1998. 28 с.
  19. Айвазян С.А., Енюков И.С., Мешалкин Л.Д. Прикладная статистика: Исследование зависимостей. Справ.издание. М.: Финансы и статистика, 1985. 487 с.

#### REFERENCES

1. Gabibov M.M. (2011). Vliyanie zagryazneniya vodnoj sredy ionami  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  i syroy neft'yu na nakoplenie geneticheski inducirovannyh povrezhdenij v eritrocitah ryb. *Izvestiya Samarskogo nauchnogo centra Rossijskoj akademii nauk*, vol. 13, no. 1 (5), pp. 1068–1070. [in Russian].
2. Goncharuk V.V., Vergolyas M.R., Veyalkina N.N. (2008). Ocenka genotoksicheskogo vliyaniya tyazhelyh metallov na kletki ryb. *Visnik Vinnic'kogo derzhavnogo agrarnogo universitetu*, Issues 34, vol. 1, pp. 171–176. [in Russian].
3. Grubinko V.V., Smol'skij A.S., Arsan O.M. (1995). Gemoglobin ryb pri dejstvii ammiaka i solej tyazhelyh metallov. *Gidrobiologicheskij zhurnal*, vol. 31, no. 3, pp. 82–88. [in Russian].
4. Stepanova V.M. (2003). Vliyanie ekologicheskikh faktorov razlichnoj prirody na kletochnoe zveno immunnoj sistemy ryb : dissertaciya ... kandidata biologicheskikh nauk : 03.00.16. Borok. [in Russian].
5. Luk'yanenko V.I. (1983). *Obshchaya ihtiotoksikologiya*. [General Ichthyotoxicology]. Moscow: Pishchevaya promyshlennost'. [in Russian].
6. Nagdaliev F.F., Kotelevcev S.V. (1966). Izmeneniya transporta ionov i ego gormonal'naya regulyaciya v eritrocitah ryb pri stresse. *Voprosy ihtologii*, vol. 36, no. 1, pp. 109–114. [in Russian].
7. Schmid W. (1975). The micronucleus test. *Mutat. Res.* Vol. 31, no. 1. pp. 9–15.
8. Smagin A.I. (2008). Ekologiya vodoemov zony tekhnogennoj radiacionnoj anomalii na Yuzhnom Urale : avtoref. dis. ... dokt. biol. Nauk. Perm'. [in Russian].

9. Smagin A.I., Lugas'kova N.V., Men'shikh T.B. (2005). Citogeneticheskoe issledovanie ryb iz vodoema-hranilishcha othodov PO «MAYAK». *Problemy radioekologii i pogranychnykh disciplin*. Ekaterinburg, Issues 7, pp. 97–118. [in Russian].
10. Rocchetta, I., Lomovasky, B.J., Yusseppone, M.S., Sabatini, S.E., Bieczynski, F., RíosdeMolina, M.C., Luquet, C.M. (2014). Growth, abundance, morphometric and metabolic parameters of three populations of *Diplodon chilensis* subject to different levels of natural and anthropogenic organic matter input in a glacial lake of North Patagonia. *Ecology and Management of Inland Waters*. 44. 72–80.
11. Moiseenko T.I. (1998). Gematologicheskie pokazateli ryb v ocenke ih toksikozov (na primere сига *Coregonus lavaretus*). *Voprosy ihtiologii*, no.3, pp. 371–380. [in Russian].
12. Stepanova V.M., Chujko G.M., Pavlov D.F. (1992). Morfologicheskaya struktura perifericheskoy krovi mozambikskoj tilyapii (*Oreochromis mossambicus*, Peters) pri adaptacii k hronicheskomu dejstviyu toksicheskikh veshchestv. Tez. dokl. VIII Vses.konf. po ekolog. fiziol. i bioh. ryb. Petrozavodsk, pp. 114–115. [in Russian].
13. Ohe T., Paul A., David M. (2003). Mutagenic characteristics of river waters flowing through large metropolitan areas in North America. *Mutation Research. Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, vol. 534, Issues 1–2, pp. 101–112.
14. Krysanov E.Yu. (1987). Aneuploidiya i hromosomnyj mozaicizm u ryb (na primere predstavitelej semejstv Cyprinodontidae i Synbranchidae) : avtoref. ... kand. biolog. nauk. Moscow : In-t evolyucionnoj morfologii i ekologii zhivotnyh im. A.M. Severcova. [in Russian].
15. L'yuis S.M., Bejn B., Bejts I. (2009). *Prakticheskaya i laboratornaya gematologiya*. [Practical and laboratory hematology]. Moscow: GEOTAR-Media. [in Russian].
16. Filenko O.F., Miheeva I.V. (2007). *Osnovy vodnoj toksikologii* [Fundamentals of aquatic toxicology]. Moscow: Kolos. [in Russian].
17. Rivnenska oblast. *Ekolohichniy pasport rehionu za danymy 2017 roku*. [Rivne region. Ecological passport of the region according to 2017 data]. Retrieved from: [www.pdfactory.com](http://www.pdfactory.com) [in Ukrainian].
18. Romanenko V.D., Zhukinskij V.M., Oksiyuk O.P. (1998). *Metodika ekologicheskoy ocenki kachestva poverhnostnyh vod po sootvetstvuyushchim kategoriyam*. [Methodology of Environmental Assessment of Surface Water Quality by Relevant Categories]. Kyiv : SIMVOL–T. [in Russian].
19. Ajvazyan S.A., Енюков И.С., Мешалкин Л.Д. (1985). *Prikladnaya statistika: Issledovanie zavisimostej*. [Applied statistics. Dependency research]. Sprav. izdanie. Moscow: Finansy i statistika. [in Russian].

УДК 502.51:504(477.72)

DOI <https://doi.org/10.32851/wba.2019.2.2>

## ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН АКВАТОРІЇ РІКИ ДНІПРО У ЗОНІ ВПЛИВУ УРБОСИСТЕМ (НА ПРИКЛАДІ МІСТА ХЕРСОН)

*Пічура В.І. – д. с.-г. н.,*

*Потравка Л.О. – д.е.н.,*

*Скок С.В. – к. с.-г. н.*

*ДВНЗ «Херсонський державний аграрний університет»*

*pichuravitalii@gmail.com, potravkalarisa@gmail.com, skok\_sv@ukr.net*

Визначення екологічного стану акваторії ріки Дніпро в умовах інтенсивного розвитку урбанізації є актуальним питанням розробки та впровадження природоохоронних заходів та забезпечення сталого водокористування. На прикладі м. Херсон встановлені закономірності впливу функціонування урбосистеми на деструкцію гідроекосистеми приміської акваторії р. Дніпро, що визначається системним впливом каналізаційних та поверхневих стічних вод із території міста. Встановлено, що розподіл вливу поверхневих стоків міста Херсон на акваторію р. Дніпро для рибогосподарського призначення за значеннями модифікованого індексу забруднення води (МІЗВ) відповідає класам: 100-метровій зоні «дуже брудна» – «надзвичайно брудна»; 300-метровій зоні «брудна» – «дуже брудна». Основним поллютантом, що спричиняє погіршення якості дніпровської води, є значне перевищення вмісту нафтопродуктів, які потім потрапляють у приміську акваторію Дніпра із неочищеними стічними водами. Визначено негативний вплив каналізаційних скидів на погіршення стану гідроекосистем Нижнього Дніпра, що підсилюється погіршенням технічних умов очисних споруд, зокрема, невчасна очистка біологічних ставків приводить до скиду значної кількості забрудненого мулу, що викликає потрапляння в річку близько 400 тонн поверхнево-активних речовин, окисів азоту, сірки, фосфору, нафтопродуктів тощо. Встановлено, що в місці скиду річкової акваторії гідрохімічні властивості каналізаційних вод за окремими показниками перевищують значення ГДК для потреб рибогосподарського призначення в 4 рази. Це обумовлює незадовільний екологічний стан гідроекосистем Нижнього Дніпра в зоні дії урбосистеми і за її межами в напрямку течії. Запропоновані практичні водоохоронні рекомендації щодо удосконалення механізму ліквідації можливих аварійних ситуацій на очисних спорудах.

Ключові слова: урбосистема, акваторія, поверхневі води, екологічний стан, якість води, поверхневі стоки, каналізаційні скиди, поллютанти, ріка Дніпро.

---

**Постановка проблеми.** Антропогенна трансформація екосистем як результат урбанізації, є однією із найбільш актуальних проблем, пов'язаних з інтенсифікацією впливу на природні екосистеми басейну річки Дніпро. Найбільш уразливими являються зони активної господарської діяльності людини, що трансформувала їх у техногенні зони. Урбанізація є складною

комплексною системою, яка викликає порушення природного гідрологічного режиму, зміни морфометричних характеристик русла, погіршення якості води безпосередньо в зоні впливу урбанізованих територій та за її межами в напрямку течії. Тому, нагальна проблема забруднення р. Дніпро в нижніх його ділянках течії, де накопичуються майже всі природні і техногенні компоненти поверхневого і підземного стоку є актуальною. Додаткову проблему для місцевих гідроекосистем спричиняють штучні водосховища середньої та нижньої частини Дніпра, які є інтенсивним джерелом вторинно-детритного продукування органіки. Довготривалий негативний вплив каналізаційно-поверхневих вод урбосистем призводить до зниження самовідновлювальної, очисної здатності поверхневих вод та зменшення видового різноманіття гідробіонтів гідроекосистем [1]. Тому виникає необхідність організованого управління якістю водних ресурсів басейну ріки Дніпро на основі комплексних екологічних оцінок хімічного і гідробіологічного стану акваторій та досягнення природно-техногенної безпеки поверхневих вод.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Вивчення екологічного стану гідроекосистем, змін їх природних властивостей, які знаходяться під дією природних та антропогенних чинників, розробок природоохоронних заходів, теоретичних та прикладних аспектів басейнового природокористування відображені у наукових працях вітчизняних і зарубіжних вчених, зокрема: Васенка О.Г. [2], Клименка М.О., Пилипенка Ю.В. [3], Пічури В.І. [4], Хільчевського В.К. [5], Яцик А.В. [1, 6], Юрасов С.М. [7], Auerbach D.A. [8], De Stefano [9], Gilvear D.J. [10], Романенко В.Д. [11], Felfoldy L [12]. Акцентовано, що важливим і першочерговим значенням є необхідність комплексного оцінювання якості вод, як індикатору антропогенного навантаження на гідроекосистеми. Зокрема, головними аспектами в оцінці екологічного стану якості поверхневих вод є положення концепції сталого розвитку для формування стратегії водокористування та розробки водоохоронних заходів, застосування басейнового підходу для планування і комплексного управління водними ресурсами, екосистемного підходу для визначення причинно-наслідкових зв'язків із біотичних та абіотичних параметрів [13].

Рівень забруднення поверхневих вод оцінюють за частотою виявлених перевищень гранично допустимих концентрацій (ГДК); кратністю перевищення ГДК за окремими компонентами хімічного складу забруднень; повторністю (%) виявлених у воді забруднюючих речовин або показників забруднення за певний проміжок часу (доба, декада, місяць, сезон, рік). Для виявлення тенденцій зміни якості поверхневих вод здійснюють порівнянням максимальних, мінімальних і середніх оцінок за певними гідрологічними сезонами; формами кривих частот концентрації; формами

інтегральних кривих розподілу концентрацій; екологічної класифікації якості поверхневих вод. Найпоширенішим методом оцінки якості води є відношення фактичного вмісту забруднюючої речовини до відповідних нормативних значень цих хімічних показників – ГДК. Зокрема, серед нормативних критеріїв для різних типів водокористування найбільш жорстким є вимоги до якості поверхневих вод для потреб рибогосподарського призначення [14]. Для детальних екологічних досліджень акваторій здійснюють комплексну оцінку стану водних екосистем за гідрофізичними, гідрохімічними, гідробіологічними властивостями. Застосування комплексних оцінок стану водних об'єктів є трудомістким заходом, але забезпечують високу достовірність визначення рівня забруднення акваторій водойм та водотоків. Архипова Л.М. [14] запропонувала оцінювати вплив на водні екосистеми за фоновими показниками природних водних об'єктів на основі визначення гідроекологічного індексу, шляхом порівняння якості води різних ділянок водного об'єкту, вище і нижче скиду стічних вод. Рибалова О.В. [15] акцентувала, що встановлення впливу антропогенних чинників на інтенсивність проявів деградаційних процесів у водних екосистемах повинно визначатися за показниками розораності і урбанізованості водозабору та об'ємів скиду каналізаційно-стічних вод.

Країни Європейського Союзу з метою захисту водної флори та фауни розробили Екологічну класифікацію природних вод (ECE Classification of Ecological Freshwater Quality, CES/668). У Швеції та Німеччині для оцінки якості природних вод використовують методи біотестування стічних вод для визначення гострої та хронічної токсичності ґрунту і донних відкладів. Методи біотестування являються альтернативним підходами до визначення якості води, які базуються на реакції тест-об'єктів до наявності канцерогенних речовин у воді [16].

**Постановка завдання.** Визначити екологічний стан акваторії ріки Дніпро для потреб рибогосподарського призначення у зоні впливу урбосистеми міста Херсон за гідрохімічними показниками стану поверхневих вод.

**Методи дослідження.** Комплексна оцінка якості вод приміської акваторії у напрямку течії р. Дніпро в місці скиду, 100- та 300-метровій зоні здійснено за модифікованим індексом забруднення води. Послідовність виконання оцінки якості води здійснювалося у два етапи: на першому етапі здійснювався розрахунок значення показника, а на другому – за розрахованим значенням індексу і за шкалою якості здійснювалася характеристика якості води. Оцінка представляється в балах.

Модифікований індекс забруднення води (МІЗВ) розраховується за формулою [7]:

$$МІЗВ = \frac{1}{6} \sum_{i=1}^6 \frac{C_i}{ГДК_i} \quad (1)$$

де  $ГДК_i$  – гранично допустима концентрація хімічного компоненту;  
 $C_i$  – фактична концентрація хімічного компоненту;  
 $6$  – кількість інгредієнтів.

Отже, кількість показників, які беруться для розрахунку МІЗВ, повинна бути шість, і включати: біохімічне споживання кисню ( $БСК_5$ ) та розчинений кисень ( $O_2$ ) є обов'язковими, а інші чотири показника беруться за найбільшими відношеннями до ГДК з переліку:  $SO_4^{2-}$ ,  $Cl^-$ ,  $XCK$ ,  $NH_4^+$ ,  $NO_2^-$ ,  $NO_3^-$ ,  $PO_4^{3-}$ ,  $Fe_{заг}$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$ ,  $Cr^{6+}$ ,  $Ni^{2+}$ ,  $Al^{3+}$ ,  $Pb^{2+}$ ,  $Hg^{2+}$ ,  $As^{3+}$ , нафтопродукти ( $НП$ ), синтетичні поверхнево-активні речовини ( $СПАР$ ).

На відміну від інших показників, для розчиненого кисню при розрахунках МІЗВ береться співвідношення норматив ( $ГДК_i$ )/реальна концентрація ( $C_i$ ). Критерії оцінки якості вод за МІЗВ наведені в таблиці 1.

Таблиця 1. Критерії оцінки якості вод за модифікованим індексом забруднення води (МІЗВ)

Клас якості води	Характеристика класу	Значення індексу забруднення води
I	Дуже чиста	$\leq 0,3$
II	Чиста	0,31–1,0
III	Помірно забруднена	1,01–2,5
IV	Забруднена	2,51–4,0
V	Брудна	4,01–6,0
VI	Дуже брудна	6,01–10,0
VII	Надзвичайно брудна	$> 10,0$

До I класу належать води, на які найменше впливає антропогенне навантаження. Значення їх гідрохімічних і гідробіологічних показників близькі до природних значень для даного регіону. Для вод II класу характерні певні зміни порівняно з природними, однак ці зміни не порушують екологічної рівноваги. До III класу належать води, які перебувають під значним антропогенним впливом, рівень якого близький до межі стійкості екосистем.

Води IV–VII класів – це води з порушеними екологічними параметрами, і їхній екологічний стан оцінюється як екологічний регрес.

Деталізація процесів взаємодії «урбоекосистема-ріка» дозволяє визначити їх етапи за схемою (рис. 1), де відображено основні «контактні точки» взаємодії стічних компонентів міського «метаболістичного комплексу» та гідроекосистеми приміської зони Дніпра.

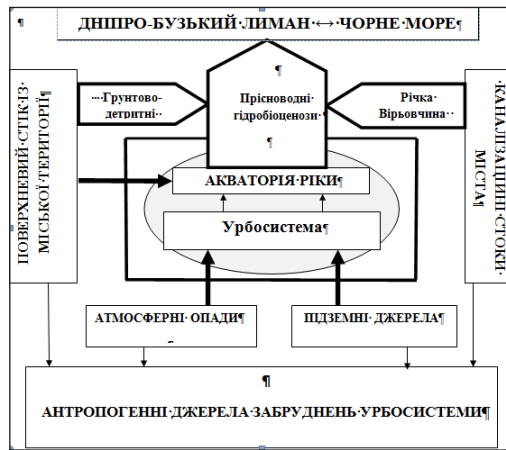


Рис. 1. Основні етапи взаємодії урбосистеми та гідроекосистем Нижнього Дніпра в зоні Херсонської агломерації

Дослідження екологічних аспектів стійкості річкових гідроекосистем в приміській акваторії були виконані впродовж 2010-2017 рр. У цей період за умов формування нових форм аграрних, технологічних і соціально-економічних відносин, що відобразилося на екологічній ситуації кожної локальної ділянки урбосистеми м. Херсон та на перетвореннях у місцевих біоценозах з посиленням режимів техногенного навантаження на території міської агломерації.

Отримані результати досліджень щодо функціонування урбосистеми, стосовно формування, транспортування, накопичення, очищення та видалення зливових і каналізаційних вод мають прикладну цінність, формують базис екологічної оцінки з метою подальшого прогнозу їх впливу на гідроекосистему нижнього Дніпра.

**Результати дослідження та їх обговорення.** Деструкція ґрунтів в результаті будівництва різних типів міських споруд призводить до перерозподілу більшої частки внутрішньогрунтових та підземних вод у поверхневу складову. Тому, додатковими джерелами забруднення Пониззя Дніпра є неочищені води каналізаційно-поверхневих стоків міста Херсон із домішками аерозолі, продуктами руйнування дорожніх покриттів, палива і паливно-мастильних матеріалів, продуктів ерозії, і несанкціонованих звалищ сміття, сховищ промислових твердих відходів, домішок в складі атмосферних опадів, неочищених скидів міських елеваторів та приватних будинків, розміщених в прибережній території р. Дніпро. Також, до джерел забруднення слід віднести побутові та промислові стоки із різним ступенем біологічної очистки, які надходять через каналізаційну мережу до міських очисних споруд і скидаються в правий рукав (р. Кошову) р. Дніпро.

Оцінка якості води і визначення впливу забруднення урбосистеми міста Херсон на гідроекосистему Пониззя Дніпра необхідні для виявлення масштабів забруднення, встановлення сумарного урбанізованого впливу на зміни екологічного стану водного середовища, визначення можливостей зниження його навантаження з метою розробки системи водоохоронних і відновлюваних заходів та прийняття відповідних управлінських рішень.

Водний баланс території міста Херсон визначається за сумарним обсягом поверхневого стоку, фільтраційних втрат та випаровування. Зокрема, обсяг поверхневого стоку розрахований на основі надходження природної сумарної вологи в період 1961–2017 рр. на площу території урбосистеми, який склав  $179,8 \pm 44,7$  млн м<sup>3</sup>, із рівнем варіації – 11,9%. За останні 20 років середньорічне значення поверхневого стоку зменшилося в 2,7 рази (від 328,34 до 121,20 млн м<sup>3</sup> на рік), з них близько 63,5 $\pm$ 5,6% випаровувалося. Сезонна інтенсивність проявів опадів спричиняє прискорення ерозійно-небезпечних процесів на території урбосистем, що є наслідком систематичного дифузного забруднення приміської акваторії річки Дніпро. Встановлено, що перерозподіл поверхневих стоків безпосередньо залежить від рельєву місцевості урбосистеми (рис. 2а), яка має схилу форму рельєфу з перевагою у північній, західній та південній частині міста Херсон, формуючи при цьому поверхневий стік із вмістом небезпечних поліюгантів у напрямку річок Вирьовчиної, Кошової та р. Дніпро.

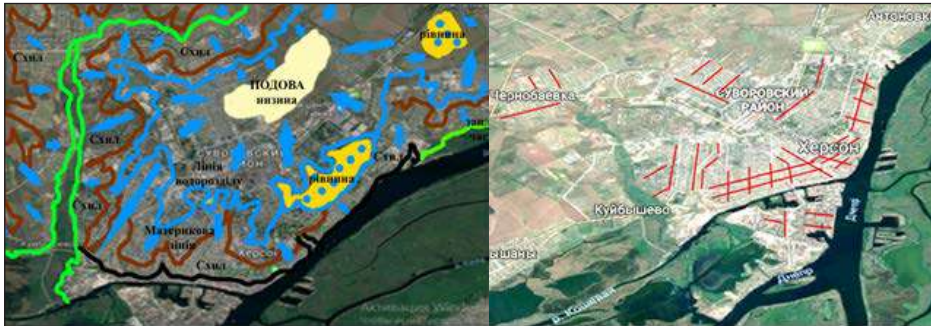
Доведено, що наслідком урбанізованої ліквідації природної мережі водостоків стало порушення гідрологічного режиму місцевості і перебування системи розвантаження підземного стоку, який відбувався переважно на схилах балок. Виявлено значне збільшення поверхневого стоку у зоні Херсонського поду, який поглинає більшість вологи з внутрішньої частини міста. Штучне регулювання перерозподілу поверхневого стоку у найбільш небезпечних ділянках урбосистеми здійснюється за рахунок зливової мережі (рис. 2б) загальною довжиною 71,4 км.

Встановлено, що за останні 20 років технічна підтримка зливової мережі була відсутня, оскільки не входила до загально-міської каналізації, не мала юридичної належності (окрім декількох відомчих ділянок на території підприємств), а відповідно не включала системи флотаційної очистки від забруднюючих речовин. На території м. Херсон переважає штучне покриття, що обумовлює високу швидкість поверхневого стоку із коефіцієнтом змиву 0,8 [17].

Із всієї мережі на сьогодні функціонують лише декілька магістралей у кварталах міста вздовж дніпровського схилу, що складає 30% мережі, інші 70% знаходяться в стані ґрунтово-мулового забруднення, поверхневі стоки з території міста не піддаються очищенню та фільтрації. Відсутність їх поєднання з водотоками каналізаційної мережі (близько 85%) призво-



дить до прямого потрапляння поверхневих вод до річки Дніпро. Окрім цього, близько 60% каналізаційної системи міста Херсон характеризується незадовільним технічним станом, що призводить до її систематичного прориву, витоків каналізаційних стоків в ґрунтових водах. Обсяги каналізаційного водовідведення міста складають 45–50 тис. м<sup>3</sup>, які проходженням через біологічні ставки слів вважати умовно очищеними, в подальшому скидаються в правий рукав Дніпра.



- а) Умовні позначення:
- місцевий водорозділ;
  - межі заплавної частини;
  - межі рівнинного плато;
  - схилів форми рельєфу
- б) Умовні позначення:
- мережа зливової каналізації

**Рис. 2.** Водороздільна орієнтація рельєфу (а) та схема зливової каналізації (б) на території міста Херсон станом на 2017 р.

Визначено, що гідрохімічні властивості неочищених та умовно очищених каналізаційно-поверхневих скидів в акваторію р. Дніпро за окремими показниками у 2017-2018 рр. перевищували значення ГДК для потреб рибогосподарського призначення, зокрема, за показниками каналізаційно-поверхневих стоків – у 1,2–4,2 рази. Встановлено вплив поверхневих стоків урбосистеми міста Херсон на гідроекосистему р. Дніпро шляхом визначення якості води на 100- і 300-метровій ділянці акваторії річки за течією для придатності річкової води до рибогосподарського призначення: у 100-метровій – «дуже брудна» та «надзвичайно брудна»; у 300-метровій зоні «брудна» – «дуже брудна». Таким чином, у зоні проведених досліджень визначаємо екологічний стан гідроекосистем Нижнього Дніпра як незадовільний.

З метою окреслення масштабів антропогенного навантаження скидами каналізаційно-поверхневих стоків проведено оцінку якості води нижче 500 м скиду каналізаційних вод, що виявляє коливання рівня

мінералізації, сульфатів, хлоридів, амонійного азоту, фосфатів від 2 до 6 разів, що підтверджує наявність антропогенних факторів забруднення поверхневих вод Дніпра та доводить низьку якість води ріки Дніпро відповідно нормативам рибогосподарського призначення (табл. 2).

**Таблиця 2. Середньорічні концентрації речовин в контрольних створах на різних ділянках Дніпра за 2017 р. (в одиницях кратності відповідних ГДК)**

Місце відбору проб та рік	Завислі речовини, мг/дм <sup>3</sup>	БСК <sub>5</sub> мг/дм <sup>3</sup>	Мінералізація мг/дм <sup>3</sup>	Сульфати мг/дм <sup>3</sup>	Хлориди мг/дм <sup>3</sup>	Азот амонійний мг/дм <sup>3</sup>	Азот нітратний мг/дм <sup>3</sup>	ХСК мг/дм <sup>3</sup>	Нітриги мг/дм <sup>3</sup>	Фосфати мг/дм <sup>3</sup>
Річка Вирьовчина, 500 м вище місця скиду в Кошовій	1,*	1,*	1,5	0,51	1,25	0,96	1,84	2,7	1,67	3,81
Річка Вирьовчина, 500 м нижче місця скиду в Кошовій	1,*	1,*	1,5	0,57	1,24	0,86	-	2,8	0,95	4,26
Створ села Олександрівка (Дніпровський лиман)	0,7	2,7	7,2	5,34	12,3	2,72	0,02	1,0	-	1,06
Створ села Станіслав (Дніпро-Бузький лиман)	0,6	5,5	6,8	4,87	11,4	3,94	-	1,40	-	1,46

Примітка: – дослідження не проводились, -\* величина ГДК відсутня  
Джерело: складено у відповідності [18].

Особливу небезпеку несуть сполуки фосфору, концентрація яких у зоні досліджень характеризується стійкою тенденцією до збільшення по причині низької ефективності системи очистки від фосфатів на очисних спорудах водно-каналізаційного господарства.

Поверхнево-активні речовини, які надходять зі стічними каналізаційними водами покривають поверхню р. Дніпро шаром поверхневої плівки, зменшуючи при цьому процес випаровування за рахунок підвищеної температури на поверхні води.

Вплив концентрації поллютантів на водних мешканців описується рівнянням Габера, згідно якого малі концентрації забруднюючих речовин за тривалий час однаково впливають на живі організми таким же чином як і великі концентрації за короткий час [19]:

$$T=C*t$$

$T$  – токсичність, хв мг/дм<sup>3</sup>;

$C$  – концентрація забруднючої речовини, мг/дм<sup>3</sup>;

$T$  – час дії токсину на організм, хв.

Слід відмітити, що токсичність водного середовища зумовлюється також метаболізмом самих гідробіонтів (природна токсичність). Так, під час масового розвитку синьо-зелених водоростей у водне середовище надходить значна кількість токсичних метаболітів, що може призводити до загибелі зоопланктону та риб, зниження їх плодючості, що є показником хронічного їх отруєння.

Однією з специфічних особливостей водних екосистем є передача токсикантів харчовими ланцюгами. Синергізм поллютантів і специфічність внутрішніх процесів у водній екосистемі річки Дніпро зумовлюють певні закономірності міграції і трансформації речовин, які складно враховувати під час оцінки стану водного середовища та його токсичності для мешканців гідросфери. У 2015-2017 рр. зміни якості води характеризувалися динамікою (табл. 3): за модифікованим індексом забруднення вода змінювалися від «помірно забрудненої» (III клас) до «забрудненої» (IV клас), за комплексним індексом забруднення вода оцінена як «забруднена» (II клас) та «брудна» (III клас).

**Таблиця 3. Зведені результати оцінки якості води Нижнього Дніпра**

Пост	Якісна оцінка ступеня забруднення								
	ІЗВ			МІЗВ			КІЗ		
	Значення	Клас якості води	Ступінь чистоти	Значення	Клас якості води	Ступінь чистоти	Значення	Клас якості води	Характеристика забруднення води
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
2015 рік									
1	0,35	II	чиста	1,58	III	помірно забруднена	43	III	брудна
2	0,31	II	чиста	1,44	III	помірно забруднена	40	III	брудна
3	0,32	II	чиста	1,43	III	помірно забруднена	40	III	брудна

Продовження таблиці 3

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
2016 рік									
1	0,26	I	дуже чиста	1,19	III	помірно забруднена	36	II	забруднена
2	0,23	I	дуже чиста	1,25	III	помірно забруднена	32	II	забруднена
3	0,30	I	дуже чиста	1,21	III	помірно забруднена	51	III	брудна
2017 рік									
1	1,29	III	помірно забруднена	3,39	IV	забруднена	43	III	брудна
2	1,27	III	помірно забруднена	3,33	IV	забруднена	46	III	брудна
3	1,28	III	помірно забруднена	3,48	IV	забруднена	46	III	брудна

Погіршення екологічного стану гідроекосистем Нижнього Дніпра в зоні дії урбосистеми пояснюється відсутністю очисних систем поверхневих вод та їх незадовільного технічного стану. Просторово-сезонний розподіл опадів та водокористування визначають швидкість та обсяг винесення поліюантів урбосистеми каналізаційно-поверхневими стоками. При цьому, завдяки просторовому перерозподілу стічних вод у дельтово-плавневій гідромережі в напрямку течії річки спостерігалось часткове самоочищення вод у озерно-плавневих екосистемах р. Дніпро, що підтверджено незначним покращенням якості води в нижній течії річки Дніпро.

Проте, відповідно числових значень МІЗВ воду оцінено як незадовільну, відповідно класам: «помірно забруднена» (III клас) – «забруднена» (IV клас)». Згідно проведених досліджень встановлено, що поверхневі стоки у період сильних опадів посилюють вплив на екологічний стан водних екосистем Дніпра. Їх загроза, як дифузних джерел забруднення, полягала в епізодичності та ускладненні прогнозу їх виникнення.

Непередбачувана кількість опадів приводить до дегазації води, циклічного коливання поверхневого стоку, збільшення токсичності хімічних речовин, прискорює біохімічні процеси водоїм. Зміна теплового та кисневого режимів водної екосистеми р. Дніпро впливає на гідробіонти, порушуючи межі їх витривалості та трофічні зв'язки.

З огляду на вищевикладене слід зауважити, що основними джерелами забруднення р. Дніпро в межах урбосистеми м. Херсон є водно-

каналізаційне господарство та промислові підприємства. Нагального вирішення потребує модернізація очисних споруд на основі розбудови сучасної системи багаторівневої очистки каналізаційних стічних вод. Крім того, актуалізується впровадження системи зменшення водоемності виробництва за рахунок впровадження зворотної системи водопостачання, що дозволяє скоротити витрати води у 13 разів. Досить вагомим природоохоронним заходом є очистка мереж зливової каналізації та будівництво очисних споруд для зливових вод, які повинні бути оснащені піско- та нафтовловлювачами.

Результатами проведених досліджень доведено, що в екологічно-економічних умовах півдня України природно-гідрологічні процеси самоочищення та саморегуляції аквасистем Нижнього Дніпра зберігають свою спроможність завдяки первинній структурно-функціональній організації їх елементів. Але за умови збільшення антропогенного навантаження підвищуються ризики втрати здатності до самостабілізації та самоочищення гідроекосистем природних річково-плавнево-озерні біотичних комплексів Дніпра. Запропоновані природоохоронні заходи, направлені на охорону акваторії, сприятимуть збереженню наявної гідрологічної структури гирлової частини Дніпра та забезпечать підвищити показники якості води до рибогосподарських норм.

Висновки. В процесі досліджень визначено проблеми антропогенної трансформації водних екосистем, які пов'язані з посиленням урбанізаційних процесів. Здійснення комплексних оцінок якісного стану водних об'єктів забезпечує встановлення об'єктивного рівня забруднення поверхневих вод в просторово-часовому розрізі. Визначено, що найбільш небезпечними, в межах урбосистеми м. Херсон, є зливові та каналізаційні стічні води. Встановлено, що близько 70% зливової та каналізаційної мережі мають незадовільний технічний стан, що призводить до їх систематичного прориву, витоку та перерозподілу забруднених стоків в ґрунтових водах. Погіршення екологічного стану гідроекосистем Нижнього Дніпра в зоні дії урбосистеми ускладнюється відсутністю очисних систем зливових вод, просторово-сезонним нерівномірним розподілом опадів, що визначають швидкість та обсяг потрапляння поліутантів у дельтово-плавневу гідромережу в напрямку течії річки. Для зменшення антропогенного навантаження на водні екосистеми р. Дніпро запропоновано заходи щодо модернізації очисних споруд шляхом розбудови оновленої системи багаторівневої очистки каналізаційних стічних вод, будівництва очисних споруд для зливових вод.

*Публікація містить результати досліджень, проведених за грантом Президента України за конкурсним проектом Ф 84.*

## ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ АКВАТОРИИ РЕКИ ДНЕПР В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ УРБОСИСТЕМ (НА ПРИМЕРЕ ГОРОДА ХЕРСОН)

*Пичура В.И. – д. с.-х. н.,*

*Потравка Л.А. – д.э.н.,*

*Скок С.В. – к. с.-х. н.*

*Херсонский государственный аграрный университет, pichuravitalii@gmail.com,  
potravkalarisa@gmail.com, skok\_sv@ukr.net*

Определение экологического состояния акватории реки Днепр в условиях интенсивного развития урбанизации является актуальным вопросом разработки и внедрения природоохранных мероприятий и обеспечения устойчивого водопользования. На примере г. Херсон установлены закономерности влияния функционирования урбосистемы на деструкцию гидроэкосистемы пригородной акватории р. Днепр, определяется системным воздействием канализационных и сточных вод с территории города. Установлено, что распределение вливания поверхностных стоков города Херсон на акваторию р. Днепр для рыбохозяйственного назначения по значениям модифицированного индекса загрязнения воды (МИЗВ) соответствует классам: 100-метровой зоне «очень грязная» – «чрезвычайно грязная»; 300-метровой зоне «грязная» – «очень грязная». Основным поллютантом, что приводит к ухудшению качества днепровской воды, является значительное превышение содержания нефтепродуктов, которые попадают в пригородную акваторию Днепра с неочищенными сточными водами. Определено негативное влияние канализационных сбросов на ухудшение состояния гидроэкосистем Нижнего Днепра, которое усиливается ухудшением технических условий очистных сооружений, в частности, несвоевременная очистка биологических прудов приводит к сбросу большого количества загрязненного ила, вызывает попадание в реку около 400 тонн поверхностно-активных веществ, оксидов азота, серы, фосфора, нефтепродуктов. Установлено, что в месте сброса речной акватории гидрохимические свойства канализационных вод по отдельным показателям превышают значения ПДК для нужд рыбохозяйственного назначения в 4 раза. Это обуславливает неудовлетворительное экологическое состояние гидроэкосистем Нижнего Днепра в зоне действия урбосистемы и за ее пределами в направлении течения. Предложены практические водоохранные рекомендации по совершенствованию механизма ликвидации возможных аварийных ситуаций на очистных сооружениях.

Ключевые слова: урбосистема, акватория, поверхностные воды, экологическое состояние, качество воды, поверхностные стоки, канализационные сбросы, поллютанты, река Днепр.

## **ECOLOGICAL CONDITION OF THE DNIEPER-RIVER WATER AREA IN THE ZONE OF THE IMPACT OF URBOSYSTEMS (EXEMPLIFIED BY KHERSON)**

*Pichura V.I. – Doctor of Agricultural Sciences, Associate Professor*

*Potravka L.O. – Doctor of Economic Sciences, Associate Professor*

*Skok S.V. – Candidate of Agricultural Sciences*

*Kherson State Agrarian University, pichuravitalii@gmail.com,*

*potravkalarisa@gmail.com, skok\_sv@ukr.net*

Determining ecological condition of the Dnieper-river water area under conditions of intensive urbanization is a topical issue of developing and implementing nature conservation measures and ensuring sustainable water use. The example of Kherson allows determining the regularities of the impact of the urbosystem activity on the destruction of the hydro-ecosystem of the suburban Dnieper-river water area characterized by a systematic impact of sewage and surface runoff from the town territory. The research establishes that the distribution of the impact of the surface runoff of Kherson on the Dnieper-river water area for the purpose of fishery corresponds to the following grades by the values of the modified index of water pollution (MIWP): “very dirty” – “extremely dirty” in 100-meter zone; “dirty”– “very dirty” in 300-meter zone. The main pollutant causing the deterioration of the Dnieper water quality is a substantial excess of the content of oil products flowing into the suburban Dnieper water area with untreated wastewater. The study determines a negative impact of sewage on the deterioration of the hydro-ecosystem condition of the Lower Dnieper, intensified by worsening technical conditions of treatment plants, in particular, untimely treatment of biological ponds causes a discharge of a considerable amount of dirty silt leading to the dumping of about 400 tons of surface active agents, nitrogen oxides, sulfur, phosphorus, oil products etc. into the river. The research determines that hydro-chemical features of sewage in the dumping place of the water area exceed the values of the maximum allowable concentration for the needs of fishery four times by some indexes. It causes unsatisfactory ecological condition of the hydro-ecosystem of the Lower Dnieper in the zone of the impact of the urbosystem and beyond its boundaries in the direction of the stream. The study presents practical water conservation recommendations to improve the mechanisms for eliminating possible emergencies at treatment plants.

Keywords: urbosystem, water area, surface water, ecological condition, water quality, surface runoff, sewage, pollutants, the Dnieper-river.

### **ЛІТЕРАТУРА**

1. Яцик А.В., Грищенко Ю.М., Волкова Л.А., Пашенюк І.А. Водні ресурси: використання, охорона, відтворення, управління: Підручник для студентів вищих навч. закладів. Київ: Генеза, 2007. 360 с.
2. Васенко О.Г., Рибалова О.В., Артем'єв С.Р., Горбань Н.С., Коробкова Г.В., Полозенцева В.О., Юрченко А.І., Бреславець А.І., Козловська О.В., Мацак А.О., Савічев А.А. Інтегральні та комплексні оцінки стану навколишнього природного середовища: монографія. Харків: НУГЗУ, 2015. 419 с.

3. Клименко М.О., Пилипенко Ю.В., Бедункова О.О. Огляд підходів до оцінювання «здоров'я» гідроекосистем за показниками гомеостазу риб. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія*. 2016. 24 (1). С. 61-71.
4. Пічура В.І., Шахман І.О., Бистрянцева А.М. Просторово-часова закономірність формування якості води в річці. *Біоресурси і природокористування*. 2018. Том 10, № 1-2. С. 44-57.
5. Хільчевський В.К., Забокрицька М.Р., Кравчинський Р.Л., Чунарьов О.В. Основні засади управління якістю водних ресурсів та їхня охорона : навч. посібник. Київ: ВПЦ «Київський університет». 2015. 172 с.
6. Томільцева А.І., Яцик А.В., Мокін В.Б. Екологічні основи управління водними ресурсами. Київ: Інститут екологічного управління та збалансованого природокористування, 2017. 200 с.
7. Юрасов С.М., Сафранов Т.А., Чугай А.В. Оцінка якості природних вод: навчальний посібник. Одеса: Екологія, 2012. 168 с.
8. Beyond concrete: accounting for ecosystem services from free-flowing rivers / Auerbach D.A., et al. *Ecosystem Services*. 2014. Vol. 10. P. 1-5.
9. De Stefano L., Duncan J., Dinar S., Stahl K., Strzepek K.M., Wolf A.T. Climate change and the institutional resilience of international river basins. *Journal of Peace Research*. 2012. Vol. 49 (1). P. 193-209.
10. Gilvear D.J., Spray C.J., Casas-Mulet R. River rehabilitation for the delivery of multiple ecosystem services at the river network scale. *Journal of environmental management*. 2013. Vol. 126. P. 30-43.
11. Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П., Яцик А.В. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Київ : Символ. 1998. 28 с.
12. Felföldy L. J. M. A biological vizminosites. 3 Javitott es bovitett kiadas. *Vizugyi hidrobiologia*. Budapest, 1990. 263 p.
13. Nendza M. Inventory of marine biotest methods for the evaluation of dredged material and sediments. *Chemosphere*. 2002. Vol. 48. Issue 8. P. 865-883.
14. Архипова Л.М. Природно-техногенна безпека гідроекосистем: монографія. Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2011. 366 с.
15. Рибалова О.В., Анісімова С.В., Поддашкін О.В. Оцінка спрямованості процесів стану екосистем малих річок. *Вісник Международного Славянського університета*. 2003. Т. VI. № 1. С. 12-16.
16. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive / Birk S. et al. *Ecological Indicators*. 2012. Vol. 18. P. 31-41.
17. Ткачук О.А., Сальчук В.Л. Нові підходи до визначення розрахункових параметрів стоку дощових вод при його регулюванні на міських територіях. *Вісник НУВГП. Технічні науки*. 2015. Вип. 1(69). С. 132-140.



18. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища у Херсонській області у 2017 році. Херсон, 2018. 238 с.
19. Євтушенко М.Ю., Дудник С.В., Глебова Ю.А. Акліматизація гідробіонтів. Київ: Аграрна освіта, 2011. 240 с.

#### REFERENCES

1. Yatsyk A.V., Hryshchenko Yu.M., Volkova L.A., Pasheniuk I.A. (2007). *Vodni resursy: vykorystannia, okhорona, vidtvorennia, upravlinnia* [Water resources: use, protection, reproduction, management]. Kiev: Genesis. [in Ukrainian].
2. Vasenko O.H. (2015). *Intehralni ta kompleksni otsinky stanu navkolyshnoho pryrodnoho seredovyshcha: monohrafiia* [Integral and comprehensive environmental assessments]. Kharkiv: NUHZU. [in Ukrainian].
3. Klymenko M.O., Pylypenko Yu.V., Biedunkova O.O. (2016). *Ohliad pidkhodiv do otsiniuvannia «zdorov'ia» hidroekosystem za pokaznykamy homeostazu ryb* [Overview of approaches to assessing the health of aquatic ecosystems by fish homeostasis]. *Visnyk Dnipropetrovs'kogo universytetu. Biologija, ekologija*. no. 24 (1), 61–71. [in Ukrainian].
4. Pichura V.I., Shakhman I.O., Bystriantseva A.M. (2018). *Prostorovo-chasova zakonirnist formuvannia yakosti vody v richtsi* [Spatio-temporal pattern of formation of water quality in the river]. *Bioresursy i pryrodokorystuvannia*, vol.10, 1-2, 44–57. [in Ukrainian].
5. Khilchevskiy V.K., Zabokrytska M. R., Kravchynskiy R. L., Chunarov O.V. (2015). *Osnovni zasady upravlinnia yakistiu vodnykh resursiv ta yikhnia okhорona* [The basic principles of water quality management and their protection]. Kyiv: VPTs Kyivskiy universytet. [in Ukrainian].
6. Tomiltseva A.I., Yatsyk A.V., Mokin V. B. (2017). *Ekolohichni osnovy upravlinnia vodnyimi resursami* [Environmental basics of water management]. Kyiv: Instytut ekolohichnoho upravlinnia ta zbalansovanoho pryrodokorystuvannia. [in Ukrainian].
7. Yurasov S.M., Safranov T.A., Chuha A.V. (2012). *Otsinka yakosti pryrodnykh vod: navchalnyi posibnyk* [Assessment of natural water quality]. Odesa: Ekolohiia. [in Ukrainian].
8. Auerbach D.A. (2014). Beyond concrete: accounting for ecosystem services from free-flowing rivers. *Ecosystem Services*, vol. 10, 1–5. [in English].
9. De Stefano, et al. (2012). Climate change and the institutional resilience of international river basins. *Journal of Peace Research*, vol. 49 (1), 193–209. [in English].
10. Gilvear D.J., Spray C.J., Casas-Mulet R. (2013). River rehabilitation for the delivery of multiple ecosystem services at the river network scale. *Journal of environmental management*, vol. 126, 30–43. [in English].

11. Romanenko V.D., Zhukynskiy V.M., Oksiiuk O.P., Yatsyk A.V. (1998). *Metodyka ekolohichnoi otsinky yakosti poverkhnevyykh vod za vidpovidnyy katehoriiami* [Methodology of ecological assessment of surface water quality by relevant categories]. Kyiv: Symvol. [in Ukrainian].
12. Felföldy L. J. M. (1990). A biological vizminosites. 3 Javitott es bovitett kiadas. *Vizugyi hidrobiologia*. Budapest. [in English].
13. Nendza M. (2002) Inventory of marine biotest methods for the evaluation of dredged material and sediments. *Chemosphere*, vol. 48, Issue 8, 865–883. [in English].
14. Arkhypova L.M. (2011). *Pryrodno-tekhnohenna bezpeka hidroekosystem: monohrafiia*. [Natural-technogenic safety of hydro-ecosystems]. Ivano-Frankivsk: IFNTUNH. [in Ukrainian].
15. Rybalova O.V., Anisimova S.V., Poddashkin O.V. (2003). *Otsinka spriamovanosti protsesiv stanu ekosystem malykh richok* [Assessment of the orientation of small river ecosystems]. *Visnyk Mezhdunarodnoho Slavianskoho universyteta*, vol. VI, no. 1, 12–16. [in Ukrainian].
16. Birk S. et al. (2012). Three hundred ways to assess Europe’s surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, vol. 18, 31–41. [in English].
17. Tkachuk O.A., Salchuk V.L. (2018). *Novi pidkhody do vyznachennia rozrakhunkovykh parametriv stoku doshchovykh vod pry yoho rehuliuванні na miskyykh terytoriiakh* [New approaches to determining the estimated parameters of rainwater runoff while regulating it in urban areas]. *Visnyk NUVHP. Tekhnichni nauky*, vol.1(69), 132–140. [in Ukrainian].
18. *Rehionalna dopovid pro stan navkolyshnoho pryrodnoho seredovyshcha u Khersonskii oblasti u 2017 rotsi*. (2018). [Regional report on the state of the environment in the Kherson region in 2017]. Kherson. [in Ukrainian].
19. Yevtushenko M.Yu., Dudnyk S.V., Hliebova Yu.A. (2011). *Aklimatyzatsiia hidrobiontiv* [Acclimatization of hydrobionts]. Kyiv: Ahrarna osvita. [in Ukrainian].

УДК 594.1:574.5

DOI <https://doi.org/10.32851/wba.2019.2.3>

## ЕКОЛОГІЯ ДВОСТУЛКОВОГО МОЛЮСКА *DREISSENA* В КАХОВСЬКІЙ ЗРОШУВАЛЬНІЙ СИСТЕМІ

<sup>1</sup>Хохлова Л.К. – аспірант,

<sup>2</sup>Морозов О.В. – д.с.-з.н., професор,

<sup>1</sup>ІНЦ «Інститут біології і медицини»,

<sup>1</sup>Київський національний університет імені Тараса Шевченка,

<sup>2</sup>ДВНЗ «Херсонський державний аграрний університет»,

*kherson.lyudmila@ukr.net, morozov-2008@ukr.net*

Проведено дослідження поселень двостулкових моллюсків роду *Dreissena* в Головному Каховському магістральному каналі і розподільчому каналі Р-1 Каховської зрошувальної системи в літній період 2018-2019 рр. Ідентифіковано два види: *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) і *Dreissena bugensis* (Andrusov, 1897).

По всьому руслу каналів, як і в його вододжерела – Каховському водосховищі, домінуючим видом за чисельністю і біомасою є дрейссена бузька. Поселення дрейсени були зосереджені на твердих субстратах, переважно бетонних плитах. 75% біомаси моллюсків припадає на частку *D. bugensis*, 25% біомаси на частку *D. polymorpha*.

У магістральному каналі біомаса *Dreissena* в літній період в середньому становила 432,14 г/м<sup>2</sup>, а щільність близько 660 екз./м<sup>2</sup>, в каналі Р-1 показники були низькими 54 г/м<sup>2</sup> при чисельності близько 30 екз./м<sup>2</sup> з переважанням цього літок. Популяція *Dreissena* в умовах постійно діючого магістрального каналу має складну структуру і включає різновікові особини довжиною від 5 до 29 мм. Це багаторічні освіти, що складаються з 3-4-х вікових груп.

У каналах України понто-каспійські моллюски роду *Dreissena* часто виступають домінуючим компонентом бентосних і перифітона організмів, і визначають структуру популяцій водних безхребетних тварин. Найбільш широке поширення в каналах має зооценоз *Dreissena bugensis*-*Dreissena polymorpha*.

Ці моллюски, заселяючи гідротопи антропогенного походження, відіграють важливе значення в круговороті речовин і енергії в прісноводних екосистемах, в формуванні харчового раціону бентосних риб і водоплавних птахів, в процесах самоочищення водойм. Разом з тим, моллюски є проміжними господарями ряду видів трематод, Маріті яких паразитують в організмі різних класів хребетних.

З господарської точки зору *Dreissena* в меліоративних об'єктах завдає шкоди, прикріплений до різних гідротехнічних споруд водозабірних трубах, захисним ґратам, бетонним плитам, агрегатів насосних станцій, дощувальних машин, що створює біологічні перешкоди в експлуатації штучних водотоків, ускладнює прохід води і вимагає постійної чистки від обростань

Ключові слова: *Dreissena*, канал, зрошувальна система, біомаса, чисельність, цьоголітки.

**Актуальність проблеми.** Канали різного типу і призначення є великими водними артеріями держави, що впливають на природне середовище і формують умови для проживання різних гідробіонтів. У функціонуванні співтовариств зообентосу в штучно створених водних екосистемах вирішальну роль в модифікації середовища мають прикріплені організми – двостулкові молюски [7, 15, 17, 20].

У каналах України понто-каспійські молюски роду *Dreissena* часто виступають домінуючим компонентом бентосних і перифітона організмів, і визначають структуру популяцій водних безхребетних тварин. Найбільш широке поширення в каналах має зооценоз *Dreissena bugensis-Dreissena polymorpha* [8, 16].

Ці молюски, заселяючи гідротопи антропогенного походження, відіграють важливе значення в круговороті речовин і енергії в прісноводних екосистемах, в формуванні харчового раціону бентосних риб і водоплавних птахів, в процесах самоочищення водойм. Разом з тим, молюски є проміжними господарями ряду видів трематод, Маріти яких паразитують в організмі різних класів хребетних [4]. Продукція дрейссени в каналах досить висока і за вегетаційний сезон в середньому може становити до 1 578 г/м<sup>2</sup> [8].

З господарської точки зору *Dreissena* в меліоративних об'єктах завдає шкоди, прикріплений до різних гідротехнічних споруд водозабірних трубах, захисним ґратам, бетонним плитам, агрегатів насосних станцій, дощувальних машин, що створює біологічні перешкоди в експлуатації штучних водотоків, ускладнює прохід води і вимагає постійної чистки від обростань [15, 18].

Каховська зрошувальна система, розташована в степовій зоні України, є однією з найбільших в Європі. Її джерело водопостачання – Каховське водосховище, з якого вода насосами перекачується в Головний Каховський магістральний канал і розподільні канали [8].

Міграція і заселення в канали, в тому числі на стадії личинки, двостулкових молюсків почалася з моменту їх функціонування і триває постійно, спостерігається явище так званої екологічної інвазії – некерованого вселення дрейссени в водотоки, що впливає на експлуатаційну надійність. Тому, детальне вивчення двостулкових молюсків необхідно для правильного розуміння багатьох біологічних процесів, що відбуваються в штучно створених водних об'єктах.

Метою нашої роботи було вивчення сучасного поширення поселень двостулкових молюсків роду *Dreissena* в Каховській зрошувальній системі.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Поселення дрейссени в каналах України в різні періоди вивчали Т.А. Харченко [15, 17, 18], А.В. Ляшенко та ін. [7], Л.В. Шевцова [16–18], Л.Н. Янович, М.М. Пампура [19]. Дослідженнями проблем санітарної біології займалися О.П. Окснюк

і ін. [8]. Значення дрейссени у формуванні індивідуальних консорцій в гідробіоценози відображено в роботах К.О. Домбровського [3], А.А. Протасова, В.І. Юришинець, І.А. Морозовський [12, 13].

Антонов П.І. [2] розглядав особливості формування і динаміку популяції *Dreissena* в Саратовському водосховищі (Росія). В роботі А.А. Львової [6] містяться дані про різноманітність, структурно-функціональних характеристиках *Dreissena* в Учінское водосховищі (Росія). W. Schloesser et al. [21] вивчали поширення двостулкових молюсків в річках і озерах Північної Америки, де інтерес до *Dreissena* величезний в зв'язку з їх масовою експансією в водойми і призвели до серйозних змін екосистемного характеру, в результаті чого розробляються ефективні і щадні навколишнє середовище методи боротьби з її обростаннями. Проблеми обростання річковий дрейссеною системи водопостачання Туреччини і боротьбу з біоперешкоди досліджують Seyit Aksu et al. [20].

**Матеріали і методи досліджень.** Головний Каховський магістральний канал, довжиною близько 132 км, бере початок з Каховського водосховища (Херсонська область, 46°48'55" пн 33°36'5" в.д) і закінчується в межах Запорізької області (46°25'31" пн 35°01'59" в.д). У приймальний басейн вода подається Головною насосною станцією (далі – ГНС) продуктивністю до 530 м<sup>3</sup>/с на висоту 25 м. Канал облицьований бетонними плитами із застосуванням протифільтраційних ґрунто- і бетонно-плівкових екранів. Його ширина становить 64-83 метра, глибина 7,5-8,0 м [8].

Додатковий підйом води з магістрального каналу здійснюється для подачі в два розподільних каналу: Р-1 і Р-1-1. Розподільчий канал Р-1 закінчується в районі водойми «Чорна долина» (Херсонська область). Укоси каналу забетоновані. Канали мають штучне русло правильної форми, що характеризується постійністю поперечного профілю. Клас води – гідрокарбонатно-кальцієвий [8, 18].

Відбір матеріалу з Головного Каховського магістрального і розподільного каналів Р-1 Каховської зрошувальної системи було проведено в літній період 2018-2019 рр., використовуючи стандартні, загальноприйняті гідробіологічні методики [1, 4]. Кількісні проби двостулкових молюсків відбирали з використанням легковололазного спорядження (комплект № 1).

Молюски роду *Dreissena* в перифітоні збирали за допомогою гідробіологічного скребка (ширина леза – 10 см) або вручну. Зібраних молюсків очищали від біссуса, ретельно промивали і сушили на фільтрувальної папері, потім зважували. Довжину особини вимірювали з точністю до 0,1 мм за допомогою штангенциркуля, після чого їх сортували по розмірним групам. Збір матеріалу проводили з різних глибин від 1-3 м уздовж траси каналів. Визначення видів двостулкових молюсків проводили по системі Я.І. Старобогатова [14].

**Результати досліджень.** У каналах ідентифіковані два види: *D. polymorpha* і *D. bugensis*. Спільноти дрейссени були зосереджені в перифітоні на твердих субстратах: бетонних плитах, щебені, водовипусків і огинають дамбах. Особливо щільні поселення відзначені в районі стиків бетонних плит. В кінці магістрального каналу (132-й км) в літній період зустрічалися незначні поселення молюсків також на підводній рослинності, яка присутня тут в зв'язку зі сприятливими для її розвитку умовами (зниження швидкості течії, замулювання бетонної облицювання, зменшення глибини каналу).

75% біомаси молюсків доводиться на частку *D. bugensis*, 25% біомаси на частку *D. polymorpha*. Аналогічна ситуація спостерігається і в джерелі живлення каналів – Каховському водосховищі, де також найбільшого поширення набула *D. bugensis*, значною мірою витіснивши *D. polymorpha*, яка особливо широко розселилася по акваторії водосховища в перші роки його існування [10]. Отримані нами дані про кількісне співвідношення видів *Dreissena* узгоджуються з результатами останніх досліджень, що демонструють, що на початку XXI ст. ценозах дрейссени профундальної зони всіх дніпровських водосховищ до 95% особин становила *D. bugensis*, витіснивши *D. polymorpha* [10, 19].

Кількісний склад поселень молюсків в штучних водотоках великої протяжності зазнає суттєвих змін по трасі від початкових ділянок до кінцевих [8]. Це підтверджується результатами наших досліджень, які демонструють розмірно-масову і частотну мінливість структури поселень *Dreissena* і нерівномірність розподілу особин уздовж осі каналів, ймовірно обумовлену дією ряду екологічних факторів: температури, швидкості течії, перепадів глибин в гідротехнічному об'єкті, прозорості водного середовища, кількості фітопланктону по трасі та інше.

У Головному Каховському магістральному каналі сукупна біомаса *D. polymorpha* і *D. bugensis* в літній період в середньому становила 432,14 г/м<sup>2</sup>, а щільність – близько 660 екз./м<sup>2</sup>. Для порівняння, за результатами досліджень, проведених Інститутом гідробіології АН УРСР в 80-х роках минулого століття, в перші роки експлуатації в Головному Каховському магістральному каналі на бетонних плитах і щебені біомаса *Dreissena* становила 630,9 г/м<sup>2</sup>, а щільність до 3,7 тис. екз./м<sup>2</sup> [8].

Найбільша чисельність молюсків відзначена на 85 км каналу – 906 тис.екз./м<sup>2</sup> і на 110 км – 738 тис. екз./м<sup>2</sup>, найменша на 132 км – 316 тис.екз./м<sup>2</sup>. Найбільша біомаса зафіксована на 110 км – 530,6 г/м<sup>2</sup> при чисельності 738 тис. екз./м<sup>2</sup>, найменша в кінці каналу – 298,3 г/м<sup>2</sup>. У меліоративному об'єкті домінували статевозрілі молюски середніх розмірів, були відсутні особини з розмірами більше 29 мм. Раніше в Головному Каховському магістральному каналі були виявлені особини *Dreissena*, які

досягли до 4-річного віку довжини 35 мм [8]. Модальним розмірним класом для *Dreissena* були особини середньої довжини – 12–19 мм.

Ділянка каналу на відстані до 45 км від ГНС переважно заселений молюсками, які надійшли на личинкової стадії з Каховського водосховища. При видаленні на відстані 45-110 км від ГНС формуються поселення молюсків змішаного походження, в заключних ділянках складаються в основному з автохтонних молюсків, народжених безпосередньо в каналі. Магістральний канал постійно функціонуючий гідрооб'єкти на відміну від сезонно експлуатованого каналу Р-1, і в ньому не відбувається масової загибелі молюсків в зимовий період. У прикінцевих ділянках каналу зустрічалися особини *Dreissena* розміром 27-28 мм, які були представлені найменшою кількістю.

У деяких дослідженнях показано, що на бетонних облицювання різних гідроспоруд (канали, греблі) відзначалися суцільні поселення дрейссени протяжністю в сотні метрів – кілометри, вглиб по схилу каналу вони поширювалися на метри – десятки метрів [15, 16]. Однак в Головному Каховському магістральному каналі нами не зафіксовано такої великої кількості в літній період.

Отримані результати збігаються з дослідженнями А.А. Протасова, А.А. Силаєвої і ін. [11], проведених в прилеглий до Запорізької АЕС акваторії Каховського водосховища у вересні-жовтні 2011 р., де кількісні показники дрейссени були низькими, особливо їх біомаса – 693 г/м<sup>2</sup>, яку визначала *D. bugensis* (91,2% загальної), частка *D. polymorpha* була невисокою (4,5%) [11]. Безпосередньо в самому вододжерелі – Каховському водосховищі чисельність молюсків коливається в межах 80-9200 екз./м<sup>2</sup>, біомаса – до 4285 г/м<sup>2</sup> [8–10].

Низькі кількісні показники і нерівномірний розподіл молюсків в магістральному каналі можуть бути наслідком значного їх поїдання прісноводними рибами сімейства коропових і заморних процесів влітку в результаті аномально різких стрибків температури, які часто спостерігаються на Півдні України.

Встановлено, що в каналах постійно відбувається спад личинок і молоді дрейссени за рахунок відмирання і виїдання, в добу вона може становити 1,7–2% чисельності [8]. Дані по виїданням молюсків хижаками в прісноводних каналах і водосховищах дуже мізерні, так за розрахунками влітку виїдання велігерів в Рибінському водосховищі (Росія) досягало 63–94% [5].

**Висновки і перспективи подальших досліджень.** У результаті проведених досліджень в Головному Каховському магістральному каналі і розподільчому каналі Р-1 було відзначено наявність двох видів двостулкових молюсків роду *Dreissena*: *D. polymorpha* і *D. bugensis*, поселення яких зосереджені в перифітоні. По всьому руслу каналів, як і в його

вододжерела – Каховському водосховищі, домінуючим видом за чисельністю і біомасою є дрейссена бузька.

Популяція *Dreissena* в умовах постійно діючого магістрального каналу має складну структуру і включає різновікові особини довжиною від 5 до 29 мм. Це багаторічні освіти, що складаються з 3-4-х вікових груп.

У сезонно-експлуатується каналі Р-1 біомаса і чисельність моллюсків, представлена сеголетками, були низькими. Це свідчить про загибель особин в осінньо-зимовий період. В цілому, в досліджуваних гідромеліоративних об'єктах Каховської зрошувальної системи в літній період були зареєстровані низькі кількісні показники моллюсків.

Наші подальші дослідження будуть спрямовані на вивчення продукції *Dreissena* в зрошувальних системах Півдня України з метою попередження обростання укосів каналів і розробки методів боротьби з біоперешкоди.

## ЭКОЛОГИЯ ДВУСТВОРЧАТОГО МОЛЛЮСКА *DREISSENA* В КАХОВСКОЙ ОРОСИТЕЛЬНОЙ СИСТЕМЕ

<sup>1</sup>Хохлова Л.К. – аспірант УНЦ «Інститут біології і медицини»,

<sup>2</sup>Морозов А.В. – доктор сільськогосподарських наук, професор

<sup>1</sup>Киевский национальный университет им. Тараса Шевченко

<sup>2</sup>Херсонский государственный аграрный университет,

kherson.lyudmila@ukr.net, morozov-2008@ukr.net

Проведено исследование поселений двустворчатых моллюсков рода *Dreissena* в Главном Каховском магистральном канале и распределительном канале Р-1 Каховской оросительной системы в летний период 2018-2019 гг. Идентифицированы два вида: *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) и *Dreissena bugensis* (Andrusov, 1897). По всему руслу каналов, как и в его водоисточника – Каховском водохранилище, доминирующим видом по численности и биомассе является дрейссена аиста. Поселение дрейссены были сосредоточены на твердых субстратах, преимущественно бетонных плитах. 75% биомассы моллюсков приходится на долю *D. bugensis*, 25% биомассы на долю *D. polymorpha*.

В магистральном канале биомасса *Dreissena* в летний период в среднем составляла 432,14 г/м<sup>2</sup>, а плотность около 660 экз./м<sup>2</sup>, в канале Р-1 показатели были низкими 54 г/м<sup>2</sup> при численности около 30 экз./м<sup>2</sup> с преобладанием сеголеток. Популяция *Dreissena* в условиях постоянно действующего магистральном канала имеет сложную структуру и включает разновозрастные особи длиной от 5 до 29 мм. Это многолетние образования, состоящие из 3-4-х возрастных групп.

В каналах Украины Понте-каспийские моллюски рода *Dreissena* часто выступают доминирующим компонентом бентосных и перифитона организмов, и определяют структуру популяций водных беспозвоночных животных. Наиболее широкое распространение в каналах имеет зооценоз *Dreissena bugensis*-*Dreissena polymorpha*. Эти моллюски, заселяя гидротопы антропогенного происхождения, играют важное



значение в круговороте веществ и энергии в пресноводных экосистемах, в формировании пищевого рациона бентосных рыб и водоплавающих птиц, в процессах самоочищения водоемов. Вместе с тем, моллюски являются промежуточными хозяевами ряда видов трематод, Мариты которых паразитируют в организме различных классов позвоночных.

С хозяйственной точки зрения *Dreissena* в мелиоративных объектах наносит вред, прикрепленный к различным гидротехническим сооружениям водозаборных трубах, защитным решеткам, бетонным плитам, агрегатов насосных станций, дождевальных машин, создает биологические помехи в эксплуатации искусственных водотоков, затрудняет проход воды и требует постоянной чистки от обрастаний.

Ключевые слова: *Dreissena*, канал, оросительная система, биомасса, численность, сеголетки.

## **ECOLOGY OF BIVALVE MOLLUSK *DREISSENA* IN THE KAKHOVKA IRRIGATION SYSTEM**

<sup>1</sup>*Khokhlova L.* – Phd student, Educational and Scientific Center  
„Institute of Biology and Medicine”

<sup>2</sup>*Morozov A.* – Doctor of Agricultural Sciences, Professor

<sup>1</sup>Taras Shevchenko National University of Kyiv

<sup>2</sup>Kherson State Agrarian University,

kherson.lyudmila@ukr.net, morozov-2008@ukr.net

The study of settlements of bivalve molluscs of the genus *Dreissena* in the Main Kakhovka main channel and distribution channel P-1 of the Kakhovka irrigation system in the summer period 2018-2019. Across the channel bed, as in its water source – the Kakhovka reservoir, the dominant species in terms of numbers and biomass is the *Dreissena* boog. The *Dreissena* settlements were concentrated on solid substrates, mainly concrete slabs. 75% of the molluscs biomass is in *D. bugensis*, 25% in *D. polymorpha*. In the *Dreissena* main biomass channel, in the summer, it averaged 432.14 g/m<sup>2</sup> and a density of about 660 units/m<sup>2</sup>. The population of *Dreissena* in the conditions of a constantly operating trunk channel has a complex structure and includes different-aged individuals from 5 to 29 mm in length. This is a perennial education, consisting of 3-4 age groups.

In the canals of Ukraine, Ponto-Caspian molluscs of the genus *Dreissena* are often the dominant component of benthic and periphyton organisms, and determine the structure of populations of aquatic invertebrates. The Zoocenosis of *Dreissena bugensis-Dreissena polymorpha* is most widespread in the canals.

These mollusks, inhabiting hydrotopes of anthropogenic origin, are important in the circulation of substances and energy in freshwater ecosystems, in the formation of the diet of benthic fish and water birds, in the processes of self-purification of water bodies. At the same time, molluscs are intermediate hosts of a number of species of trematodes, the Marits of which are parasitized in the body of different classes of vertebrates. From the economic point of view, *Dreissena* in reclamation facilities causes damage, attached to various hydraulic structures of water intake pipes, protective grates, concrete slabs, units of pumping stations, sprinklers, creating biological obstacles in the operation of artificial watercourses, and drainage from fouling.

Keywords: *Dreissena*, canal, irrigation system, biomass, abundance, yearlings.

ЛІТЕРАТУРА

1. Абакумов В.А. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных обложений. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 240 с.
2. Антонов П.И. Особенности формирования и динамика популяции моллюска *Dreissena* в Саратовском водохранилище. *Известия Самарского научного центра РАН*. 2000. Вып. 2. С. 268–273.
3. Домбровский К.О. Значення дрейсени у формуванні індивідуальних консорцій. *Вісник Запорізького національного університету. Біологічні науки*. 2009. Вип. 2. С. 30–38.
4. Константинов А.С. Общая гидробиология. М.: Высшая школа, 1986. 472 с.
5. Лазарева В.И. Структура и динамика зоопланктона Рыбинского водохранилища. М.: КМК, 2010. 184 с.
6. Львова А.А. О проникновении *Dreissena bugensis* (Bivalvia) в Учинское водохранилище (Московская обл.) и реку Москву. *Зоологический журнал*. 2004. Вып. 6. С. 766–768.
7. Ляшенко А.В., Харченко Т.А. Структурно-функциональная характеристика поселений дрейсены в связи с участием в формировании качества воды в канале. *Гидробиологический журнал*. 1988. Вып. 2. С. 44–51.
8. Оксуюк О.П., Олейник Г.Н., Шевцова Л.В. Гидробиология каналов Украинской ССР. К.: Наукова думка, 1990. 240 с.
9. Плигин Ю.В. Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ. К.: Наукова думка, 1989. С. 95–117.
10. Плигин Ю.В., Матчинская С.Ф., Железняк Н.И., Линчук М.И. Распространение чужеродных видов макробеспозвоночных в экосистемах водохранилищ р. Днепра в многолетнем аспекте. *Гидробиологический журнал*. 2013. Вып. 6. С. 21–36.
11. Протасов А.А., Силаева А.А., Ярмошенко Л.П. Гидробиологические исследования техно-экосистемы Запорожской АЭС. *Гидробиологический журнал*. 2013. Вып. 2. С. 78–94.
12. Протасов А.А., Юришинец В.И., Морозовская И.А. Консорция и консортивные отношения в гидробиоценозах. *Гидробиологический журнал*. 2010. Вып. 3. С. 3–18.
13. Силаева А.А., Протасов А.А., Морозовская И.А. Эпибионтные группировки *Dreissena polymorpha* на раковинах *Unionidae*. *Гидробиологический журнал*. 2010. Вып. 5. С. 16–29.
14. Старобогатов Я.И. Фауна моллюсков и зоогеографическое районирование континентальных водоемов. Л.: Наука, 1970. 372 с.
15. Харченко Т.А. Дрейссена: ареал, экология, биопомехи. *Гидробиологический журнал*. 1995. Вып. 3. С. 3–21.
16. Шевцова Л.В. Изучение роста дрейсены в канале Днепр–Кривой Рог. Л.: Наука, 1968. С. 77–78.

17. Шевцова Л.В., Харченко Т.А. К вопросу о роли дрейссены в переработке взвешенных органических веществ Северо-Крымского канала. *Гидробиологический журнал*. 1981. Вып. 5. С. 53–57.
18. Шевцова Л.В., Харченко Т.А. Технология устранения обрастания дрейссеной трубопроводов оросительных систем. К.: Наукова думка, 1986. 32 с.
19. Янович Л.Н., Пампура М.М. Распространение дрейссен (*Mollusca: Bivalvia: Dreissenidae*), ассоциированных с моллюсками семейства Unionidae, в водных объектах Украины. *Гидробиологический журнал*. 2011. Вып. 5. С. 21–28.
20. Aksu S., Yildiz D., Güngör A. How Zebra Mussels Threaten to Water Supply Security and Effects of Preventive Measures in Turkey. *World Scientific News*. 2017. Vol. 64. P. 99–126.
21. Schloesser W., Nalepa T., Mackie G. Zebra Mussel Infestation of Unionid Bivalves (Unionidae) in North America. *Integrative and Comparative Biology*. 1996. Vol. 36(3). P 300–310.

#### REFERENCES

1. Abakumov V.A. (1983). *Rukovodstvo po metodam gidrobiologicheskogo analiza poverkhnostnykh vod i donnykh oblozheniy*. [Guidance of methods for the hydrobiological analysis of surface waters and bottom sediments]. Leningrad: Gidrometeoizdat. [in Russian].
2. Antonov P.I. (2000). Osobennosti formirovaniya i dinamika populyatsii mollyuska Dreissena v Saratovskom vodokhranilishche. *Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra RAN*, vol. 2, pp. 268–273. [in Russian].
3. Dombrovskyy K.O. (2009). Znachennya dreyseny u formuvanni indyvidual'nykh konsortsiy. *Visnyk Zaporiz'koho natsional'noho universytetu. Biologichni nauky*, vol. 2, pp. 30–38.
4. Konstantinov A.S. (1986). *Obshchaya gidrobiologiya*. [General hydrobiology]. Moscow: Vysshaya shkola. [in Russian].
5. Lazareva V.I. (2010). *Struktura i dinamika zooplanktona Rybinskogo vodokhranilishcha*. [Structure and Dynamics of Zooplankton in the Rybinsk Reservoir]. Moscow: KMK. [in Russian].
6. L'vova A.A. (2004). O proniknovenii *Dreissena bugensis* (Bivalvia) v Uchinskoye vodokhranilishche (Moskovskaya obl.) i reku Moskvu. *Zoologicheskij zhurnal*, vol. 6, pp. 766–768. [in Russian].
7. Lyashenko A.V., Kharchenko T.A. (1988). Strukturno-funktsional'naya kharakteristika poseleniy dreyseny v svyazi s uchastiyem v formirovanii kachestva vody v kanale. *Gidrobiologicheskij zhurnal*, vol. 2, pp. 44–51. [in Russian].
8. Oksiyuk O.P., Oleynik G.N., Shevtsova L.V. (1990). *Gidrobiologiya kanalov Ukrainskoy SSR*. [The hydrobiology of the canals in the Ukrainian SSR]. Kyiv: Naukova dumka. [in Russian].

9. Pligin Yu.V. (1989). *Bespozvonochnyye i ryby Dnepra i yego vodokhranilishch*. [Invertebrates and fishes of the. River Dnieper and its reservoirs]. Kyiv: Naukova dumka. 95–117. [in Russian].
10. Pligin YU.V., Matchinskaya S.F., Zheleznyak N.I., Linchuk M.I. (2013). Rasprostraneniye chuzherodnykh vidov makrobespozvonochnykh v yekosistemakh vodokhranilishch r. Dnepra v mnogoletnem aspekte. *Gidrobiologicheskyy zhurnal*, vol. 6, pp. 21–36. [in Russian].
11. Protasov A.A., Silayeva A.A., Yarmoshenko L.P. i dr. (2013). Gidrobiologicheskiye issledovaniya tekhnо-ekosistemy Zaporozhskoy AES. *Gidrobiologicheskyy zhurnal*, vol. 2, pp. 78–94. [in Russian].
12. Protasov A.A., Yurishinets V.I., Morozovskaya I.A. (2010). Konsortsiya i konsortivnyye otnosheniya v gidrobiotsenozakh. *Gidrobiologicheskyy zhurnal*, vol. 3, pp. 3–18. [in Russian].
13. Silayeva A.A., Protasov A.A., Morozovskaya I.A. (2010). Epibiontnyye gruppировки *Dreissena* polimorpha na rakovinakh *Unionidae*. *Gidrobiologicheskyy zhurnal*, vol. 5, pp. 16–29. [in Russian].
14. Starobogatov YA.I. (1970). *Fauna mollyuskov i zoogeograficheskoye rayonirovaniye kontinental'nykh vodoyemov* [The molluscan fauna and zoogeographical zoning of the continental water bodies of the world]. Leningrad: Nauka. [in Russian].
15. Kharchenko T.A. (1995). Dreysena: areal, ekologiya, biopomekhi. *Gidrobiologicheskyy zhurnal*, vol. 3, pp. 3–21. [in Russian].
16. Shevtsova L.V. (1968). *Izucheniye rosta dreyssey v kanale Dnepr–Krivoy Rog*. [The study of the growth of zebra mussel in the Dnieper – Kryvyi Rih channel]. Leningrad: Nauka. [in Russian].
17. Shevtsova L.V., Kharchenko T.A. (1981). K voprosu o roli dreyssey v pererabotke vzheshennykh organicheskikh veshchestv Severo-Krymskogo kanala. *Gidrobiologicheskyy zhurnal*, vol. 5, pp. 53–57. [in Russian].
18. Shevtsova L.V., Kharchenko T.A. (1986). *Tekhnologiya ustraneniya obrastaniya dreyssey truboprovodov orositel'nykh sistem*. [Technology of removing of zebra mussel fouling from pipelines of irrigation systems]. Kyiv: Naukova dumka. [in Russian].
19. Yanovich L.N., Pampura M.M. (2011). Rasprostraneniye dreyssey (*Mollusca: Bivalvia: Dreissenidae*), assotsiirovannykh s molyuskami semeystva *Unionidae*, v vodnykh ob'yektakh Ukrainy. *Gidrobiologicheskyy zhurnal*, vol. 5, pp. 21–28. [in Russian].
20. Aksu S., Yildiz D., Güngör A. (2017). How Zebra Mussels Threaten to Water Supply Security and Effects of Preventive Measures in Turkey. *World Scientific News*, vol. 64, pp. 99–126.
21. Schloesser W., Nalepa T., Mackie G. (1996). Zebra Mussel Infestation of Unionid Bivalves (*Unionidae*) in North America. *Integrative and Comparative Biology*. Vol. 36(3), pp. 300–310.

## АКВАКУЛЬТУРА

---

---

УДК [639.3.043.13:636.087.72]:639.371.52

DOI <https://doi.org/10.32851/wba.2019.2.4>

### ВПЛИВ МІНЕРАЛІВ САПОНІТ ТА АНАЛЬЦИМ НА ЛІПІДНИЙ СКЛАД М'ЯЗІВ КОРОПА ЗА УМОВ ВНЕСЕННЯ ЇХ ДО ОСНОВНОГО РАЦІОНУ

*Батуревич О.О. – м. н. с.,*

*Інститут рибного господарства*

*Національної академії аграрних наук України, [shtefan\\_91@ukr.net](mailto:shtefan_91@ukr.net)*

Годівля є одним із основних чинників у розведенні риб і потребує постійного вдосконалення у зв'язку зі збільшенням обсягів виробництва, покращення якості та екологічності продукції. Тому у представлених матеріалах наведені дані стосовно застосування мінералів природного походження (сапоніту і анальциму) у складі основного раціону однорічок коропа та їх впливу на вміст загальних ліпідів і окремих класів в скелетних м'язах. Експеримент був проведений в лабораторних умовах і складався із 2-х варіантів досліджень. В I варіанті додатково до складу корму введено сапоніт в кількості 0,2%, 2%, 3%, 5% та 10%. В II варіанті додатково до складу корму введено анальцим в такій же концентрації. Контрольна група риб утримувалася в аналогічних умовах, але отримувала основний раціон без додавання будь-яких добавок. По закінченню дослідження, з краніально-дорзальної частини тулуба риб були відібрані зразки м'язів, які були використані в якості матеріалу для аналізу вмісту ліпідів в них. Як результат - було вивчено дію різних концентрацій сапоніту та анальциму на організм та проведено порівняльну характеристику цих мінералів. Виявлено достовірну ефективність застосування мінеральної добавки сапоніт в кількості 0,2 – 10% від основного раціону в годівлі однорічок коропа за рахунок підвищення вмісту загальних ліпідів. Проте, рекомендована доза цього мінералу може становити 3 – 5%. Щодо анальциму, то його застосування в годівлі коропа рекомендоване в кількості 3 і 10%. Порівняльний аналіз для сапоніту та анальциму довів, що більш перспективним мінералом виявився сапоніт, оскільки навіть при найнижчих його концентраціях у складі кормового раціону, він показав кращі результати. Так при введенні сапоніту в кількості 0,2% до корму, спостерігалось підвищення рівня загальних ліпідів на 47% ( $P < 0,05$ ), відносно Контролю, тоді як анальцим внесений в корм в такій же концентрації, ніяким чином не вплинув на даний показник. Встановлено, що внесення до складу основного раціону однорічок коропа мінеральних добавок не чинить токсичної дії на організм та може застосовуватися у годівлі інших вікових груп коропа.

Ключові слова: сапоніт, анальцим, мінерали природного походження, короп, ліпіди.

**Постановка проблеми.** Хімічний склад розчинених у прісних водах мінеральних елементів визначається комплексним впливом як геологічних так і антропогенних структур. Повноцінне функціонування організму риб можливе при забезпеченні його усіма необхідними макро- та мікрокомпонентами у харчуванні. Насичення організму риб мікроелементами в значній мірі відбувається у водному середовищі, проте прісні води не мають у своєму складі достатньо повного якісного і кількісного набору життєво необхідних мікроелементів. Як наслідок – виникає необхідність внесення до складу корму легкозасвоюваних добавок з високим мікроелементним складом для того, аби компенсувати їх недостачу в організмі риб [1, с. 151]. Одними із таких є мінерали природного походження – сапоніт та анальцим, котрі володіють іонообмінними, сорбційними та мінеральними властивостями і використовуються в сільському господарстві, тваринництві, медицині, фармакології та харчовій промисловості [2, с. 38; 3, с. 123].

Зважаючи на перелік позитивних характеристик мінералів природного походження та вдале застосування їх у рибогосподарській галузі [4, с. 20; 5, с. 23], наші дослідження базувалися на вивченні впливу анальциму та сапоніту в якості мінеральних добавок до корму на організм коропа. Оскільки роль мікроелементів у регуляції ліпідного обміну у риб вивчено недостатньо, важливе значення має з'ясування впливу цих добавок на вміст загальних ліпідів та співвідношення їх окремих класів у м'язах риб.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Потреба коропа в основних поживних речовинах на сьогоднішній день добре вивчена, на базі чого розроблені нові рецептури комбікормів, які забезпечують нормальне функціонування організму та високу рибопродуктивність. Проте, покращення якості комбікормів залишається актуальною задачею. Все більше значення приділяється новим кормовим добавкам, котрі в складі корму здатні значно підвищити його продуктивну здатність. Тому крім ферментних, вітамінних та інших добавок важливе значення мають і мінеральні, оскільки роль мікроелементів в організмі риб така ж важлива як і в інших тварин, оскільки саме вони регулюють процеси росту, розвитку, розмноження та ін. [6, с. 347]. У цьому контексті важливе значення має дослідження природних мінеральних добавок – анальциму та сапоніту на показники обміну ліпідів у організмі коропа, оскільки і високий метаболічний статус ліпідів дуже важливий і дає можливість пристосуватися до змін, стресів та природних циклів

Одними із перших хто успішно використав мінерал природного походження (цеоліт) у годівлі риб були Канідьєв А.Н., Лабутін В.Г., які застосували його у годівлі форелі [7, с. 181; 8, с. 157]. У раціонах коропа вперше був використаний даний мінерал Шимувльською Л.К., Таратухінім В.А., Безкровною Н.І., котрі спробували його застосувати у ставовому та індустріальному

рибництві. Дані дослідження показали доцільність застосування цеоліту у складі продукційних комбікормів для коропа, оптимальна доза який становить 3–5% від маси добового раціону в індустріальних умовах [9, с. 35; 10, с. 21]. У рекомендаціях щодо використання цеоліту йдеться про те, що його включення у склад комбікорму підвищило інтенсивність росту коропа на 24%, а витрати кормів знизались на 12,7% [11, с. 94].

Зважаючи на це, особливий інтерес для тваринництва та рибориства викликають мінерали природного походження (сапоніт та анальцим), що володіють сорбційними, іонообмінними і каталітичними властивостями та мають невисоку вартість у зв'язку з наявністю великих промислових родовищ в Україні [12, с. 313; 13, с. 23; 14, с. 99], а вчені роблять висновки, що використання мінералів природного походження цеоліт-сметинового ряду у годівлі риб може дати позитивний ефект [5, с. 22].

**Постановка завдання.** На сьогоднішній день значно розширилися знання про функцію ліпідів та їх окремих класів у організмі, а їх вміст у тканинах та органах риб характеризує їх фізіологічний стан і залежить від багатьох факторів. Доведено важливу роль ліпідів у імунних процесах, в процесах регуляції активності ферментів та рецепції гормонів [15, с. 3]. Тому метою наших досліджень були два завдання: перше з яких встановлення оптимальної кількості мінеральних добавок для коропа, друге – вивчення впливу різних концентрацій сапоніту та анальциму у складі основного раціону, на вміст ліпідів і співвідношення їх окремих класів у м'язах однорічок коропа у лабораторних умовах.

**Матеріали і методи дослідження.** Серію експериментальних випробувань в лабораторних умовах було проведено на базі Інституту рибного господарства НААН. Дослідження з визначення впливу введення до основного раціону однорічок коропа сапоніту та анальциму на вміст загальних ліпідів і їх окремих класів в залежності від кількості введеної добавки було проведено за загальноприйнятими у рибористві правилами постановки дослідів.

Об'єктом дослідження були однорічки нивківського внутрішньопородного типу української лускатої породи коропа. Для годівлі риб використовували збалансований комбікорм, до складу якого додатково вводили сапоніт та анальцим методом замішування. Комбікорм вносили в акваріуми один раз на добу в ранковий час. Добова кількість комбікорму становила 3–5% від маси риби.

Предметом дослідження були сапонітова глина з Ташківського родовища Хмельницької області та анальцим з Полицького родовища Рівненської області.

Перед проведенням досліду 10 діб тривав зрівняльний період, протягом якого коропів утримували в оптимальних умовах. Після адаптації риб

до умов утримання сформовано експериментальні групи відповідно до мети дослідження. Коропів утримували в акваріумах з постійною аерацією за середньої температури 18–20°C. Експеримент тривав 26 діб і складався із 2-х варіантів досліджень (сапоніт і анальцим), кожен з яких містив у собі п'ять дослідних груп.

В I варіанті додатково до складу корму введено сапоніт в кількості 0,2% – дослід 1, 2% – дослід 2, 3% – дослід 3, 5% – дослід 4, 10% – дослід 5.

У II варіанті додатково до складу корму введено анальцим в кількості 0,2% – дослід 1, 2% – дослід 2, 3% – дослід 3, 5% – дослід 4, 10% – дослід 5.

Контрольна група риб утримувалася в аналогічних умовах, але отримувала основний раціон без додавання будь-яких добавок.

По завершенні дослідів, відібрано зразки скелетних м'язів із краніально-дорзальної частини тулуба для подальших досліджень.

Ліпіди із скелетних м'язів екстрагували сумішшю хлороформ-метанолу у відношенні 2:1 за методом Фолча. Розділяли ліпіди на класи методом тонкошарової хроматографії на силікагелі у системі гексан-діетиловий ефір-льодова оцтова кислота у співвідношенні 70:30:1 і визначали їх кількість біхроматним методом [16].

Отримані цифрові результати опрацьовували статистично за допомогою пакету програм Microsoft Excel. Вираховували: середні арифметичні величини (M), середню квадратичну помилку (m) та вірогідність різниць між досліджуваними середньоарифметичними величинами (P) [17].

**Результати досліджень.** Вміст ліпідів у організмі риб свідчить про активність анаболічних процесів і мобілізацію їх як джерела енергії. Крім того, ліпіди використовуються рибою у шляху адаптації до екологічного стресу та змін умов існування протягом річного циклу [18, с. 51]

У складанні оцінки результатів досліджень впливу згодовування однорічкам коропа різної кількості сапоніту на вміст загальних ліпідів у м'язах риб, встановлена достовірна різниця у досліді 1–5 відносно контролю. Так, найкращий результат був у досліді 5, 4, 3 у порівнянні до риб контрольної групи. Там кількість загальних ліпідів була вищою на 98,6% ( $P < 0,01$ ) у досліді 5, та майже на 93% ( $P < 0,01$ ) у досліді 3 і 4 (рис. 1).

Найбільш важливими ліпідними фракціями у організмі риб являються фосфоліпіди, які у комплексі із білками і стеролами становлять основу мембран та мають важливе значення у будові клітин. Хоча фосфоліпіди не можуть бути використані в умовах голодування, вони відіграють основну роль у функціонуванні мембран, беруть участь у рецепції гормонів і транспорті кальцію [19, с. 178; 15, с. 24].

Проведені дослідження показали, що істотне і достовірне підвищення фосфоліпідної частини у загальній кількості ліпідів відбулося у досліді 2 – 5 та було вищим на 51,3% ( $P < 0,001$ ), 60,0% ( $P < 0,001$ ), 54,2%



( $P < 0,01$ ) та 52,7% ( $P < 0,001$ ) відповідно, відносно Контрольної групи. Такий значний вміст фосфоліпідів у тканинах коропа, ймовірно, може бути пов'язаний із активним ростом риби.

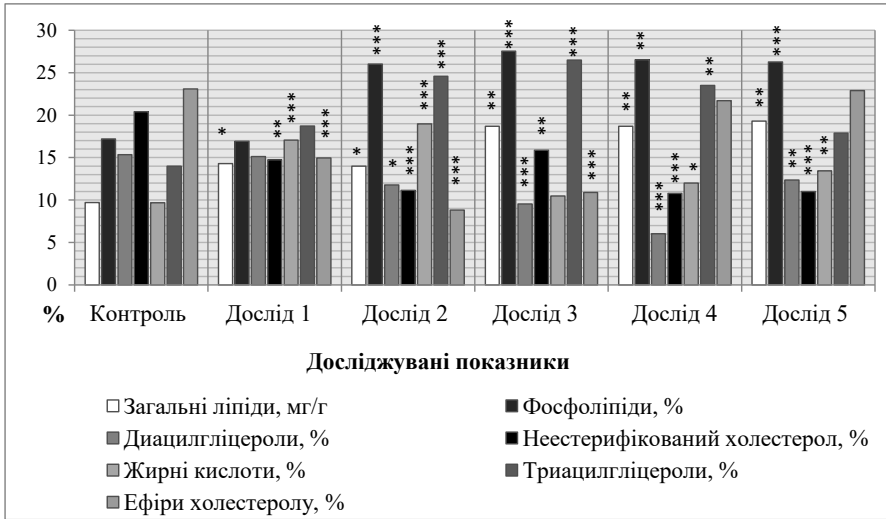


Рис. 1. Загальний вміст ліпідів, (мг/г сирової маси) та співвідношення їх окремих класів у скелетних м'язах однорічок коропа при внесенні до основного раціону сапоніту, (%) ( $M \pm m$ ,  $n=3$ )

Примітка: тут і надалі \*\*\* –  $P < 0,001$ ; \*\* –  $P < 0,01$ ; \* –  $P < 0,05$

Разом з тим, підвищений за рахунок внесення сапоніту в корм, рівень жирних кислот у досліді 1–5, у порівнянні з контролем, більш за все, сприяє зниженню вмісту неестерифікованого холестеролу та його ефірів. Такі показники вказують на те, що жирні кислоти сприяють переведенню холестеролу у жовчні кислоти, статеві гормони та гормони кори наднирників [20, с. 158]. Так, відмічене збільшення жирних кислот в усіх дослідних групах, але достовірним воно є у досліді 1, 2 ( $P < 0,001$ ), досліді 5 ( $P < 0,01$ ) та досліді 4 ( $P < 0,05$ ) у порівнянні з контрольною групою; достовірне зменшення неестерифікованого холестеролу прослідковується в усіх дослідних групах (досліді 1, 2 – ( $P < 0,01$ ), досліді 3 – 5 – ( $P < 0,001$ )), а достовірне зниження ефірів холестеролу відбулося при внесенні до складу основного раціону 0,2%, 2% та 3% сапоніту ( $P < 0,001$ ).

Зростання рівня триацилгліцеролів в усіх дослідних групах, в порівнянні з контрольною, могло б свідчити про дію якогось токсиканту чи стресового чинника, на організм коропа, проте, поряд з цим, не спостерігається збільшення вмісту диацилгліцеролів, що може свідчити лише про їх використання у синтезі структурних ліпідів [21, с. 3; 22, с. 218]

Не менш цікавим показником стану мембран є співвідношення холестеролу до фосфоліпідів, оскільки саме ці показники являються основним компонентом біомембран у клітинах. Коефіцієнт «холестерол/фосфоліпід» пропорційно залежний і величина цього показника визначає її фазовий стан. Тобто, збільшення його значення призводить до збільшення щільності плазматичної мембрани та проникності [23, с. 99]. У результаті наших досліджень, прослідковується зниження коефіцієнту «холестерол/фосфоліпід» в усіх дослідних варіантах, в порівнянні з контролем. Так, у контролі ця залежність становить 1,1, в дослідах: 1 – 0,8, 2 – 0,5, 3 – 0,4, 4 – 0,4, 5 – 0,4, що може свідчити про зниження проникності мембран. Тобто, додавання до складу основного раціону коропа сапоніту не чинить ніякого токсичного впливу на клітини, а навпаки, завдяки своїм сорбуючим властивостям здатен утримувати у своїй кристалічній решітці іони важких металів, що часто призводять до отруєнь риб.

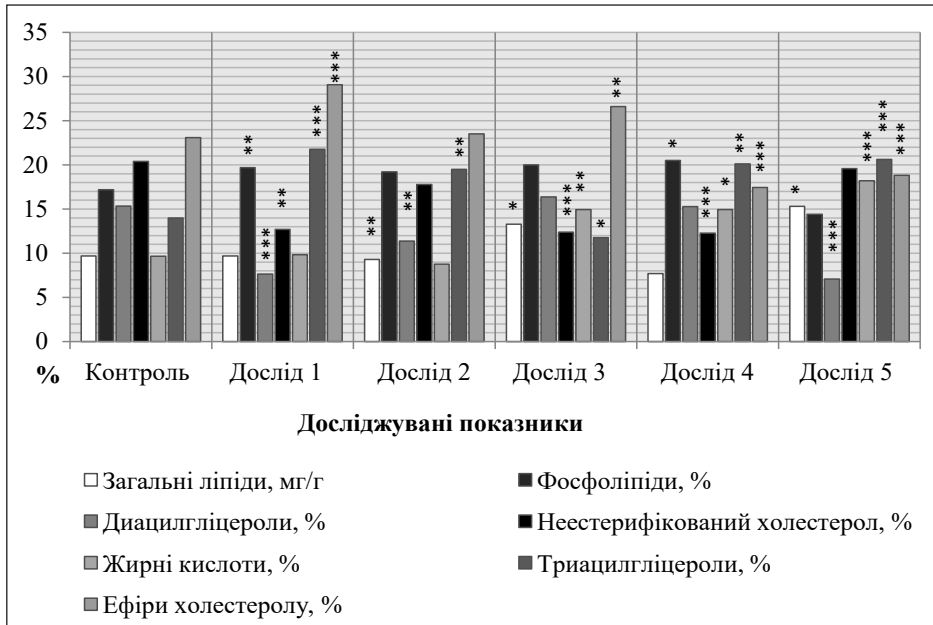
Якісний і кількісний склад ліпідів в органах і тканинах організму залежить від сезонних чинників, статі, віку, фізіологічного стану та годівлі риб. А обмін ліпідів це складний фізіологічний процес від надходження їх до організму з їжею до утворення кінцевих продуктів [23].

За результатами наших досліджень із внесенням до складу основного раціону однорічок коропа анальциму, прослідковується деяке збільшення кількості загальних ліпідів у м'язових тканинах дослідних груп коропа. Так, вірогідне їх збільшення прослідковується у досліді 3 – на 37% ( $P < 0,05$ ) та у досліді 5 – на 57,7% ( $P < 0,05$ ) у порівнянні з контролем.

Крім цього, увагу привертає збільшення частки фосфоліпідів в дослідних групах 1–4. Необхідно відмітити, що фосфоліпідиди являються джерелом поліненасичених жирних кислот, котрі є основним субстратом перекисного окиснення ліпідів, що захищає клітинні структури від дії токсичного впливу [24, с. 4]. Так, у контролі цей показник становив  $17,2 \pm 0,436\%$ , у досліді 1 –  $19,7 \pm 0,321^{**}$ , ( $P < 0,01$ ), у досліді 2 –  $19,20 \pm 0,866$ , у досліді 3 –  $20,0 \pm 1,002$ , у досліді 4 –  $20,5 \pm 0,608^{*}$ , ( $P < 0,05$ ). В досліді 5 частка фосфоліпідів була нижча, ніж в контролі, і становила  $14,4 \pm 2,113\%$ , але ця різниця не була достовірною (рис. 2).

Щодо інших класів ліпідів, встановлено збільшення частки резервних ліпідів – триацилгліцеролів в дослідах: 1 – на 55,5% ( $P < 0,001$ ), 2 – на 39,2% ( $P < 0,01$ ), 4 – на 43,5% ( $P < 0,01$ ), 5 – на 47,3% ( $P < 0,001$ ) у порівнянні з контролем. Підвищення рівнів загальних ліпідів та триацилгліцеролів у вказаних групах однорічок коропа, яким у складі основного раціону вводили анальним у різних концентраціях говорить про збільшення кількості жиру у м'язових тканинах, що сприятиме підвищенню рівня адаптаційних можливостей під час зимувального періоду [25, с. 117].

При дослідженні складу ліпідів за впливу анальциму, було відмічено зниження вмісту неестерифікованого холестеролу в усіх дослідних групах риб, проте, достовірно менший він був в досліді 1, досліді 3 та досліді 4 відповідно на 37,7% ( $P < 0,01$ ), 39,2% ( $P < 0,001$ ), 39,8% ( $P < 0,001$ ) у порівнянні з контролем. Напевно, це свідчить про підвищення функціональності тканин, що вказує на зміни процесів гідролізу холестеролу в організмі.



*Рис. 2. Загальний вміст ліпідів, (мг/г сирової маси) та співвідношення їх окремих класів у скелетних м'язах однорічок корона при внесенні до основного раціону анальциму, (%) ( $M \pm m$ ,  $n=3$ )*

Вміст ефірів холестеролу в дослідних групах 1 і 3 був достовірно вищий, і становив, відповідно  $29,07 \pm 0,504^{***\%}$  ( $P < 0,001$ ) і  $26,60 \pm 0,721^{**\%}$  ( $P < 0,01$ ), проти  $23,10 \pm 0,153$  у контролі. Зниження показників відзначається у досліді 4 і 5 і становить  $17,43 \pm 0,328^{***\%}$  ( $P < 0,001$ ) та  $18,83 \pm 0,467^{***\%}$  ( $P < 0,001$ ), відповідно. Враховуючи те, що завданням ефірів холестеролу є транспорт жирних кислот, таке коливання до зменшення їх кількості у досліді 4 і 5 не являється критичним [26, с. 112].

Зниження коефіцієнту «холестерол/фосфоліпіди» в усіх дослідних варіантах у порівнянні з контролем також спостерігається при внесенні до складу раціону анальциму. У досліді 1, 2, 3, 4, 5 ці коефіцієнти складають 0,6, 0,9, 0,6, 0,5 та 0,4, відповідно, тоді як в контрольній групі цей показник становить 1,1.

**Висновки та перспективи.** У результаті проведених досліджень та аналізу отриманих результатів, було визначено доцільність застосування сапоніту та анальциму в годівлі однорічок коропа та встановлено оптимальні норми внесення цих добавок до складу основного раціону у зв'язку з підвищенням рівня загальних ліпідів у м'язових тканинах риб.

Згодовування коропам сапоніту призвело до зростання загальної кількості ліпідів в усіх дослідних групах, фосфоліпідів у дослідях 2–5, і зменшення неетерифікованого холестеролу в усіх дослідних зразках скелетних м'язів коропа. Найкращі результати було констатовано у дослідях 3, 4 і 5. Саме у них відбулося зростання вмісту ліпідів на 93% у дослідях 3 і 4 та на 98,6% у досліді 5.

Згодовування коропам анальциму, дозволило зробити наступні висновки: введення його до складу основного раціону в концентрації 0,2, 2 та 5% не вплинуло на вміст загальних ліпідів, проте спостерігалось достовірне підвищення фосфоліпідної частки у дослідях 1 і 4, що відповідає вмісту в кормовому раціоні 0,2% та 5%. Найкращі показники за вмістом загальних ліпідів, було констатовано в дослідях 3 і 5 за внесення 3 та 10% добавки.

Порівняльний аналіз для сапоніту та анальциму довів, що більш перспективним мінералом виявився сапоніт, оскільки навіть при найнижчих його концентраціях у складі кормового раціону, він показав кращі результати. Так при введенні сапоніту в кількості 0,2% до корму, спостерігалось підвищення рівня загальних ліпідів на 47% відносно контролю.

Крім того, враховуючи фізико-хімічні властивості сапоніту та анальциму, внесення обох видів добавок у раціон коропа не чинить токсичної дії на організм і може бути застосована для різновікових груп коропа.

З результатів досліджень, рекомендована кількість внесених до складу основного раціону коропа добавок сапоніт та анальцим, може становити 3 – 5% та 3–10%, відповідно.

## **ВЛИЯНИЕ МИНЕРАЛОВ САПОНИТ И АНАЛЬЦИМ НА ЛИПИДНЫЙ СОСТАВ МЫШЦ КАРПА ПРИ УСЛОВИИ ВНЕСЕНИЯ ИХ В СОСТАВ ОСНОВНОГО РАЦИОНА**

*Батуревич О.О. – м. н. с.,*

*Институт рыбного хозяйства НААН Украины, shtefan\_91@ukr.net*

Кормление является одним из важных факторов в разведении рыб и требует постоянного совершенствования в связи с увеличением объемов производства, улучшением качества и экологичности продукции. Поэтому в представленных материалах приведены данные по применению минералов природного

происхождения (сапонита и анальцима) в составе основного рациона однолеток карпа и их влияния на содержание общих липидов и отдельных классов в скелетных мышцах. Эксперимент был проведен в лабораторных условиях и состоял из 2-х вариантов исследований. В I варианте дополнительно в состав корма введено сапонит в количестве 0,2%, 2%, 3%, 5% и 10%. Во II варианте дополнительно в состав корма введено анальцимом в такой же концентрации. Контрольная группа рыб содержалась в аналогичных условиях, но получала основной рацион без добавления каких-либо добавок. По окончании исследования, с краниально-дорзальной части туловища рыб были отобраны образцы мышц, которые были использованы в качестве материала для анализа содержания липидов в них. Как результат - было изучено действие различных концентраций сапонита и анальцима на организм и проведена сравнительная характеристика этих минералов. Выявлено достоверную эффективность применения минеральной добавки сапонит в количестве 0,2 - 10% от основного рациона в кормлении однолеток карпа за счет повышения содержания общих липидов. Однако, рекомендуемая доза этого минерала может составлять 3 - 5%. Что касается анальцима, то его применение в кормлении карпа рекомендовано в количестве 3 и 10%. Сравнительный анализ для сапонита и анальцима доказал, что более перспективным минералом оказался сапонит, поскольку даже при низких его концентрациях в составе кормового рациона, он показал лучшие результаты. Так при введении сапонита в количестве 0,2% к корму, наблюдалось повышение уровня общих липидов на 47% ( $P < 0,05$ ), относительно Контроля, тогда как анальцимом внесен в корм в такой же концентрации, никоим образом не повлиял на данный показатель. Установлено, что внесение в состав основного рациона однолеток карпа минеральных добавок не оказывает токсического действия на организм и может применяться в кормлении разновозрастных групп карпа.

Ключевые слова: сапонит, анальцим, минералы природного происхождения, карп, липиды.

## **THE INFLUENCE OF SAPONITE AND ANALCIME MINERALS ON THE LIPID COMPOSITION OF CARP MUSCLES, AS ADDITIVES IN THE MAIN DIET**

*Baturevich O.O. – Research Assistant,  
Institute of Fisheries NAAS, shtefan\_91@ukr.net*

Feeding is one of the main factors in fish farming and requires constant improvement due to increase of production volumes, quality enhancement and environmental friendliness of products. The article presents data on the use of natural minerals (saponite and analcime) as part of the main diet of age-1 carp and their effect on the content of total lipids and their individual classes in skeletal muscle. The experiment was conducted under laboratory conditions and consisted of 2 variants of studies. In the first variant, a saponite of 0.2%, 2%, 3%, 5% and 10% was introduced into the feed composition. In the second variant, analcime in the same concentration was additionally introduced into the feed. The control group of fish was kept under similar conditions, but received a basic diet without any additives. At the end of the study, muscle samples were taken from the cranial-dorsal part of the fish's torso and

used as material to analyze the lipid content in fish. As a result, the effect of different concentrations of saponite and analcime on the organism was analyzed and a comparative characterization of these minerals was performed. The effect of different concentrations of saponite and analcime on the organism was analyzed and a comparative characterization of these minerals was performed. Significant efficiency of mineral supplement saponite application in the amount of 0.2 - 10% of the basic diet in feeding age-1 carp was revealed due to an increase in the content of total lipids. However, the recommended dose of this mineral may be 3-5%. As for analcime, it is recommended for feeding carp in the amount of 3 and 10%. A comparative analysis of the results of studies on the use of saponite and analcime showed that a more promising mineral was saponite, since even at low concentrations in the composition of the feed ration, it showed better results. Thus, with the introduction of saponite in the amount of 0.2% of the feed, there was an increase in the level of total lipids by 47% ( $<0,05$ ), relative to control, while the introduction of analcime in the feed at the same concentration did not affect this indicator. It has been found that the introduction of mineral supplements to the basic diet of age-1 carp does not have a toxic effect on the organism and can be used in feeding of other age groups of carp.

Keywords: saponite, analcime, minerals of natural origin, carp, lipids.

#### **ЛІТЕРАТУРА**

1. Цирульська З.И., Люкшина В.Д. Включение в корма микроэлементов для улучшения роста рыб. *Сборник научных трудов ГосНИОРХ*. 1981. Вып. 176. С. 151–154.
2. Косоруков П.А. Исследование минерального состава и основных характеристик сапонита Варваровского месторождения. *Энерготехнологии и ресурсосбережение*. 2011. № 3. С. 38–42.
3. Бондаренко Є. Перспективи використання цеолітів у харчовій галузі. Україна та ЄС: подолання технічних бар'єрів у торгівлі: тези доп. міжнар. наук.-практ. конф. (м. Київ, 18-19 бер., 2015 р.). Київ, 2015. С. 122-125. URL : <https://knute.edu.ua/file/MTc=/bcb49b41d65edcccf8a44ab27b370e09.pdf#page=122>
4. Глупов Т.Х. Эффективность применения природного бентонита при выращивании рыбы в условиях загрязнения водной среды различными токсикантами : автореф. дис. на получ. научн. степени канд.биол. наук : спец. ВАК РФ 03.00.16 «Экология». Ставрополь, 1999. 22 с.
5. Кузнецов А.А. Рыбоводно-биологическая эффективность применения природного цеолита-клиноптилолита в составе комбикормов для радужной форели и сибирского осетра: автореф. дис. на соискание уч. степени канд. биол. наук: 03.00.32. Москва, 2002. 26 с.
6. Янович Н.Є., Янович Д.О. Роль мікроелементів у життєдіяльності ставкових риб. *Науковий вісник ЛНУВМБТ імені С. З. Гжицького*. 2014. Том 16 № 2 (59). Ч. 2. С. 345–372.
7. Канидьев А.Н., Лабутин В.Г. Эффективность добавления в комбикорм радужной форели природного цеолита (клиноптилолита). Вопросы

- інтенсифікації прудового рибоводства: *Науч. сб. ВНИИПРХ*. 1985. Вып. 45. С. 178–184.
8. Лабутин В.Г., Канидьеv А.Н Природные цеолиты в составе комбикорма для молоди радужной форели. *Биологические основы рационального кормления рыбы*: ВНИИПРХ. 1986. Вып. 49. С. 155–158.
  9. Таратухин В.А., Шимувльська Л.К. Корма для карпа с добавкой цеолитового туфа. *Рыбное хоз-во*. 1984. Вып. 9. С. 35–36.
  10. Безкровна Н.І. Використання природних цеолітів для підвищення ефективності годівлі коропа : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біолог. наук : спец. 03. 00. 10 «Іхтіологія». Київ, 1994. 25 с.
  11. Безкровна Н.І. Рекомендації щодо використання цеоліту-клинотилоліту у складі продукційних комбикормів для коропа. Збірник інструктивно-технологічної документації «Інтенсивне рибництво». Київ, 1995. 186 с.
  12. Сивий М.І., Паранько Є.І. Географія мінеральних ресурсів України: монографія. Львів: Простір М, 2013. 684 с.
  13. Байраков В. В. Особенности минерального состава клинотилолитовых пород Закарпатья. Природные цеолиты: IV болгаро-советский симпозиум: тезисы докл. Бургас, 1985. С. 23–24.
  14. Марцин І.І. Структурно-сорбційні характеристики українського сапоніту. *Укр. хім. журн.* 2001. Т. 67, № 2. С. 98–101.
  15. Грициняк І.І., Смолянiнов К.Б., Янович В.Г. Обмін ліпідів у риб. Львів : триада плюс, 2010. 336 с.
  16. Kates M. Techniques of lipidology. Amsterdam : Elsevier, 1986. 451 p.
  17. Плохинский Н.А. Руководство по биометрии для зоотехников. Москва : Колос, 1969. 256 с.
  18. Попова Е.М., Кошій І.В. Ліпіди як компонент адаптації риб до екологічного стесу. *Рибогосподарська наука України*. 2007. № 1. С. 49–56.
  19. Р. Малькольм Лав. Химическая биология рыб. Москва : Пищевая промышленность, 1976. 352 с.
  20. Малевич М.Б. Ліпідний склад тканин та відтворна здатність коропів-плідників за різного рівня вітаміну А в комбикормі. *Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України*. Серія : Технологія виробництва і переробки продукції тваринництва. 2015. Вип. 205. С. 155–162. URL: [http://nbuv.gov.ua/UJRN/pvnau\\_tevppt\\_2015\\_205\\_21](http://nbuv.gov.ua/UJRN/pvnau_tevppt_2015_205_21).
  21. Дятловицкая Э.В., Безуглов В.В. Липиды как биоэффекторы. Введение. *Биохимия*. 1998. Т. 63. Вып. 1. С. 3–5.
  22. Сенік Ю.І. Ліпідний склад деяких тканин коропа за дії іонів кадмію. *Наук. зап. Терноп. пед. Ун-ту. Серія Біологія*. 2011. № 2 (47). С. 216–220.
  23. Сидоров В.С. Экологическая биохимия рыб. Липиды. Ленинград : Наука, 1983. 240 с.

24. Фурманевич М.Б., Томчук В.А., Віщур О.І. Вплив добавок мікроелементів до раціону самиць коропа у переднерестовий період на вміст ліпідів у отриманій від них ікрі та виведених з неї личинках. *Наукові доповіді Національного університету біоресурсів і природокористування України*. 2017. № 2. URL: [http://nbuv.gov.ua/UJRN/Nd\\_2017\\_2\\_24](http://nbuv.gov.ua/UJRN/Nd_2017_2_24).
25. Фурманевич М.Б. Вплив вітамінно-мінеральної добавки на вміст загальних ліпідів та співвідношення їх окремих класів у печінці та скелетних м'язах дворічок коропа у кінці вегетаційного періоду. *Біологія тварин*. 2016. Т. 18. № 4. С. 113–119.
26. Янович В.Г., Лагодюк П.З. Обмен липидов у животных в онтогенезе. Москва : Агропромиздат. 1991. 316 с.

### REFERENCES

1. Cirul'sskaja, Z.I., & Ljukshina, V.D. (1981). *Vkljuchenie v korma mikrojelementov dlja uluchshenija rosta ryb*. [Investigation of the influence of feed with biologically active additives on the growth of sturgeon fish in basin growing technology]. *Sbornik nauchnyh trudov GosNIORH - Collection of scientific papers StateSRILRF, Issues 1*, 151–154. [in Russian].
2. Kosorukov, P.A. (2011). *Issledovanie mineral'nogo sostava i osnovnyh harakteristik saponita Varvarovskogo mestorozhdenija*. [Study of the mineral composition and basic characteristics of saponite of the Varvarovsky deposit]. *Jenergotehnologii i resursosberezenie*, no. 3, 38–42. [in Ukrainian].
3. Bondarenko, Ye. (2015). *Perspektyvy vykorystannia tseolitiv u kharchovii haluzi*. [Prospects for the use of zeolites in the food industry. Ukraine and the EU: Overcoming technical barriers to trade]. *Ukraina ta YeS: podolannia tekhnichnykh barrieriv u torhivli – Ukraine and the EU: Overcoming technical barriers to trade: tezy dop. mizhnar. nauk.-prakt. konf. m. Kyiv*, 18-19 ber., 2015. Retrived from: <https://knute.edu.ua/file/MTC=/bcb49b41d65edccccf8a44ab27b370e09.pdf#page=122>. [in Ukrainian].
4. Tlupov, T.H. (1999). *Jeffektivnost' primenenija prirodnogo bentonita pri vyrashhivanii ryby v uslovijah zagrjaznenija vodnoj sredy razlichnymi toksikantami*. [The effectiveness of the use of natural bentonite in fish farming in conditions of water pollution by various toxicants]. Extended abstract of candidate's thesis. Stavropol'. [in Russian].
5. Kuznecov, A.A. (2002). *Rybovodno-biologicheskaja jeffektivnost' primenenija prirodnogo ceolita-klinoptilolita v sostave kombikormov dlja raduzhnoj foreli i sibirskogo osetra*. [Fish-breeding and biological effectiveness of the use of natural clinoptilolite zeolite as part of compound feeds for rainbow trout and Siberian sturgeon]. Extended abstract of candidate's thesis. Moscow. [in Russian].



6. Ianovych, N.Ye., & Yanovych, D.O. (2014). *Rol mikroelementiv u zhyttiediiialnosti stavkovykh ryb* [The role of trace elements in the life of pond fish]. *Naukovyi visnyk LNUVMBT imeni S. Z. Hzhyskoho – Scientific Bulletin of Lviv National University of Veterinary Medicine and Biotechnology named after S. Z. Hzhyskoho*, vol. 16, no. 2(59), part 2, 345–372. [in Ukrainian].
7. Kanid'ev, A.N., & Labutin, V.G. (1985). *Jeffektivnost' dobavlenija v kombikorm raduzhnoj foreli prirodnoho ceolita (klinoptilolita)*. [The effectiveness of adding in the feed of rainbow trout natural zeolite (clinoptilolite)]. *Voprosy intensifikacii prudovogo rybovodstva: Nauch. sb. VNIIPRH*, Issue 45, 178–184. [in Russian].
8. Labutin, V.G., & Kanid'ev, A.N. (1986). *Prirodnye ceolity v sostave kombikorma dlja molodi raduzhnoj foreli*. [Natural zeolites as part of feed for juvenile rainbow trout]. *Biologicheskie osnovy racional'nogo kormlenija ryby: VNIIPRH*, Issue 49, 155–158. [in Russian].
9. Taratuhin, V.A., & Shimul'skaja, L.K. (1984). *Korma dlja karpa s dobavkoj ceolitovogo tufa*. [Feed for carp with zeolite tuff]. *Rybn. hoz-vo*, Issue 9, 35–36. [in Russian].
10. Bezкровна, N.I. (1994). *Vykorystannia pryrodnykh tseolitiv dlia pidvyshchennia efektyvnosti hodivli koropa*. [The use of natural zeolites to increase the efficiency of feeding carp]. Extended abstract of candidate's thesis. Kyiv. [in Ukrainian].
11. Bezкровна, N.I., Kanidiev, O.M., Zhelto, Yu.O., & Herdii O. M. (1995). *Rekomendatsii shchodo vykorystannia tseolitu-klinoptilolitu u skladi produktsiinykh kombikormiv dlia koropa*. [Recommendations for the use of zeolite-clinoptilolite in production feed for carp]. *Zbirnyk instruktyvno-tekhnolohichnoi dokumentatsii «Intensyvne rybnytstvo»*. Kyiv. [in Ukrainian].
12. Syvyi, M.I., & Paranko, Ye.I. (2013). *Heohrafiia mineralnykh resursiv Ukrainy* [Geography of mineral resources of Ukraine] Lviv: Prostir M. [in Ukrainian].
13. Bajrakov, V.V. (1985). *Osobennosti mineral'nogo sostava klinoptilolitovykh porod Zakarpat'ja*. [Features of the mineral composition of clinoptilolite rocks of Transcarpathia]. *Prirodnye ceolity: IV bolgaro-sovetskij simpozium: tezisy dokl. Burgas*, 23–24. [in Ukrainian].
14. Martsyn, I.I., Mank, V.V., Lebovka, M.I., & Vyhornytskyi, M.V. (2001). *Strukturno-sorbtsiini kharakterystyky ukrainskoho saponitu*. [Structural-sorption characteristics of Ukrainian saponite]. *Ukr. khym. Zhurn*, vol. 67, no. 2, 98–101. [in Ukrainian].
15. Hrytsyniak, I. I., Smolianinov, K. B., & Yanovych, V.H. (2010) *Obmin lipidiv u ryb*. [Lipid metabolism in fish]. Lviv: Triada plus. [in Ukrainian].

16. Kates M. (1986). *Techniques of lipidology*. Amsterdam: Elsevier.
17. Plohinskij, N.A (1969). *Rukovodstvo po biometrii dlja zootehnikov*. [Biometrics Guide for Livestock]. Moscow: Kolos. [in Ukrainian].
18. Popova ,E.M., & Koshchii, I.V. (2007). *Lipidy yak komponent adaptatsii ryb do ekolohichnoho stesu*. [Lipids as a component of fish adaptation to the ecological stack]. *Rybohospodarska nauka Ukrainy*, no. 1, 49–56. [in Ukrainian].
19. R., Mal'kol'm Lav. (1976). *Himicheskaja biologija ryb*. [Chemical biology of fish]. Moscow: Pishhevaja promyshlennost'. [in Russian].
20. Malevych, M. B. (2015). *Lipidnyi sklad tkanyn ta vidtvorna zdattist koropiv-plidnykiv za riznoho rivnia vitaminu A v kombikormi*. [Lipid composition of tissues and reproductive capacity of carp-weavers at different levels of vitamin A in compound feed]. *Naukovyi visnyk Natsionalnoho universytetu bioresursiv i pryrodokorystuvannia Ukrainy. Seriiia : Tekhnolohiia vyrobnytstva i pererobky produktsii tvarynnytstva*. Retrived from: [http://nbuv.gov.ua/UJRN/nvnau\\_tevppt\\_2015\\_205\\_21](http://nbuv.gov.ua/UJRN/nvnau_tevppt_2015_205_21) [in Ukrainian].
21. Djatlovickaja, Je.V., & Bezuglov V.V. (1998). *Lipidy kak bioeffektory. Vvedenie*. [Lipids as bio-effects. Introduction]. *Biohimija*, vol. 63, Issue 1, 3–5. [in Ukrainian].
22. Senyk, Yu.I., Khomenchuk, V.O., Liavrin, B.Z., Hlovyn, N.M., & Kurant, V.Z. (2011). *Lipidnyi sklad deiakykh tkanyn koropa za dii ioniv kadmiuu*. [The lipid composition of some carp tissues by the action of cadmium ions]. *Naukovi zapysky Ternopilskoho natsionalnoho pedahohichnoho universytetu. Seriiia Biolohichna*, no. 2 (47), 216–220. [in Ukrainian].
23. Sidorov, V. S. (1983). *Jekologicheskaja biohimija ryb. Lipidy*. [Ecological biochemistry of fish. Lipids]. Leningrad: Nauka. [in Russian].
24. Furmanevych, M.B., Tomchuk, V.A., & Vishchur, O.I. (2017). *Vplyv dobavok mikroelementiv do ratsionu samyts koropa u perednerestovyi period na vmist lipidiv u otrymanii vid nykh ikri ta vyvedenykh z nei lychynkakh*. [The influence of trace elements in the diet of carp females in the pre-spawning period on the content of lipids in their eggs and their larvae]. *Naukovi dopovidi Natsionalnoho universytetu bioresursiv i pryrodokorystuvannia Ukrainy*, no. 2. Retrived from [http://nbuv.gov.ua/UJRN/Nd\\_2017\\_2\\_24](http://nbuv.gov.ua/UJRN/Nd_2017_2_24). [in Ukrainian].
25. Furmanevych, M.B, Vishchur, O.I., Smolianinov, K.B., & Tomchuk, V.A. (2016). *Vplyv vitaminno-mineralnoi dobavky na vmist zahalnykh lipidiv ta spivvidnoshennia yikh okremykh klasiv u pechintsi ta skeletnykh miazakh dvorichok koropa u kintsi vehetatsiinoho periodu*. [Effect of vitamin and mineral supplement on the content of total lipids and the ratio of their individual classes in the liver and skeletal muscles of the carp colon at the end of the growing season]. *Biolohiia tvaryn*, vol. 18, no. 4, 113–119. [in Ukrainian].
26. Janovich, V.G., & Lagodjuk, P.Z. (1991). *Obmen lipidov u zhivotnyh v ontogeneze*. [Lipid metabolism in animals in ontogenesis]. Moscow: Agropromizdat. [in Russian].

УДК:619: 639.2.09; 639.3.09

DOI <https://doi.org/10.32851/wba.2019.2.5>

## АНАЛІЗ ГІДРОТЕХНОЛОГІЧНОЇ СКЛАДОВОЇ ІНДУСТРІАЛЬНИХ АКВАФЕРМ ЗА ЗАМКНУТОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ

*Гриневич Н.Є.* – д.вет.н., доцент,

*Хом'як О.А.* – к.с.-г.н., доцент,

*Присяжнюк Н.М.* – к.вет.н., доцент,

*Михальський О.Р.* – ст. викладач,

*Білоцерківський національний аграрний університет,*

*ihziozoolog@ukr.net*

Сучасні технології вирощування форелі, осетрових, тилапії, пенгасіуса та інших гідробіонтів є складним багатограним процесом, до якого залучені ряд чинників: риба і мікрофлора біофільтра, а об'єднувальною ланкою слугує вода. Важливе значення для вирощування риби має температура води, рН, вміст хімічних елементів і солей.

Впродовж всього вегетаційного періоду температура води в басейнах дослідного господарства коливалась у межах 6,6–14,3°C. Ці температури входять до загальноприйнятого діапазону оптимальних температур 7–18°C, за якого апетит райдужної форелі є найкращим. Поза цим діапазоном риба втрачає апетит, а в разі досягнення критичних відміток взагалі не харчується. Між інтенсивністю живлення і ефективністю використання спожитого корму існує пряма залежність.

Запах води досліджували в двох термічних режимах – за температури 20 та 60°C. Суттєвих відмінностей за запахом у воді з різними температурами не виявили.

Низькі рівні рН знижують ефективність біофільтрації, а високий показник рН спричиняє токсичний ефект, тому важливо регулювати рН відповідно до ефективності біофільтра. На різних стадіях розвитку райдужна форель неоднаково реагує на несприятливі значення рН. Оптимальні і допустимі діапазони рН води для різних вікових груп вирощування також різняться. Найбільш сприятливою для розвитку райдужної форелі є вода середньої жорсткості.

Упродовж періоду досліджень уміст хлоридів у воді кожного разу не перевищував нормативних значень. Однак для цього показника також була характерна сезонна динаміка. У березні кількість хлоридів була на рівні 540 мг/дм<sup>3</sup>, жовтневий показник збільшився в 1,24 раза, а в грудні знову зменшився, практично до березневого значення. Кількість сульфатів у всіх досліджених пробах не перевищувала ГДК і була в середньому в 5 разів менша.

Уміст загального заліза не перевищувало нормативне. Саме показник вмісту заліза ключовим для систем замкнутого водопостачання, що вказує у подальшому на виживаність молоді в установках. Підвищення умісту заліза в воді небезпечно для риби, оскільки гідроксид заліза може осаджуватись на їх зябрових пелюстках і погіршувати дихання та йонний обмін. Істотно зростає також уразливість організму до захворювань.

Ключові слова: вода, аквакультура, біофільтр, аквасистема, біоплівка, риба, нітрати, нітрити, хлориди.

**Постановка проблеми.** Вирощування риби в УЗВ, незважаючи на високі витрати на їх створення та експлуатацію, належить до інтенсивної технології у промисловому рибництві. Виправданим в економічному сенсі є використання таких видів риб, ціна на кінцеву продукцію яких дає змогу окупити вкладення в будівництво установки і витрати на її функціонування. Ще одним важливим чинником є швидкість росту риби, відтак, її собівартість. Перехід рибницького підприємства від дво- чи трирічного циклу вирощування риби до однорічного дасть змогу значно скоротити термін окупності коштів, вкладених у розбудову господарства [8].

Важливим є також виживання риби на всіх етапах вирощування та її невибагливість до утримання, умов санітарії тощо. Моніторинг вітчизняних господарств, що вирощують рибу за цією технологією, показує її ефективність, особливо у разі вирощування цінних видів риб у центральних та східних областях України [7, 16].

Для реалізації мети необхідно було вирішити наступне завдання: провести санітарно-гігієнічне оцінювання води за органолептичними, гідрохімічними та мікробіологічними показниками в установках замкнутого водопостачання за вирощування райдужної форелі упродовж року.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Зростання потреби людства у рибницькій продукції на фоні одночасного виснаження природних запасів водою внаслідок різних факторів антропогенного навантаження стало причиною стрімкого розвитку інтенсивних методів вирощування риб у штучно створених умовах.

Технології інтенсивного вирощування риби у системах з оборотним водопостачанням за механічного та біологічного очищення є найефективнішим поміж інших напрямків сучасної аквакультури.

Значна увага приділяється механічному та біологічному фільтруванню води у роботі рециркуляційної системи.

Ця технологія базується на застосуванні механічних та біологічних фільтрів і може використовуватись для вирощування різних об'єктів аквакультури: риби, креветок, двостулкових молюсків та ін. Однак рециркуляційні технології застосовуються, головним чином, у рибництві [4, 18]. Практика діяльності українських індустріальних рибницьких господарств показує, що такі технології використовують для вирощування осетрових, лососевих і сомових.

Механічний фільтр не спроможний затримати всі органічні речовини, крізь нього проходять найдрібніші частинки, а також розчинені неорганічні сполуки, зокрема, фосфатні та азотні. Фосфати зазвичай є інертними речовинами без токсичних властивостей, тимчасом азот у формі вільного амоніаку є досить токсичним, однак завдяки мікроорганізмам біофільтру він перетворюється у нешкідливий нітрат [2, 5].

Для досягнення бажаної швидкості нітрифікації температура води в УЗВ повинна бути в межах 10-35°C, а рівень рН – від 7 до 8 [5, 6]. Температура води залежить від виду риби, що вирощується, і встановлюється такою, щоб забезпечити оптимальні рівні росту риби, а не бажану швидкість нітрифікації.

З огляду на те, що низькі рівні рН знижують ефективність біофільтрації [6], а високий показник рН спричиняє поступове наростання кількості  $\text{NH}_3$ , що збільшує токсичний ефект [7], важливо регулювати рН відповідно до ефективності біофільтра. Рекомендована межа рН для холодноводних рибних господарств знаходиться між 7,0 та 7,5.

Амоніак токсичний для риби, коли його кількість перевищує 0,02 мг/л води. Хоча низькі значення рН мінімізують небезпеку перевищення токсичного рівня амоніаку, для більш ефективної роботи біофільтра рибоводам рекомендують досягти рівня рН щонайменше 7 [2, 16].

Нітрити ( $\text{NO}_2^-$ ), які утворюються в процесі нітрифікації, токсичні для риби, коли рівень вище 2 мг/л. Ознакою нітратного отруєння риби, що вирощується у замкнутій системі, є підняття на поверхню і заковтування повітря (така клінічна картина характерна в основному для лососевих), незважаючи на достатню концентрацію кисню. За високих концентрацій нітрити через зябра потрапляють у кров, що перешкоджає поглинанню кисню.

Нітрати – кінцевий продукт процесу нітрифікації, і хоча вважаються нешкідливими, їх великі кількості (більш ніж 100 мг/л) негативно позначаються на рості і розвитку риби та ефективності годівлі [6, 11, 12].

За мінімальної подачі свіжої води в замкнуту систему нітрати накопичуються і можуть досягти дуже високих рівнів (200-300 мг/л). Для запобігання їх акумуляції слід збільшити додавання свіжої води, що сприятиме зменшенню концентрації цих сполук до безпечного рівня [16, 18]. Тимчасом рециркуляційні системи спрямовані передусім на економію води. У таких випадках зниження нітратів можна досягти денітрифікацією. В індустріальних умовах споживання води, що перевищує 300 л на кілограм використаного корму, денітрифікацію слід розглядати як обов'язкову операцію [15].

Денітрифікація буває двох типів – асиміляторна і дисиміляторна. За асиміляторної денітрифікації нітрати відновлюються до амоніаку, який використовується як джерело азоту для побудови тіла мікроорганізмів. За дисиміляторної денітрифікації нітрати використовуються як окиснювачі органічних речовин замість молекулярного кисню, що забезпечує мікроорганізми необхідною енергією. Здатність до дисиміляторної денітрифікації мають тільки специфічні аеробні бактерії. Найпоширеніші денітрифікуючі мікроорганізми – бактерії роду *Pseudomonas*. До них належить велика

гетерогенна група широко розповсюджених у біосфері мікроорганізмів, загальнобіологічна роль яких реалізується передусім у процесах мінералізації органічних сполук. Відтак, у процесі денітрифікації азот із води видаляється в атмосферу, тим самим знижуючи навантаження азоту на середовище існування риби [9]. Для процесу денітрифікації необхідне джерело органіки (вуглекислота). З цією метою у денітрифікаційну камеру додають метанол. Зазвичай денітрифікація кожного кілограма нітрату потребує 2,5 кг метанолу. У денітрифікаційну камеру вносять наповнювач для біофільтрації, проектний час перебування якого становить 2-4 год [16, 17].

Практика показує, що дуже часто нітритне отруєння риби діагностують як епізоотію. Для виключення останньої проводять бактеріологічні дослідження, які потребують певного часу, що перешкоджає вчасному виведенню риби із стану отруєння. З огляду на зазначене вище, у господарствах, що працюють за технологією замкнутого циклу водопостачання, рекомендують проводити щоденний моніторинг параметрів води [3, 19].

Сукупність методів біологічного очищення стічних вод у штучних умовах за розміщенням у них активної біомаси поділяють на три групи: активна біомаса: біоплівка, що закріплюється як на рухомому так і нерухомому матеріалі, а стічна вода тонким шаром рухається на матеріалі завантаження; активна біомаса (активний мул) знаходиться у воді у вільному (завислому) стані; розміщення біомаси здійснюється за першими варіантами [11]. До першої групи споруд належать біофільтри, до другої – аеротенки, окситенки та циркуляційні окисні канали, до третьої – біотенки, аеротенки із заповнювачами, занурені біофільтри.

В індустріальній аквакультурі до реакторів, в яких відбувається біологічне очищення використаної води у штучних умовах із застосуванням біоплівки, належать біофільтри. Стічна вода розбризкується спеціальними пристроями зверху по всій поверхні завантаження біофільтра. Стікаючи вниз, вода омиває біоплівку і збирається у піддоні реактора, звідки насосом багаторазово повертається до повторного розбризкування. Так відбувається її рециркуляція. Для забезпечення біоплівки киснем у нижню частину реактора через вікна за допомогою вентилятора нагнітають повітря. Для запобігання замерзання води у холодну пору року, реактори розміщують у приміщенні або укомплектовують вентиляційними системами [2].

За типом завантаження біофільтри поділяють на дві категорії: з об'ємним і плоским завантаженням. Плоске завантаження також займає певний об'єм, але воно значно менше. Як матеріали для об'ємного завантаження використовують гравій, керамзит, пластмасу, шлак. Питома поверхня об'ємного завантаження становить від 70 до 300 м<sup>2</sup>/м<sup>3</sup>. Пропускна здатність біофільтра визначається площею поверхні біоплівки та

доступом кисню до неї. Що більша поверхня і що краще надходить кисень до неї, то вища пропускна здатність біофільтра.

Стійке зростання обсягів продукції рибництва, вирощеної у аквасистемах з рециркуляцією, зумовлює актуальність питання очищення забрудненої води для можливості її повторного використання [14].

Рециркуляційна аквакультурна система (РАС) – це технологія вирощування риб або інших водних біоресурсів з повторним використанням води. При наявності необхідних ресурсів будь-який вид риби, що культивується в ставковій чи в садковій аквакультурі, може вирощуватись в РАС.

Економічно вирощування в РАС менш вигідно в порівнянні з іншими типами господарств, оскільки такі системи дороговартісні в будівництві та в обслуговуванні; що в свою чергу призводить до зростання собівартості вирощеної продукції. Проте в різних країнах світу спостерігається зростання зацікавленості в цьому напрямку аквакультури. Це можна пояснити певними перевагами у порівнянні з іншими типами аквакультури.

Експлуатація подібної системи дозволяє здійснювати вирощування безперервно та незалежно від природно-кліматичних умов. Завдяки цьому з'являється можливість вирощування практично будь-яких видів гідробіонтів у всіх кліматичних зонах світу [2, 4, 10].

Перевагою РАС є виключення впливу зовнішніх чинників, в той час як в традиційному рибництві виробництво рибопродукції повністю залежить від зовнішніх природних умов (температури, вмісту кисню, наявності органічних речовин та інше). Рециркуляція дозволяє повністю здійснювати контроль за всіма виробничими параметрами (температурою, рівнем кисню, освітленням, рН), і навички в управлінні РАС стають не менш важливими, ніж здатність до догляду за рибою. Оптимізація та контроль за абіотичними факторами середовища існування об'єктів аквакультури в РАС мінімізує появу стресових явищ та сприяє кращому росту гідробіонтів, дозволяє скоротити час вирощування, дозрівання плідників і формування маточних стад, цілий рік отримувати життєздатну молодь і великий рибопосадковий матеріал. Все це в результаті забезпечує постійний і передбачуваний ріст, що дозволяє точно прогнозувати, коли риба досягне певного етапу розвитку або розміру. Найважливішою перевагою цього є можливість складання виробничого плану і прогнозування часу, коли риба буде готова до реалізації. Це сприятливо впливає на загальне управління господарством та підвищує його конкурентоспроможність [12, 13].

Розглядаючи технологічну складову індустріальних акваферм за замкнутого водопостачання та всупереч всім зусиллям по стандартизації, кожна установка повинна обов'язково розглядатися з урахуванням специфічних місцевих і ринкових умов. Тому наполегливо рекомендується детальний аналіз місцевих умов, маркетингові кроки та менеджмент.

На підставі багаторічного досвіду роботи значна частина компаній-проектантів УЗВ нині пропонують цілковито нову виробничо-технічну концепцію. Новітність поєднує в собі інноваційні та добре зарекомендовані складові елементи та сучасні європейські методики в оптимальному поєднанні. Первинні технічні слабкі позиції, поступово повністю замінюються абсолютно новими підходами до повноцінної роботи систем замкнутого водопостачання.

За категоріями осучаснення системи замкнутого водопостачання класифікуються: рециркуляційні системи РАС-1 – пілотні установки, досвідчені установки, малі установки; рециркуляційні системи виробничі установки з мікрофлотацією; рециркуляційні системи РАС-1 – спеціальні установки [2].

Малі установки проектантами індустріальних замкнутих систем модельного ряду РАС-1 представлені у вигляді комплектних установок, що включають всі необхідні для роботи стандартні технічні компоненти. Установки вільно монтуються і можуть, в будь-який час, демонтуватися і потім знову встановлюватися в іншому місці. Зазвичай ці установки використовують з метою ознайомлення з технологією монтування основних складових системи для вирощування гідробіонтів та очищення води; експозиційні чи навчальні установки використовують зазвичай у декоративній аквакультурі. За цих умов задіяна незначна кількість води. Особливої уваги приділяють пілотним установкам: в Україні такі використані для вирощування нільської тилапії та пенгасіуса.

Замовники, що не мають досвіду роботи, але виявили бажання працювати з цими установками повинні спочатку використовувати РАС-1-систему не для «складних видів риби», а накопичувати свій досвід на невибагливих видах на які не дуже сильно впливають ті чи інші виробничі помилки. Саме тому виробниками рекомендується спочатку відпрацювати використання цих установок на таких видах риби як, наприклад, тилапія, сом і короп. Критерієм виробничої потужності установки є максимально точне одночасне утримання риби за певних добових норм годівлі, так як цей показник дає головну і об'єктивну інформацію про виробничу потужність. Величина річного виробництва залежить також від виду риби, від початкової і кінцевої ваги, від якості корму, від температури води і багатьох інших факторів, які в цілому роблять складним точне прогнозування річної потужності УЗВ, також не можна недооцінювати і вплив керівництва підприємства (менеджмент) [16].

Технічна експлуатація РАС-1 вимагає спеціальних знань. Водночас установки спроектовані таким чином, щоб вони легкі в обслуговуванні та управлінні. Встановлення проектів проходить із детальною документацією та інструкціями з експлуатації.



Основними стандартні компоненти системами вважаються: басейни з нешкідливого для харчових продуктів поліетилену (ПЕ), з подвійною системою стоку і підставкою; ділянка механічної та біологічної фільтрації; прямок з насосною енергозберігаючою системою, система водовідведення; повітреподаючі системи аерації; УФ-установка (за потреби); стандартна система контролю кисню, температури і витрат води; електронний контроль температури води, озонна установка, введення чистого кисню, система годування.

Установка другого типу відкривають системний ряд для промислового виробництва риби. RAS-2-системи містять, наряду зі звичайними складовими елементами, що застосовуються в сучасних установках замкнутого водопостачання, також додаткові принципи і технічні складові елементи, які перевершують відомі стандарти і відкривають абсолютно нові можливості і перспективи за рівнем якості і поліпшення якості використовуваної води – нові параметри технології систем замкнутого водопостачання. RAS-2-установки мають модульну конструкцію, щоб звести до мінімуму ризику і можливості епізоотії. Кожен модуль може працювати автономно, незалежно від інших модулів. Загальні технічні системи, наприклад, забезпечення киснем або система управління / контролю, встановлюються в будівлі централізовано.

Модульна конструкція дозволяє в будь-який час розширити установку, додаючи інші інкубаційні і нагульні модулі [2].

Підвищений вміст твердих нерозчинних частинок у виробничій воді з вирощування гідробіонтів має прямий, в основному негативний вплив на загальні процеси всередині системи з замкнутим водопостачанням. Тому швидке і, по можливості, повне видалення твердих частинок має головний пріоритет в концепції установки. Так як в інтенсивній установці із замкнутим водопостачанням переважає фракція твердих частинок розміром менше 35 мікрон, то механічного очищення (фільтрування) недостатньо, що відображається як ключовий фактор за іншими процесами водопідготовки. Саме тому у модульних конструкціях доцільно для видалення осілих і відфільтрованих речовин застосовувати новітні елементи флоатації.

Для технології мікрофлоатації характерно багато переваг, що усувають майже всі проблеми, які зустрічалися досі під час використання, наприклад, механічного фільтрування. Таким чином, мікрофлоатація може використовуватися безперервно, навіть під час технічної потреби зміни кількості поступаючої води і утримання твердих частинок. Необхідності у промиванні зворотним током води немає – забруднення відсутнє. Установки працюють практично без збоїв і технічного обслуговування.

Сьогодні можна вважати, що технологія відловлювання завислих речовин в установках замкнутого водопостачання за допомогою механіч-

ної фільтруючої системи діапазоні 30-100 мікрон є застарілою та недосконалою. За високих щільностей посадки і максимальним виходом продукції з одиниці площі чи об'єму варто впроваджувати у виробництво технологію мікрофлотації дозволяє відокремити майже 100% всіх осілих і відфільтрованих часток в діапазоні 1–5 мікрон [1, 4, 15].

РАС установки, другого типу, які обладнані з одним або декількома реакторами біофільтра, що складається з спеціально відформованих пластмасових деталей (біофільтруючий матеріал, наповнювач біофільтра), який знаходиться всередині басейну або реактора в завислому стані і підтримується в обертальному русі.

Використана, забруднена вода подається в реактор, і органічні речовини розкладаються за допомогою біоплівки, яка формується на біоматреці всередині захищеної структури наповнювача (прим. 500 м<sup>2</sup>/м<sup>3</sup>). Варто використовувати наповнювачі перевагою яких є відносно висока щільність біологічної активності на м<sup>3</sup>, мала необхідна висота подачі води, неперервність процесу очищення і надзвичайно висока безпека роботи.

Всі басейни РАС систем виконані з подвійною стічної системою для роздільного відведення забрудненої і чистої води. Тільки 5–20% водної маси з великою кількістю забруднення піддаються інтенсивній технологічній очистці. Решту 80–95% – це так звана умовно чиста вода, відводиться безпосередньо назад в систему. В залежності від вимог, є на вибір різні матеріали для басейнів і конструкцій [15].

Переваги замкнених систем водопостачання в аквакультурі – очевидні. Це: – зменшення або повне припинення скидання забруднених стічних вод; – спрощення утилізації продуктів життєдіяльності риб; – раціональне використання водних, земельних і людських ресурсів; – повна керованість режимами вирощування риби: температурним, сольовим, газовим, світловим і т.д., прискорення тим самим темпу росту риб і підвищення ефективності вирощування. Недолік УЗВ практично тільки один, але істотний: висока собівартість вирощуваної риби, найвища серед всіх форм рибництва (собівартість товарного коропа в таких установках приблизно в 4-5 разів вище вартості коропа, вирощеного в ставках за нагульною системою, і майже в 2 рази – у садкових господарствах), тому доцільно рибні установки такого типу орієнтувати на вирощування делікатесної дороговартісної продукції, в основному осетрових риб, до яких у майбутньому, можливо, додадуться такі об'єкти, як вугор, тилапія, пенгасіус, річкові раки, прісноводні креветки та деякі інші [2]. Інший шлях використання УЗВ – вирощування посадкового матеріалу різних видів риб, поставка їх у рибницькі господарства в ранній термін, за рахунок чого можливе отримання товарної продукції в ставкових господарствах за один рік. Застосування басейнів для вирощування риби відкрило перспективи

вдосконалювання рибництва. Басейни можна встановити незалежно від рельєфу місцевості або внести в будівлю. Подача кормів у басейни, подача та скидання води організуються і регулюються відповідно до плану рибництва. Селекція вирощуваного матеріалу, облов, лікування та інші технологічні операції в басейнах стали значно доступніше, ніж у ставку. Щоб отримати більш високу віддачу від рибництва в басейнах, щільність посадки риби в порівнянні із ставком необхідно збільшити, у зв'язку з чим виникають проблеми постачання риби киснем для дихання і видалення з басейнів продуктів життєдіяльності риб. Обидві ці проблеми вирішуються за рахунок зміни води в басейні. У басейн повинна подаватися чиста, насичена киснем вода, а випускатися з басейну вода, збіднена киснем і забруднена продуктами життєдіяльності риби. Проблема насичення води в басейнах вирішується тільки за рахунок подачі насиченої киснем води. Рибоводні установки з аерацією води знайшли широке практичне застосування. Додаткове джерело надходження кисню у воду басейну дозволяє на порядок знизити витрати води. Насичена вода, попередньо змішуючись із чистою водою, знову подається на вхід у басейн. Особливо широке застосування установки такого виду знайшли при вирощуванні форелі на артезіанських водах. Дефіцит кисню в артезіанській воді, що володіє потрібним для форелі складом солей і температурою, компенсується технічними засобами насичення води киснем як за рахунок аерації, так і за рахунок використання технічного кисню [14].

**Матеріал та методи.** Якість води в УЗВ досліджували за такими показниками: температура, рН, загальна жорсткість, каламутність, кольоровість, вміст кисню, загального заліза, хлоридів, сульфатів, амонію, фторидів та сухого залишку. Також досліджували вміст хімічних елементів і солей, які можуть проявляти токсичний вплив на рибу (нітрати, нітрити, амоній, кадмій, кобальт, мідь, свинець, цинк).

**Результати досліджень та їх обговорення.** Результати досліджень за санітарно-гігієнічними та мікробіологічними показниками з визначення органолептичних і деяких хімічних показників води зі свердловини, що живитимуть повносистемне форелеве господарство наведено в таблиці 1.

**Таблиця 1. Органолептичні і хімічні показники води зі свердловини, що живить повносистемне форелеве господарство**

№ з/п	Найменування показників	Од. вимір.	Вимоги НД	Фактичне значення	НД на методи випробування	Відповідність
1	2	3	4	5	6	7
Санітарно-гігієнічні показники						
1	Запах 20°	град.	< = 2	1	ГОСТ 3351-74	відповідає
2	Запах 60°	град.	< = 2	0	ГОСТ 3351-74	відповідає

Продовження таблиці 1

1	2	3	4	5	6	7
3	Присмак	бали	< = 2	1	ГОСТ 3351-74	відповідає
4	Кольоровість	град.	< = 20	0	ГОСТ 3351-74	відповідає
5	Каламутність	мг/дм <sup>3</sup>	< = 1,0	0	ГОСТ 3351-74	відповідає
6	Водневий показник	одини-ці рН	6,5–8,5	6,87	інструкція до приладу	відповідає
7	Амоній (аміак)	мг/дм <sup>3</sup>	< = 0,5	< 0,05	ГОСТ 4192-82	відповідає
8	Нітрити	мг/дм <sup>3</sup>	< = 0,5	< 0,003	ГОСТ 4192-82	відповідає
9	Нітрати	мг/дм <sup>3</sup>	< = 50,0	18,0	ГОСТ 18826-73	відповідає
10	Загальна жорсткість	мг/дм <sup>3</sup>	< = 7,0	21,0	ДСТУ ISO 6959:2003	не відповідає
11	Сухий залишок	мг/дм <sup>3</sup>	< = 1000	2660,0	ГОСТ 18164-72	не відповідає
12	Хлориди	мг/дм <sup>3</sup>	< = 250,0	540,20	ДСТУ ISO 6959:2003	не відповідає
13	Хлороформ	мг/ дм <sup>3</sup>	< = 0,06	< 0,0003	ДСТУ ISO 10301:2004	відповідає
14	Сульфати	мг/дм <sup>3</sup>	< = 250,0	724,80	ГОСТ 4389-72	не відповідає
15	Залізо загальне	мг/дм <sup>3</sup>	< = 0,2	< 0,10	ГОСТ 4011-72	відповідає
16	Окисність перманганатна	мг/дм <sup>3</sup>	< = 5,0	2,26	ГОСТ 23268.12-91	відповідає
17	Мідь	мг/дм <sup>3</sup>	< = 1,0	0,001	МВВ 081/12-4631-00	відповідає
18	Цинк	мг/дм <sup>3</sup>	< = 1,0	< 0,01	МВВ 081-12/04-98	відповідає
19	Кадмій	мг/дм <sup>3</sup>	< = 0,001	< 0,001	МВВ 081/12-4631-00	відповідає
20	Свинець	мг/дм <sup>3</sup>	< = 0,01	0,00558	МВВ 081/12-4631-00	відповідає
21	Нікель	мг/дм <sup>3</sup>	< = 0,02	< 0,005	Ю.Ю. Лурье, 1973	відповідає
22	Миш'як	мг/дм <sup>3</sup>	< = 0,01	< 0,005	ГОСТ 4152-72	відповідає
23	Фтор	мг/дм <sup>3</sup>	< = 1,2	0,04	ГОСТ 4386-89	відповідає
24	Алюміній	мг/дм <sup>3</sup>	< = 0,2	< 0,04	ГОСТ 18165-89	відповідає
25	Марганець	мг/дм <sup>3</sup>	< = 0,05	< 0,01	ГОСТ 4974-72	відповідає
26	Поліфосфати	мг/дм <sup>3</sup>	< = 3,5	< 0,005	ГОСТ 18309-72	відповідає
27	ХОП: γГХЦГ	мг/дм <sup>3</sup>	(сума) < = 0,0005	< 0,00008	МУ 4120-86	відповідає
	ДДЕ	мг/дм <sup>3</sup>		< 0,0002		відповідає
	ДДД	мг/дм <sup>3</sup>		< 0,0002		відповідає
	ДДТ	мг/дм <sup>3</sup>		< 0,0002		відповідає

Проби води відбирали зі свердловини, де заплановано побудову форелевого господарства.

Такі показники, як температура, вміст кисню та рН контролювалися щоденно персоналом господарства.

Матеріали таблиці 1 вказують, що згідно класифікації О.О. Альокіна, вона належить до гідрокарбонатного класу. Під час дослідження органолептичних показників води виявили, що вони істотно змінювались залежно від пори року.

Впродовж всього вегетаційного періоду температура води в басейнах дослідного господарства коливалась у межах 6,6–14,3°C. Ці температури входять до загальноприйнятого діапазону оптимальних температур 7–18°C, за якого апетит райдужної форелі є найкращим. Поза цим діапазоном риба втрачає апетит, а в разі досягнення критичних відміток взагалі не харчується. Між інтенсивністю живлення і ефективністю використання спожитого корму існує пряма залежність. За температури 18°C райдужна форель може житися досить інтенсивно, однак перетравлення спожитого комбікорму буде неповним.

Так, у березні каламутність (відносна прозорість) води була на рівні 0. Однак саме цей показник може негативно впливати на життєдіяльність райдужної форелі, та інших гідро біонтів як у відкритій водоймі так і за замкнутого водопостачання, адже завислі у воді частинки осідають на зябрах риб і ускладнюють їх дихання, йонний обмін та споживання їжі, що, своєю чергою, позначається на прирості маси тіла. Причину істотного збільшення каламутності води можна вбачати у потраплянні великої маси дощових стоків у ґрунтові води.

Запах води досліджували в двох термічних режимах – за температури 20 та 60°C. Суттєвих відмінностей за запахом у воді з різними температурами не виявили. У березні і грудні запах води оцінювали у 1 бали, тимчасом у жовтні – 0,5 бал за обох температурних режимів. На осінні показники води вплинуло значне розбавлення м'якою дощовою водою.

Упродовж періоду досліджень уміст хлоридів у воді жодного разу не перевищував нормативних значень. Однак для цього показника також була характерна сезонна динаміка. У березні кількість хлоридів була на рівні 540 мг/дм<sup>3</sup>, жовтневий показник збільшився в 1,24 раза, а в грудні знову зменшився, практично до березневого значення. Кількість сульфатів у всіх досліджених пробах не перевищувала ГДК і була в середньому в 5 разів менша.

Вміст загального заліза – це єдиний показник, значення якого не перевищувало нормативне. Саме показник вмісту заліза ключовим для систем замкнутого водопостачання, що вказує у подальшому на виживаність молоді в установках. Підвищення умісту заліза в воді небезпечно для риби, оскільки гідроксид заліза може осаджуватись на їх зябрових пелюстках і погіршувати дихання та йонний обмін. Істотно зростає також уразливість організму до захворювань.

Таблиця 2. Мікробіологічні показники показники води зі свердловини, що живить повносистемне форелеве господарство

№ з/ч	Найменування показників	Од. вимір.	Вимоги НД	Фактичне значення	НД на методи випробування	Відповідність
1	ЗМЧ при t 37°C	КУО/см <sup>3</sup>	< = 100	4	МВ 10.2.1-113-2005 «Санітарно-мікробіологічний контроль якості питної води»	відповідає
2	Колі-індекс (загальні колі форми)	100 КУО/см <sup>3</sup>	відсутність	відсутні	МВ 10.2.1-113-2005 «Санітарно-мікробіологічний контроль якості питної води»	відповідає
3	<i>E. coli</i> (кишкова паличка)	100 КУО/см <sup>3</sup>	відсутність	відсутні	МВ 10.2.1-113-2005 «Санітарно-мікробіологічний контроль якості питної води»	відповідає
4	Ентерококи	100 КУО/см <sup>3</sup>	відсутність	відсутні	МУ по санітарно-мікробіологічному аналізу воды открытых водоемов 2285-81	відповідає

Важливе значення для вирощування риби має рН води. На різних стадіях розвитку райдужна форель неоднаково реагує на несприятливі значення рН. Оптимальні і допустимі діапазони рН води для різних вікових груп вирощування також різняться. Оптимумом для молоді є значення в межах 6,5–8,0. Для товарної риби цей діапазон набагато ширший.

Найбільш сприятливою для розвитку райдужної форелі є вода середньої жорсткості. Риба уникає м'якої та дуже жорсткої води. Загальна жорсткість досліджуваної води суттєво варіювала впродовж періоду досліджень. Максимальні показники виявляли в березні і жовтні – в середньому 21 моль/дм<sup>3</sup>, а в жовтні вона знижувалася в 2,2 рази ( $p < 0,05$ ), що, ймовірно пов'язано з розбавленням дощовою водою. Саме високий показник жорсткості вказує на невідповідність води для її використання в установках замкнутого водопостачання.

**Висновки з дослідження та перспективи подальшого розвитку в цьому напрямі.** Отже, аналіз джерел літератури показав, що сучасні технології вирощування форелі, осетрових, тилапії, пенгасіуса та інших гідробіонтів є складним багатограним процесом, до якого залучені ряд чинників: риба і мікрофлора біофільтра, а об'єднувальною ланкою слугує вода. Ґрунтовних пояснень із багатьох питань вирощування гідро біонтів у системах замкнутого водопостачання дуже мало, відповідно мало висвітлено даних у науковій літературі. Що стосується гігієнічного оцінювання води в УЗВ під час вирощування гідробіонтів за мікробіологічними показниками, кількісного та якісного складу психротрофної групи мікрофлори

води, способів біобезпеки та біоконтролю в аквакультурі ключову роль має формування мікробних біоплівки на різних типах наповнювачів реактора у господарствах з різним температурним та гідрохімічним режимом.

## **АНАЛИЗ ГИДРОТЕХНОЛОГИЧЕСКОЙ СОСТАВЛЯЮЩЕЙ ИНДУСТРИАЛЬНЫХ АКВАФЕРМ ПРИ ЗАМКНУТОМ ВОДОСНАБЖЕНИИ**

*Гриневиц Н.Е. – доктор вет. наук, доцент,*

*Хомяк А.А. – кандидат с.-х. наук, доцент,*

*Присяжнюк Н.М. – кандидат вет. наук, доцент,*

*Михальский О.Р. – ст. преподаватель,*

*Белоцерковский национальный аграрный университет,  
ihtiozoolog@ukr.net*

Современные технологии выращивания форели, осетровых, тилапии, пенгасиуса и других гидробионтов является сложным многогранным процессом, к которому привлечен ряд факторов: рыба и микрофлора биофильтра, а объединительным звеном служит вода. Важное значение для выращивания рыбы имеет температура воды, рН, содержание химических элементов и солей.

В течение всего вегетационного периода температура воды в бассейнах опытного хозяйства колебалась в пределах 6,6-14,3°C. Эти температуры входящих в общепринятого диапазона оптимальных температур 7-18°C, при котором аппетит радужной форели является наилучшим. Вне этого диапазона рыба теряет аппетит, а в случае достижения критических отметок вообще не питается. Между интенсивностью питания и эффективностью использования потребленного корма существует прямая зависимость.

Запах воды исследовали в двух термических режимах - при 20 и 60°C. Существенных различий по запаху в воде с различными температурами не обнаружили.

Низкие уровни рН снижают эффективность биофильтрации, а высокий показатель рН вызывает токсический эффект, поэтому важно регулировать рН в соответствии с эффективностью биофильтра. На разных стадиях развития радужная форель неодинаково реагирует на неблагоприятные значения рН. Оптимальные и допустимые диапазоны рН воды для разных возрастных групп выращивания также отличаются. Наиболее благоприятной для развития радужной форели является вода средней жесткости.

В течение периода исследований содержание хлоридов в воде ни разу не превышал нормативных значений. Однако для этого показателя также была характерна сезонная динамика. В марте количество хлоридов была на уровне 540 мг/дм<sup>3</sup>, октябрьский показатель увеличился в 1,24 раза, а в декабре снова уменьшился практически до мартовского значения. Количество сульфатов во всех исследованных пробах не превышала ПДК и была в среднем в 5 раз меньше.

Содержание общего железа не превышало нормативное. Именно показатель содержания железа ключевым для систем замкнутого водоснабжения, указывает в дальнейшем на выживаемость молодежи в настройках. Повышение содержания железа в воде опасно для рыбы, так как гидроксид железа может осаждаться на их

жаберных лепестках и ухудшать дыхания и ионный обмен. Существенно возрастает также уязвимость организма к заболеваниям.

Ключевые слова: вода, аквакультура, биофильтр, аквасистема, биопленка, рыба, нитраты, нитриты, хлориды.

## **ANALYSIS OF A HYDROTECHNOLOGICAL COMPONENT OF INDUSTRIAL AQUAFERMS FOR A CLOSED WATER SUPPLY**

*Grynevych N.E. – doctor Vet. Sciences, Associate Professor*

*Khomiak O.A. – candidate of Agricultural Sciences, Associate Professor*

*Prysiashniuk N.M. – candidate Vet. Sciences, Associate Professor*

*Mykhalskyi O.R. – Senior Lecturer*

*Bila Tserkva National Agrarian University, ihtiozoolog@ukr.net*

Modern technologies of raising of trout, sturgeon, тилапія, пенгасиуса and other aquatic lives is a difficult many-sided process to that the row of factors is brought over: fish and microflora of biofilter, and an unifying link water serves as. An important value for raising of fish has water temperature, pH, owner of chemical composition and salts.

Throughout the growing season, the water temperature in the pools of the experimental farm ranged from 6,6-14,3°C. These temperatures are included in the generally accepted range of optimal temperatures of 7-18°C, at which the appetite of rainbow trout is the best. Outside this range, the fish loses its appetite, and if it reaches critical levels, it does not eat at all. There is a direct correlation between the intensity of nutrition and the efficiency of use of feed consumed.

The smell of water was studied in two thermal conditions - at 20 and 60°C. Significant differences in smell in water with different temperatures were not found.

Low pH levels reduce the efficiency of biofiltration, and high pH causes a toxic effect, so it is important to adjust the pH according to the efficiency of the biofilter. On the different stages of development a rainbow trout differently reacts on the unfavorable values of pH. The optimal and possible ranges of pH of water for the different age-related groups of raising differ also. Most favorable for development of rainbow trout is water of middle inflexibility.

During the research period, the chloride content in the water never exceeded the standard values. However, this indicator was also characterized by seasonal dynamics. In March, the amount of chloride was at the level of 540 mg / dm<sup>3</sup>, the October indicator increased by 1,24 times, and in December again decreased almost to the March value. The amount of sulfates in all the studied samples did not exceed the MPC and was on average 5 times less.

The total iron content did not exceed the standard. It is the indicator of iron content that is key for closed water supply systems that further indicates the survival of young people in the settings. An increase in the iron content in water is dangerous for fish, since iron hydroxide can precipitate on their gill lobes and impair respiration and ion exchange. The organism's vulnerability to diseases also increases significantly.

Keywords: water, aquiculture, biofilter, aquasystem, biofilm, fish, nitrates, nitrites, chlorides.



**ЛІТЕРАТУРА**

1. Богданова Л.А., Перминова Е.Б., Пуховский А.В., Асарова М.Х. Минеральный состав водной среды в замкнутых рыбоводных системах. Индустриальное рыбоводство в замкнутых системах: сб. научн. трудов. Москва, 1988. С. 18–23.
2. Брайнбалле Я. Руководство по аквакультуре в установках замкнутого водоснабжения. Введение в новые экологические и высокопродуктивные замкнутые рыбоводные системы. Копенгаген, 2010. 70 с.
3. Вовк Н.І. Іхтіопатологічні дослідження – важлива складова біомоніторингу водойм. *Рибогосподарська наука України*. 2009. № 3. С. 106–109.
4. Гребенюк Т.В., Константиненко Г.В. Методи очистки води на рибоводних підприємствах в умовах вирощування риби в установках замкнутого водопостачання. *Вісник НТУУ «КПІ»*. 2015. Вип. 28. С. 110–114.
5. Григорьев С.С., Седова Н.А. Индустриальное рыбоводство. Часть 1. Биологические основы и основные направления разведения рыбы индустриальными методами: учебное пособие. Петропавловск-Камчатский, 2008. 186 с.
6. Гриневич Н.Є. Вміст нітрифікуючих організмів у воді реактора біофільтра установки замкнутого водопостачання за використання різних типів наповнювача. *Науковий вісник Львівського національного університету ветеринарної медицини та біотехнологій імені С.З. Гжицького*. 2017. Т. 19, № 82, 184–187.
7. Гриневич Н.Є., Димань Т.М. Сезонні зміни гідрохімічних показників води за використання установок замкнутого водопостачання для вирощування райдужної форелі. *Науковий вісник БНАУ*. 2016. № 2. С. 33–39.
8. Грициняк І.І., Третяк О.М., Колос О.М. Історичні аспекти, стан та перспективи розвитку рибогосподарської діяльності на внутрішніх водоймах України. *Вісник Сумського національного аграрного університету*. 2014. Вип. 2 /1 (24). С. 22–29.
9. Гроховська Ю.Р., Кононцев С.В. Фізіолого-біохімічні основи очищення оборотної води УЗВ від сполук нітрогену та фосфору. *Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського*. 2018. Т. 29 (68). Ч. 3. № 1. С. 42–47.
10. Жезмер В.Ю., Белякова Н.В. Микробиологические критерии оценки эпизоотического состояния установок с замкнутым циклом водообеспечения в отношении аэромоназа карпа. Индустриальное рыбоводство в замкнутых системах: сб. научн. трудов. Москва, 1988. С. 74.
11. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якість води. Київ, 2005. 671 с.
12. Кононцев С.В., Саблій Л.А., Гроховська Ю.Р. Очищення води рибницьких господарств із замкнутим циклом водопостачання від сполук

- амонійного нітрогену. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідраліки*: наук.-техн. зб. 2016. Вип. 27. С. 170–177.
13. Купинский С.Б. Продукционные возможности объектов аквакультуры. Астрахань, 2007. 133 с.
  14. Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., Пономарева Е.Н. и др. Опыт выращивания осетровых рыб в условиях замкнутой системы водообеспечения для фермерских хозяйств. Ростов-на-Дону, 2006. 72 с.
  15. Митченко Т.Е., Макарова Н.В. Вода і водоочисні технології. *Науково-технічні вісті*. 2001. № 1. С. 22–24.
  16. Новоженін Н.П., Филатов В.И., Петров Ф.А. и др. Рыбоводно-биологические нормативы по выращиванию карпа, форели в установках с замкнутым циклом водоснабжения. Москва, 1985. 16 с.
  17. Охрана природы. Гидросфера. Вода для рыбоводных хозяйств. Общие требования и нормы [ОСТ 15.372-87] (Вступил в действие: с 01.04.88). Москва, 1988. 18 с.
  18. Проскуренко И.В. Замкнутые рыбоводные установки. Москва, 2003. 153 с.
  19. Terech-Majewska E., Siwicki A.K. Mikrobiologiczna i immunologiczna ocena pstraga teczowego pochodzacego z technologii stosowanych w Polsce. W: Szarek J., Skibniewska K.A., Zakrzewski J., Guziur, Jakosc pstraga teczowego (*Oncorhynchus mykiss*, Walbaum 1792) z technologii stosowanych w Polsce. UW-M, Olsztyn, 2013. 71–82.

#### REFERENCES

1. Bogdanova L.A., Perminova E.B., Puhovskij A.V., Asarova M.H. (1988). *Mineral'nyj sostav vodnoj sredy v zamknutyh rybovodnyh sistemah* [The mineral composition of the aquatic environment in closed fish breeding systems]. *Industrial'noe rybovodstvo v zamknutyh sistemah*: sb. nauchn. trudov. Moscow, pp. 18–23. [in Russian].
2. Brajnalle Ja. (2010). *Rukovodstvo po akvakul'ture v ustanovkah zamknutogo vodosnabzhenija. Vvedenie v novye jekologicheskie i vysokoproduktivnye zamknute rybovodnye sistemy* [Guide to aquaculture in closed water installations. Introduction to new ecological and highly productive closed fish breeding systems]. Kopengagen. [in Russian].
3. Vovk N.I. (2009). Ihtopatologichni doslidzhennja – vazhlyva skladova biomonitoringu vodojm. *Rybogospodars'ka nauka Ukrainy*, no. 3, pp. 106–109. [in Ukrainian].
4. Grebenjuk T.V., Konstantinenko G.V. (2015). Metodi ochistki vodi na ribovodnih pidpriemstvah v umovah viroshhuvannja ribi v ustanovkah zamknutogo vodopostachannja. *Visnik NTUU «KPI»*, Issue 28, pp. 110–114. [in Ukrainian].

5. Grigor'ev S.S., Sedova N.A. (2008). *Industrial'noe rybovodstvo. Chast' I. Biologicheskie osnovy i osnovnye napravlenija razvedenija ryby industrial'nymi metodami: uchebnoe posobie* [Industrial fish farming. Part 1. Biological basis and main directions of fish farming by industrial methods]. Petropavlovsk-Kamchatskij. [in Russian].
6. Grynevych N.Je. (2017). Vmist nitryfikujuchyh organizmiv u vodi reaktora biofil'tra ustanovky zamknutogo vodopostachannja za vykorystannja riznyh typiv napovnjuvacha. *Naukovyj visnyk L'vivs'kogo nacional'nogo universytetu veterynarnoi' medycyny ta biotehnologij imeni S.Z. G'zhyc'kogo*, vol. 19, no. 82, pp. 184–187. [in Ukrainian].
7. Grynevych N., Dyman T.M. (2016). Sezonnii zminy hidrokhimichnykh pokaznykiv vody za vykorystannja ustanovok zamknutoho vodopostachannja dlja vyroshchuvannja raiduzhnoi foreli. *Naukovyi visnyk BNAU*, no. 2, pp. 33–39. [in Ukrainian].
8. Grycynjak I.I., Tretjak O.M., Kolos O.M. (2014). Istorychni aspekty, stan ta perspektyvy rozvytku rybogospodars'koi' dijal'nosti na vnutrishnih vodojmah Ukrai'ny. *Visnyk Sums'kogo nacional'nogo agrarnogo universytetu*, Issue 2/1 (24), pp. 22–29. [in Ukrainian].
9. Grohovs'ka Ju.R., Kononcev S.V. (2018). Fiziologo-biohimichni osnovy ochyshhennja oborotnoi' vody UZV vid spoluk nitrogenu ta fosforu. *Vcheni zapysky TNU imeni V.I. Vernads'kogo*, vol. 29 (68), part 3 no. 1, pp. 42–47. [in Ukrainian].
10. Zhezmer V.Ju., Beljakova N.V. (1988). Mikrobiologicheskie kriterii ocenki jepizooticheskogo sostojanija ustanovok s zamknutym ciklom vodoobespechenija v otnoshenii ajeromonoza karpa. *Industrial'noe rybovodstvo v zamknutyh sistemah: sb. nauchn. trudov*. Moscow, pp. 74. [in Russian].
11. Zapol's'kyj A.K. (2005). *Vodopostachannja, vodovidvedennja ta jakist' vody* [Water supply, drainage and water quality]. Kyiv. [in Ukrainian].
12. Kononcev S.V., Sablij L.A., Grohovs'ka Ju.R. (2016). Ochyshhennja vody rybnyc'kyh gospodarstv iz zamknutym ciklom vodopostachannja vid spoluk amonijnogo nitrogenu. *Problemy vodopostachannja, vodovidvedennja ta gidravliki: nauk.-tehn. zb.*, Issue 27, pp. 170–177. [in Ukrainian].
13. Kupinskij S.B. (2007). *Produkcionnye vozmozhnosti ob#ektov akvakul'tury* [Production external opportunities in aquaculture]. Astrahan'. [in Russian].
14. Matishov G.G., Matishov D.G., Ponomareva E.N. (2006). *Opyt vyrashhivannja osetrovyh ryb v uslovijah zamknutoj sistemy vodoobespechenija dlja fermerskikh hozhajstv* [Experience of growing sturgeon in a closed water supply system for farms]. Rostov-na-Donu. [in Russian].
15. Mytchenko T.E., Makarova N.V. (2001). Voda i vodoochysni tehnologii?. *Naukovo-tehnichni visti*, no. 1, pp. 22–24. [in Ukrainian].

16. Novozhenin N.P., Filatov V.I., Petrov F.A. (1985). *Rybovodno-biologicheskie normativy po vyrashhivaniyu karpa, foreli v ustanovkah s zamknutym ciklom vodosnabzhenija* [Fish and biological standards for the cultivation of carp, trout in the recirculation aquaculture systems]. Moscow. [in Russian].
17. Ochrana prirody. Gidrosfera. Voda dlja rybovodnyh hozjajstv. Obshhie trebovanija i normy (1987). OST 15.372-87 from 01.04.88. Moscow. [in Russian].
18. Proskurenko I.V. (2003). *Zamknutyje rybovodnye ustanovki*. [Recirculation aquaculture systems]. Moscow. [in Russian].
19. Terech-Majewska E., Siwicki A.K. (2013). Mikrobiologiczna i immunologiczna ocena pstraga teczowego pochodzacego z technologii stosowanych w Polsce. W: Szarek J., Skibniewska K.A., Zakrzewski J., Guziur, Jakosc pstraga teczowego (*Oncorhynchus mykiss*, Walbaum 1792) z technologii stosowanych w Polsce. UW-M, Olsztyn, 71–82.

УДК 639.3.59

DOI <https://doi.org/10.32851/wba.2019.2.6>

## АНАЛІЗ ВПЛИВУ ЕКОЛОГІЧНИХ ПАРАМЕТРІВ НА РЕЗУЛЬТАТИ ВИРОЩУВАННЯ МАЛЬКІВ- ПОКАТНИКІВ РОСІЙСЬКОГО ОСЕТРА В СТАВАХ

*Корнієнко В.О. – к.с.-г.н., доцент,*

*ДВНЗ «Херсонський державний аграрний університет», frank438@ukr.net*

Сучасні технології вирощування мальків-покатників осетрових, у тому числі і російського осетра, передбачають досить великі нормативні щільності посадки, що викликане, в першу чергу, необхідністю максимально раціонального використання виробничих потужностей осетрових заводів. В той же час, ставовий фонд осетрових заводів представлено досить різними, за характером розвитку кормової бази та фізико-хімічними характеристиками води, водоймами. Останнє вимагає зариблення різноплановим, за якістю та розмірно-масовими показниками, посадковим матеріалом. В статті наводяться дані спеціальних досліджень впливу щільності посадки та середньої маси мальків російського осетра на основні рибогосподарські показники при вирощуванні в ставах. Спеціальні дослідження, направлені на визначення впливу фактору простору та середньої маси посадкового матеріалу на результати вирощування мальків-покатників російського осетра у ставах, були проведені на базі вирощувальних ставів Виробничо-експериментального Дніпровського осетрового рибовідтворювального заводу ім. С. Артюшика. В ході постановки експерименту було сформовано два дослідні варіанти у розрізі щільностей посадки в 75,0 та 80,0 тис. екз./га. Контролем виступав виробничий став № 4, щільність посадки в якому була наближена до нормативних показників і складала 84,7 тис. екз./га. Середня маса експериментального матеріалу при зарибленні ставів була значно вищою за нормативну і коливалася в межах  $185 \pm 0,2$  –  $208 \pm 0,5$  мг. Термін вирощування складав у середньому 30 діб. Відбір гідрохімічних, гідробіологічних та іхтіологічних проб та їх обробка проводилися згідно існуючих рекомендацій. В результаті досліджень нами було визначено, що, за умов необхідності отримання максимальної кількості мальків-покатників, оптимальною щільністю посадки мальків російського осетра у вирощувальні стави слід вважати 80 – 85 тис. екз./га, за умови середньої маси посадкового матеріалу не менше 200 – 210 мг. За таких показників при нормативній середній масі спостерігався найбільший вихід – 55 – 57% мальків-покатників з вирощування. Така молодь російського осетра може буди задіяна для інтродукції в водойми середньої та високої кормності. За необхідності отримання мальків-покатників російського осетра із максимальними розмірно-ваговими кондиціями, для зариблення водойм бідних кормовими ресурсами, важливим є вирощування за мінімальних щільностей посадки в 75 тис. екз./га. Це дозволить отримати «надвелику» молодь середньою масою 3,5-4,5 г.

Ключові слова: щільність посадки, осетер, стави, ріст, середня маса, рибопродуктивність, виживаність.

**Постановка проблеми.** Комбінований спосіб одержання рибопосадкового матеріалу для зариблення природних водойм передбачає вирощування мальків спочатку в басейнах, а потім, до покатних стадій, – в ставах. Процес вирощування мальків у ставах є досить складним етапом технології. Саме в цей час в організмі закінчується формування систем та органів, фізіології життєвих процесів. Такі зміни роблять мальків на даному етапі досить вибагливими до умов існування. З цієї причини спостерігається підвищена вразливість об'єктів культивування, адже системи органів знаходяться у стані адаптації до умов зовнішнього середовища. З цим пов'язана велика трудомісткість технологічних операцій, відносно високі вимоги до дотримання біотехнологічних параметрів, характер впливу тих чи інших технологічних операцій на абіотичну та біотичну складову при вирощуванні в ставах. Останнє викликало необхідність в проведенні спеціальних досліджень, спрямованих на визначення оптимальних технологічних параметрів при вирощуванні посадкового матеріалу осетрових, для зариблення природних водойм за вимогами органічного виробництва.

**Аналіз останніх досліджень та публікацій.** На осетрових рибничих заводах, напрямом роботи яких є поновлення біорізноманіття природних екосистем, майже вся молодь осетрових вирощується до життєстійких стадій в умовах ставів. Для молоді осетрових в період їх вирощування в ставах характерна висока екологічна пластичність. В цьому типі водойм молодь із успіхом реалізує наявні потенції адаптивних властивостей організму [1].

Одна із головних задач культивування осетрових в ставах є забезпечення максимального виходу молоді з одиниці акваторії вирощувальних ставів. Ця задача вирішується за рахунок заходів інтенсифікації, основним із яких є удобрення ставів. Удобрення ставів дозволяє сформувати необхідну кормову базу протягом усього вегетаційного періоду [1-3].

Звичайна площа ставів, які використовуються для вирощування осетрових, дорівнює 2 га [1, 3, 4]. Проте, в спеціальній літературі зустрічаються дані, що в ставах більших площ стабільніше термічний та газовий режими, легше підтримується оптимальна концентрація біогенних елементів в воді. Це викликає підвищення рибопродуктивності до 218–264 кг/га та зростання виходу молоді з одиниці площі до 67,2% [1, 5, 6].

Велику роль в підвищенні продуктивності ставів відіграє вибір оптимальної щільності посадки, що тісно пов'язане із біомасою кормових гідробіонтів. Максимальна щільність посадки осетрових у вирощувальних ставах за даними багатьох авторів коливається на рівні 110–120 тис. екз./га [1-5]. Підвищення щільності посадки осетрових до 220,0 тис. екз./га призводить до зниження виходу з вирощування з 76 до 38% та зменшення середньої маси з 4 до 2 г, збільшуються коливання показників індивідуальної маси посадкового матеріалу [7, 8].

В сучасних умовах дефіциту плідників осетрових актуальним є пошук ресурсозберігаючих підходів до осетрівництва, удосконалення існуючої технології штучного відтворення. Одним із варіантів такого підходу може бути вирощування та випуск у природні водойми молоді осетрових підвищеної середньої маси. Дослідження такого роду були проведені Летніковою Т.В. в 1965 році [9]. В даному випадку молодь підрощують в басейнах до середньої маси в 2-3 г із застосуванням штучних кормів і щільності посадки до 1 тис. екз./м<sup>2</sup> із подальшим вирощуванням в ставах до маси 100 г і більше при щільності посадки до 10 тис. екз./га [10]. За твердженням авторів даний метод дозволяє багатократно збільшити промислове повернення за рахунок різкого зменшення загибелі молоді. В сучасності на багатьох осетрових рибничих заводах вирощують молодь осетрових при занижених щільностях посадки до середньої маси: білуги – 6,5-9,4 г, російського осетра – 6,14-6,75 г. Вживаність такої молоді в морі практично вдвічі перебільшує стандартну [11].

**Постановка завдання.** Одними із найбільш важливих екологічних параметрів, які впливають на риб при вирощуванні у штучних водоймах, є щільність зариблення на одиницю площі та їх початкова середня маса. Особливе значення ці параметри відіграють за форми ведення рибництва для поновлення чисельності природних популяцій риб. Існуючі технології вирощування мальків-покатників осетрових передбачають високі нормативні щільності посадки, що викликане в першу чергу необхідністю максимально раціонального використання виробничих потужностей осетрових заводів, які досить обмежені. Натомість середня маса посадкового матеріалу визначається умовами вирощування личинок в басейнах і коливається в дуже широких межах. Останнє надає змогу отримувати мальків-покатників високої якості при вирощуванні у ставах із різним рівнем розвитку біопродукційного потенціалу. З огляду на проблему чітко простежується наявна необхідність в визначенні впливу як екологічних, так і технологічних показників на результативність вирощування молоді російського осетра в ставах. На першому етапі досліджень нами було розглянуто вплив щільності посадки та маси посадкового матеріалу на результати вирощування мальків-покатників російського осетра в умовах ставів середньої кормності.

**Матеріали та методи досліджень.** Спеціальні дослідження, направлені на визначення впливу фактору простору та середньої маси посадкового матеріалу на результати вирощування мальків-покатників російського осетра у ставах, були проведені на базі вирощувальних ставів Виробничо-експериментального Дніпровського осетрового рибовідтворювального заводу ім. С. Артющика (ВЕДОРЗ). Вони стали продовженням попередньої серії експериментів [12, 13]. Загальна площа експериментальної бази становила

10,0 га. В ході постановки експерименту було сформовано два варіанти у розрізі щільностей посадки в 75,0 та 80,0 тис. екз./га. Контролем виступав став №4, щільність посадки в якому була наближена до нормативних показників і складала 84,7 тис.екз./га. Середня маса експериментального матеріалу при зарибленні ставів була значно вищою за нормативну і коливалася в межах  $185 \pm 0,2 - 208 \pm 0,5$  мг. Термін вирощування складав у середньому 30 діб.

Відбір гідрохімічних проб та їх аналіз проводилися за загально-прийнятими в рибогосподарських дослідженнях методиками [14]. Контроль кисневого режиму ставів здійснювався два рази на добу за допомогою термооксиметру.

З метою дослідження стану кормової бази ставів відбиралися проби з наступною їх обробкою згідно класичних методик, відображених у відповідних літературних джерелах [15, 16].

Аналіз темпу росту мальків-покатників російського осетра в ставах здійснювався під час контрольних ловів за загальноновживаними методиками [17]. Аналіз їх живлення проводили згідно методик, загальноновживаних при рибогосподарських дослідженнях [18].

Для виявлення зв'язків і впливу, що визначалися, було проведено математичний аналіз отриманих результатів. Дисперсійний та кореляційний аналізи отриманих матеріалів проводилися за відомими рекомендаціями [19]. За виявленими залежностями була зроблена спроба побудови регресійних емпіричних моделей [20].

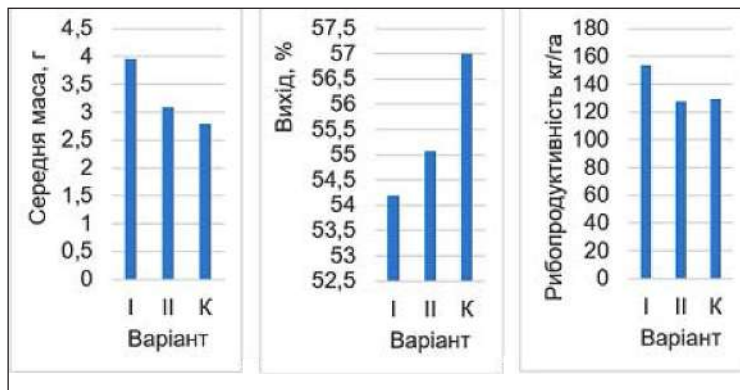
**Результати досліджень.** Проведені дослідження показали, що фізико-хімічний режим ставів, за отриманими параметрами, був достатньо сприятливим для культивування мальків-покатників російського осетра. Значення показника температури води у ставах складали  $24,2 - 27,0^\circ\text{C}$ , тобто знаходилися в межах близьких до оптимальних для вирощування. Середньодобові показники вмісту розчиненого у воді кисню коливалися в кордонах від  $4,5 - 6,0$  мг  $\text{O}_2/\text{дм}^3$  до  $8,5 - 10,4$  мг  $\text{O}_2/\text{дм}^3$ . Водневий показник рН коливався від  $7,5 - 8,0$ , характеризує воду як слабо лужну. Жорсткість води коливалася в межах  $6,9 - 8,3$  мг-екв/ $\text{дм}^3$ . Вміст хлору у воді коливався від  $35,0$  до  $49,1$  мг/ $\text{дм}^3$ . Вміст фосфору був досить низьким і коливався від  $0,19$  до  $0,4$  мг/ $\text{дм}^3$ , вміст азоту також був на низькому рівні,  $\text{NO}_2$  – коливався від  $0,08 - 0,2$  мг/ $\text{дм}^3$ , а вміст  $\text{NO}_3$  –  $0,6 - 1,9$  мг/ $\text{дм}^3$ .

Біомаса кормового бентосу в експериментальних ставах протягом усього часу вирощування була на досить невисокому рівні, що пояснювалося, в першу чергу, активним виїданням зообентосу мальками осетра, для яких, в даний період їх розвитку, олігохети та хірономіди виступають основними об'єктами живлення як у природних умовах, так і у ставах. Загальна середньосезонна біомаса м'якого зообентосу коливалася від  $1,8$  г /  $\text{м}^2$  до  $6,8$  г /  $\text{м}^2$ .



У результаті вирощування з експериментальних ставів були отримані мальки-покатники середньою масою від 2,5 до 2,7 г із незначними розбіжностями у варіантах досліджу.

Найбільш високі показники кінцевої середньої маси тіла експериментального матеріалу були отримані в дослідних групах із найменшими щільностями посадки в 75,0 тис.екз./га і в середньому складала  $3,96 \pm 0,21$  г. Зі збільшенням щільності посадки в експериментальних та контрольному варіантах відповідно зменшувалася і кінцева середня маса отриманих мальків-покатників. У експериментальних варіантах із щільністю посадки 80,0 тис.екз./га середня маса складала  $3,09 \pm 0,14$  г. Середня маса мальків-покатників контролю була на 9,4-29,3% нижчою за середню масу мальків-покатників із експериментальних варіантів і складала  $2,80 \pm 0,12$  г (рис. 1).



*Рис. 1. Основні рибогосподарські показники при вирощуванні молоді російського осетра*

Найбільш високі показники виживаності натомість були характерні для контрольного ставу, щільність посадки якого була вище ніж в експериментальних групах на 5–10 тис.екз./га на фоні більшого за початковою масою посадкового матеріалу. Саме висока маса посадкового матеріалу і відіграла ту роль, що обумовила вихід мальків-покатників з цього ставу на рівні 57%, що був на 2,0–2,6% більшим за виживаність молоді експериментальних груп.

Як показали дослідження, загальна рибопродуктивність в експериментальних варіантах планомірно збільшувалася із ростом маси отриманих мальків-покатників. Мінімальна рибопродуктивність була характерна для ставів із максимальною щільністю посадки 80,0–85,0 тис.екз./га, і складала 127,39–129,28 кг/га. Найбільшою рибопродуктивністю була у ставах I варіанту експерименту і складала 153,45 кг/га.

Вплив фактору простору на особливості росту молоді російського осетра чітко простежувався при аналізі показників масонакопичення тіла мальків–покатників експериментальних та контрольних груп. При аналізі характеру росту маси тіла молоді I та II варіанту у порівнянні з контролем, можна сказати, що найбільший темп росту спостерігався у I варіанті, тобто у групі, де було сформовано щільність посадки 75,0 тис. екз./га мальків російського осетра в експериментальні стави.

При цьому особини I варіанту знаходилися у більш оптимальних умовах накопичення маси тіла протягом вирощувального терміну, швидкість масонакопичення мальків даного варіанту була на 9 % більше ніж у II варіанті і на 38,4% більше ніж в контрольному.

Протягом сезону вирощування молодь російського осетра харчувалася в основному *Daphnia*, *Chironimidae* та *Oligochaeta*. При цьому основну частину раціону протягом усього періоду вирощування складали личинки хірономід, їх відносна частка в загальній масі харчової грудки коливалася від 68,1–74,8% в контролі до 69,8–91,2% у ставах II варіанту (рис. 2).

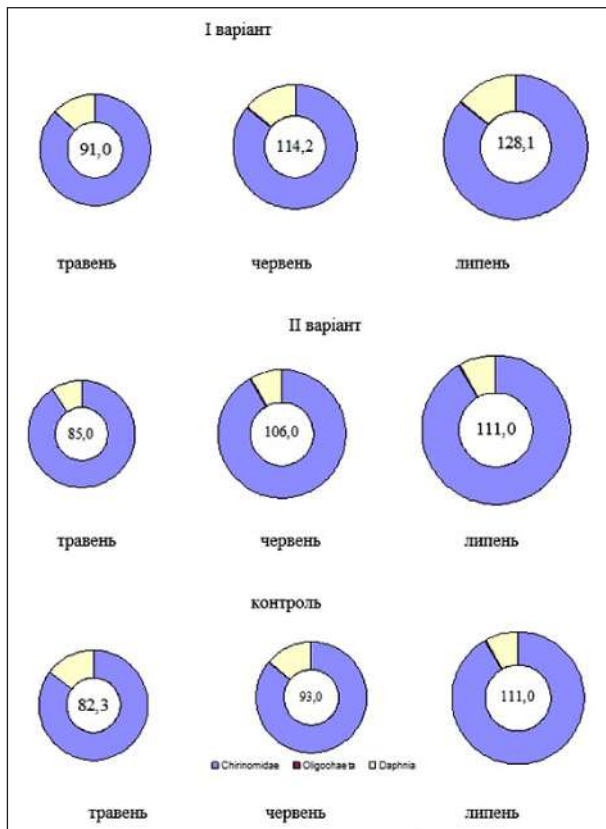


Рис. 2. Характер живлення молоді російського осетра

Значну роль в живленні молоді осетра, особливо в контролі та ставах І варіанту займали ракоподібні, їх об'ємна вага по окремих ставах досягала 28,3–30,6% .

Індекс наповнення ШКТ мальків-покатників російського осетра коливався в межах 82–111<sup>о/</sup><sub>ооо</sub>. При індексі наповнення ШКТ від 91 до 128,1<sup>о/</sup><sub>ооо</sub> при мінімальних щільностях посадки та були отримані мальки масою 2,6 г. При індексі наповнення ШКТ 82–93<sup>о/</sup><sub>ооо</sub> при максимальних щільностях посадки були отримані мальки-покатники середньою масою 2,5 г.

В плані визначення рівню достовірності проведених досліджень та наявності існуючих залежностей було проведено загальний кореляційний аналіз між щільністю посадки мальків у експериментальні стави та головними рибогосподарськими показниками. Як показав проведений аналіз, найбільший рівень залежності в межах 0,9818–0,9942 було отримано між щільністю посадки та кількістю отриманих мальків-покатників. Досить таки висока обернена залежність була характерна також для взаємозв'язку між щільністю посадки та індексом наповнення ШКТ.

Середні рівні залежності були характерні для середньої маси отриманих мальків-покатників порівняно з усіма іншими показниками, коефіцієнт кореляції складав 0,6454.

Найкраще залежність росту маси тіла від величини щільності посадки описувалася експоненціальними рівняннями, що відображали високі рівні апроксимації в межах 0,8647–0,9147 (табл. 1).

**Таблиця 1. Рівняння залежностей росту маси тіла молоді російського осетра від щільності посадки в експериментальні стави**

Варіант	Щільність посадки, тис. екз./га	Показники залежності	
		Рівняння зв'язку	Коефіцієнт апроксимації, R <sup>2</sup>
I	75,00	$y = 0,2541e^{0,3483x}$	0,9147
II	80,00	$y = 0,2821e^{0,3466x}$	0,8867
контроль	84,7	$y = 0,2489^{0,3487x}$	0,8647

Результати аналізу показали, що між щільністю посадки окремих дослідних груп та їх кінцевою середньою масою існував досить високий рівень кореляційного зв'язку, коефіцієнти кореляції коливались в межах 0,7240–0,9887. В той же час, спостерігалась суттєва різниця в отриманих рівняннях залежностей між окремими дослідними групами.

Аналіз взаємного впливу технологічних складових на результати проведення експериментальних робіт показав високу залежність головних рибогосподарських показників від щільності посадки при вирощуванні мальків-покатників російського осетра (рис. 3).

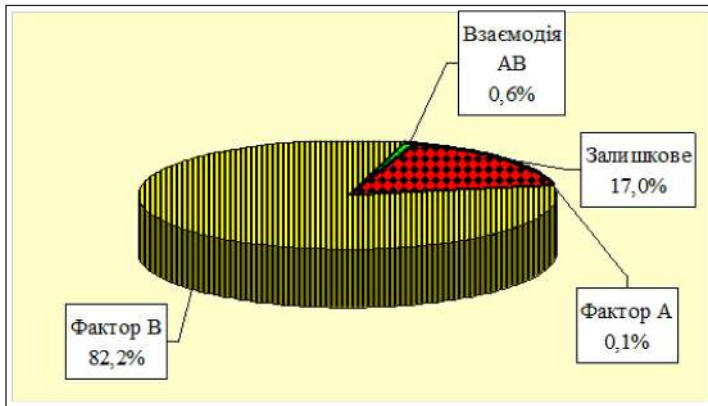


Рис. 3. Взаємодія величини щільності посадки та середньої маси на результати вирощування молоді російського осетра:

А – середня маса при зарибленні, мг; В – щільність посадки, тис.екз./га.

Величина значущості щільності посадки в загальному об'ємі впливу складала 82,2%, значущість середньої маси посадкового матеріалу натомість була дуже низькою і складала усього 0,1%. Вивчення взаємного впливу обох факторів також показали незначну взаємодію, їх взаємний вплив на результати експерименту не перевищував 0,6%.

Інші абіотичні та технологічні складові відігравали невелику роль у впливі на результати досліджень, їх сумарна дія не перевищувала 17,0%. На фоні цього розрахований критерій Фішера по основному фактору впливу був більшим за теоретичний, що вказувало на достовірність отриманих даних.

**Висновки та перспективи.** Проведені дослідження із впливу щільності посадки та середньої маси посадкового матеріалу при вирощування мальків-покатників російського осетра показали визначальний рівень впливу даних факторів на головні рибогосподарські показники. В результаті досліджень нами було визначено, що за терміну вирощування в 30 діб для середньокормних ставів Степової зони України за умов необхідності отримання максимальної кількості мальків-покатників, оптимальною щільністю посадки підрощених личинок та мальків російського осетра у вирощувальні стави слід вважати 80–85 тис.екз./га за умови середньої маси посадкового матеріалу не менше 200–210 мг. За таких показників спостерігався найбільший вихід – 55–57% мальків-покатників з вирощування. Така молодь російського осетра може бути задіяна для інтродукції в водойми середньої та високої кормності.

У той же час, за необхідності отримання мальків-покатників російського осетра із максимальними розмірно-ваговими кондиціями, для зариблення водойм бідних кормовими ресурсами, важливим є вирощування за

мінімальних щільностей посадки в 75 тис.екз./га. Це дозволить отримати «надвелику» молодь середньою масою 3,5–4,5 г.

## **АНАЛИЗ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ НА РЕЗУЛЬТАТЫ ВЫРАЩИВАНИЯ МАЛЬКОВ- ПОКАТНИКОВ РУССКОГО ОСЕТРА В ПРУДАХ**

*Корниенко В.А. – к.с.-х.н., доцент,*

*ДВНЗ «Херсонский государственный аграрный университет», frank438@ukr.net*

Современные технологии выращивания мальков-покатников осетровых, в том числе и русского осетра, предусматривают достаточно большие нормативные плотности посадки, вызвано, в первую очередь, необходимостью максимально рационального использования производственных мощностей осетровых заводов. В то же время, прудовых фонд осетровых заводов представлено достаточно разными, по характеру развития кормовой базы и физико-химическими характеристиками воды, водоемами. Последнее требует зарыбление разноплановым, по качеству и размерно-массовыми показателями, посадочным материалом. В статье приводятся данные специальных исследований влияния плотности посадки и средней массы мальков русского осетра на основные рыбохозяйственные показатели при выращивании в ставах. Специальные исследования, направленные на определение влияния фактора пространства и средней массы посадочного материала на результаты выращивания мальков-покатников русского осетра в прудах, были проведены на базе выростных прудов Производственно-экспериментального Днепропетровского осетрового рыбозавода им. С.А.Артемушкина. В ходе постановки эксперимента было сформировано два опытных варианта в разрезе плотностей посадки в 75,0 и 80,0 тис. экз./га. Контролем выступал производственный стал № 4, плотность посадки в котором была приближена к нормативным показателям и составляла 84,7 тис. экз. / Га. Средняя масса экспериментального материала при зарыблении прудов была значительно выше нормативной и колебалась в пределах  $185 \pm 0,2$  –  $208 \pm 0,5$  мг. Срок выращивания составлял в среднем 30 суток. Отбор гидрохимических, гидробиологических и ихтиологических проб и их обработка проводилась согласно существующих рекомендаций. В результате исследований нами было установлено, что в условиях необходимости получения максимального количества мальков-покатников, оптимальной плотностью посадки мальков русского осетра в выростные пруды следует считать 80–85 тис. экз./га, при средней массы посадочного материала не менее 200–210 мг. По таким показателям при нормативной средней массе наблюдался наибольший выход – 55–57% мальков-покатников из выращивания. Такая молодежь русского осетра может быть задействована для интродукции в водоемы средней и высокой кормности. При необходимости получения мальков-покатников русского осетра с максимальными размерно-весовыми кондициями, для зарыбления водоемов бедных кормовыми ресурсами, важным является выращивание при минимальных плотностей посадки в 75 тис. экз. / Га. Это позволит получить «сверхбольших» молодежь средней массой 3,5–4,5 г.

Ключевые слова: плотность посадки, осетр, пруды, рост, средняя масса, рыбопродуктивность, выживаемость.

## ANALYSIS OF THE INFLUENCE OF ECOLOGICAL PARAMETERS ON THE RESULTS OF GROWING FRY OF RUSSIAN STURGEON IN PONDS

*Kornienko V.O. – candidate of agricultural science, associate Professor  
Kherson state agricultural university, frank438@ukr.net*

Modern technologies for the cultivation of sturgeon fry provide for sufficiently large normative indicators of planting density. This is due to the need for the most rational use of the production capacities of sturgeon factories. At the same time, ponds of sturgeon factories differ significantly in the nature of the development of the feed base. The latter requires the stocking of ponds with planting material of diverse quality. The article represents research data of the influence of planting density and the average mass of Russian sturgeon larvae on the main fishery indices when they grown in ponds. Special researches were conducted on the basis of growth ponds of the Dnieper sturgeon fish reproduction plant. During the design of the experiment, two experimental variants were formed by planting density of 75.0 and 80.0 thousand fry per hectare. The control was pond No. 4, the planting density of which was close to the normative indicators and amounted to 84.7 thousand fry per hectare. The average mass of Russian sturgeon fry during the stocking of ponds was significantly higher than the normative and ranged from  $185 \pm 0.2$  –  $208 \pm 0.5$  mg. The term of cultivation was an average of 30 days. The selection of hydrochemical, hydrobiological and ichthyological samples and their processing were carried out according to existing recommendations.

As a result of my research, it was determined that, if necessary to obtain the maximum number of fry, the optimal planting density of Russian sturgeon fry in the growing ponds should be considered as 80–85 thousand fry per hectare. The average weight of fry in this case should be at least 200–210 mg. Under these conditions, the survival of fry was 55–57%. The fry of Russian sturgeon like that weighs 2-3 grams and can be used for growing in ponds with medium and high concentrations of feed organisms. If necessary to obtain Russian sturgeon fry with maximum size and weight conditions for stocking the reservoirs with poor forage resources, the planting density should be no more than 75 thousand fry per hectare. This will allow you to get «oversize» sturgeon fry with an average weight of 3.5–4.5 grams.

Keywords: stocking density, sturgeon, ponds, growth, average weight, fish productivity, survival.

### ЛІТЕРАТУРА

1. Руководство по искусственному воспроизводству осетровых рыб. Под ред. М.С. Чебанова. Анкара: ФАО. 2010. 325 с.
2. Шерман І.М., Шевченко В.Ю., Корнієнко В.О., Ігнатов О.В. Еколого-технологічні основи відтворення і вирощування молоді осетроподібних. Херсон: Олді-Плюс, 2009. 348 с.
3. Шерман І.М., Козій М.В., Корнієнко В.О., Шевченко В.Ю. Осетрівництво: підручник, 2-е вид. доп. Херсон: «ОЛДІ-ПЛЮС», 2018. 463 с.

4. Васильева Л., Пилипенко Ю., Корниенко В., Шевченко В., Кольман Р., Плугатарьов В. Аквакультура осетрообразных: учебно-практическое пособие. Херсон: Гринь Д.С., 2016. 238 с.
5. Нгуен В.Т., Корчунов А.А. Исследование рыбоводно-биологических показателей молоди русского осетра (*Acipenser gueldenstaedtii*, Brandt, 1833), выращенной при различных плотностях посадки. *Вестник АГТУ*: Серия: Рыбное хозяйство, 2016. № 3. С. 70–78.
6. Аксенова Л.И. Влияние сложных удобрений на результаты выращивания молоди осетровых. *Рыбное хозяйство*. 1975. № 6. С.17–18.
7. Григорьева Т.Н. Особенности выращивания укрупненной молоди осетровых рыб в прудах в современных условиях: автореф. дис. на соискание научной степени канд.биол. наук: спец. 03.00.10. «Ихтиология». Астрахань : АГТУ, 2001. 173 с.
8. Нгуен. В.Т. Изучение темпов роста молоди русского осетра (*Acipenser gueldenstaedtii*, Brandt, 1833), выращенной при различных плотностях посадки в горных районах Вьетнама. Современное состояние и перспективы развития аквакультуры в Прикаспийском регионе: материалы Международного форума, посвященного 85-летию Дагестанского государственного университета и 75-летию профессора Ф. М. Магомаева (г. Махачкала, 17-19 октября 2016 г.). Махачкала: ИПЭ РД, 2016.С. 103–107.
9. Летникова Т.В. Опыт выращивания молоди осетра до высокого веса в третьем обороте в условиях производства. Тезисы докладов отчетной сессии ЦНИОРХ. Астрахань. 1966. С. 50–51.
10. Артюхин Е.Н., Ефимова Н.А. О методе производства «сверхкрупной» молоди осетровых в условиях дефицита производителей. Материалы международной научно-практической конференции «Ресурсосберегающие технологии в аквакультуре». Адлер. 1999. С. 8–9.
11. Михайлова М.В. Искусственное воспроизводство осетровых в Волго-Каспийском регионе: вчера, сегодня, завтра. *Рыбоводство и рыболовство*. № 1. 2001. С. 45 – 46.
12. Корниенко В.А., Билык А.В., Мошнягул К.И. Влияние основных технологических параметров и состояния кормовой базы на результативность выращивания мальков–покатников русского осетра (*Acipenser gueldenstaedtii*, Brandt, 1833). Материалы международной научно-практической конференции «Аквакультура осетровых: современные тенденции и перспективы» Херсон: Гринь Д.С., 2016. С. 91–97.
13. Корниенко В.А., Билык А.В., Мошнягул К.И. Влияние плотности посадки на эффективность выращивания покатной молоди русского осетра для зарыбления Нижнего Днепра. Actual status and conservation of natural population of sturgeon fish *Acipenseridae*. Aktualny stan i

- ochorona naturalnych populacji ryb jesiotrowatych *Acipenseridae*: материалы международной научно-практической конференции (Olsztyn, Польша, 2014): общ. ред. Ryszard Kolman. Olsztyn: Instytut Rybactwa Śródlądowego, 2014. С. 227–230.
14. Алекин О.А. Основы гидрохимии. Москва: Гидрометеиздат, 1970. 444 с.
  15. Жадин В.И. Методы гидробиологических исследований. Москва: Высшая школа, 1960. 189 с.
  16. Определитель пресноводных беспозвоночных европейской части СССР (планктон и бентос). Под ред. Л.А. Кутиковой. Ленинград: Гидрометеиздат, 1977. 511 с.
  17. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. Москва: Пищевая промышленность, 1966. 375 с.
  18. Пилипенко Ю.В., Корнієнко В.О. Методика збору та обробки матеріалів по живленню рыб. Херсон: РВВ «Колос» ХДАУ, 2009. 34 с.
  19. Лаврик В.І. Методи математичного моделювання в екології. Киев: Фитосоциоцентр, 1998. 231 с.
  20. Плохинский Н.А. Биометрия. Новосибирск: Издательство СОАН СССР, 1961. 364 с.

#### REFERENCES

1. Chebanov, M.S. (2010). *Rukovodstvo po iskusstvennomu vosproizvodstvu osetrovyyih ryib* [Guidelines for the Methods of mathematical modeling in ecology artificial reproduction of sturgeons]. Ankara: FAO. [in Turkey].
2. Sherman, I.M., Shevchenko, V.Yu., Korniienko, V.O. & Ignatov, O.V. (2009). *Ekoloho-tekhnologichni osnovy vidtvorennia i vyroshchuvannia molodi osetropodibnykh* [Ecological-technological bases of reproduction and cultivation of young sturgeon]. Kherson: Oldi-Plus [in Ukrainian].
3. Sherman I.M., Kozii M.V., Korniienko V.O. & Shevchenko V.Yu. (2018). *Osetrivnytstvo: pidruchnyk. 2-e vyd.dop.* [Sturgeonfarming: a textbook]. Kherson: OLDI-PLUS. [in Ukrainian].
4. L.Vasileva, Yu. Pilipenko, V. Korniienko, V. Shevchenko, R. Kolman, V. Plugatarov (2016). *Akvakultura osetroobraznyih* [Sturgeon aquaculture]. Kherson: Grin D.S. [in Ukrainian].
5. Nguen, V.T. & Korchunov, A.A. (2016). *Issledovanie ryibovodno-biologicheskikh pokazateley molodi russkogo osetra (Acipenser gueldenstaedtii, Brandt, 1833), vyiraschennoy pri razlichnyih plotnostyah posadki* [A study of the fish-biological characteristics of juvenile Russian sturgeon (*Acipenser gueldenstaedtii*, Brandt, 1833), grown at different planting densities]. *Vestnik AGTU: Ryibnoe hozyaystvo, Fisheries*, no. 3, pp. 70–78. [in Russian].



6. Aksenova, L.I. (1975). *Vliyanie slozhnykh udobreniy na rezultaty I vyirashchivaniya molodi osetrovyykh* [The effect of complex fertilizers on the results of rearing sturgeon juveniles]. *Ryibnoe hozyaystvo*. Fisheries, no. 6, pp. 17–18. [in Russian].
7. Grigoreva T.N. (2001). *Osobennosti vyirashchivaniya ukрупnennoy molodi osetrovyykh ryib v prudah v sovremennykh usloviyakh* [Features of the cultivation of large juvenile sturgeon in ponds in modern conditions]. Extended abstract of candidate's thesis. Astrahan : AGTU. [in Russian].
8. Nguen V.T. (2016). *Izuchenie tempov rosta molodi russkogo osetra (Acipenser gueldenstaedtii, Brandt, 1833), vyirashchennoy pri razlichnykh plotnostyakh posadki v gornyykh rayonakh Vyetnama* [The study of the growth rate of juvenile Russian sturgeon (*Acipenser gueldenstaedtii*, Brandt, 1833), grown at different planting densities in the mountainous regions of Vietnam]. "Current status and development prospects of aquaculture in the Caspian region" *Sovremennoe sostoyanie i perspektivy razvitiya akvakultury i Prikaspiyskom regione*: Proceedings of the International forum dedicated to the 85th anniversary of Dagestan State University and the 75th anniversary of prof. Magomaeva F.M. Mahachkala: IPE RD, pp. 103–107. [in Russian].
9. Letnikova, T.V. (1966). *Opyit vyirashchivaniya molodi osetra do vyisokogo vesa v tret'em oborote v usloviyakh proizvodstva* [The experience of growing sturgeon juveniles to high weight in the third revolution under production conditions]. Abstracts of the reporting session CNIOF. Astrahan: AGTU, pp. 50–51. [in Russian].
10. Artyuhin E.N. (1999). *O metode proizvodstva «sverhkrupnoy» molodi osetrovyykh v usloviyakh defitsita proizvoditeley* [On the method of production of "super-large" juvenile sturgeon in conditions of short age of producers]. *Resource-saving technologies in aquaculture*: Proceedings of the International Scientific and Practical Conference. Adler, pp. 8–9. [in Russian].
11. Mihaylova M.V. (2001). *Iskusstvennoe vosproizvodstvo osetrovyykh v Volgo-Kaspiyskom regione: vchera, segodnya, zavtra*. [Artificial reproduction of sturgeons in the Volga-Caspian region: yesterday, today, tomorrow]. *Ryibovodstvo i rybolovstvo – Fishfarming and fishing*, no. 1, pp. 45–46. [in Russian].
12. Korniienko, V.A. (2016). *Vliyanie osnovnykh tehnologicheskikh parametrov i sostoyaniya kormovoy bazyi na rezultativnost vyirashchivaniya malkov-pokatnikov russkogo osetra (Acipenser gueldenstaedtii, Brandt, 1833)*. [Influence of the main technological parameters and the condition of the feed base on the productivity of growing fry-migrants of Russian sturgeon (*Acipenser gueldenstaedtii*, Brandt, 1833)]. *Sturgeon aquaculture: current trends and prospects*: Proceedings of the International Scientific and Practical Conference. Kherson: Grin D.S, pp. 91–97. [in Ukrainian].

13. Korniienko, V.A. (2014). *Vliyanie plotnosti posadki na effektivnost vyiraschivaniya pokatnoy molodi russkogo osetra dlya zaryibleniya Nizhnego Dnepra* [Influence of planting density on the efficiency of growing down stream Russian sturgeon juveniles for stocking the Lower Dnieper]. Aktualny stan i ochorona naturalnykh populacii ryb jesiotrowatych Acipenseridae – *Actual status and conservation of natural population of sturgeon fish Acipenseridae*: Proceedings of the International Scientific and Practical Conference (Olsztyn). Olsztyn, pp. 227–230. [in Poland].
14. Alyokin, O.A. (1970). *Osnovy gidrohimii* [Basics of hydrochemistry]. Leningrad: Gidrometizdat [in Russian].
15. Zhadin, V.I. (1960). *Metody gidrobiologicheskikh issledovaniy* [Methods of hydrobiological research]. Moscow: Vysshaya shkola [in Russian].
16. Kutikovoy, L.A. (1977). *Opredelitel presnovodnykh bespozvonochnykh evropeyskoy chasti SSSR (plankton i bentos)* [Key to fresh water invertebrates in the European part of the USSR (plankton and benthos)]. Leningrad: Gidrometeoizdat. [in Russian].
17. Pravdin, I.F. (1966). *Rukovodstvo po izucheniyu ryib* [Fishstudy guide]. Moscow: Pischevaya promyshlennost. [in Russian].
18. Pilipenko, Yu.V., Korniyenko, V.O. (2009). *Metodika zboru ta obrobki materialiv pozhivlennyu rib* [The method of collectin gandprocessing materials for feeding fish]. Kherson: RVV «Kolos» HDAU. [in Ukrainian].
19. Lavrik, V.I. (1998). *Metodi matematichnogo modelyuvannya v ekologiyi*. [Methods of mathematical modeling in ecology]. Kyiv: Fitosotsiotsentr. [in Ukrainian].
20. Plohinskiy, N.A (1961). *Biometriya* [Biometrics]. Novosibirsk.: SOAN SSSR. [in Russian].

## АКВАПОНІКА – РОЗУМНЕ ПОЄДНАННЯ РИБНИЦТВА ТА РОСЛИННИЦТВА В КОНТЕКСТІ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

*Лавренко С.О. – к. с.-г. н., доцент,*

*Кутіщев П.С. – к.б.н., доцент,*

*Лавренко Н.М. – к. с.-г. н.,*

*Максимов М.В. – к. с.-г. н.*

*ДВНЗ «Херсонський державний аграрний університет»,  
lavrenko.sr@gmail.com, kutishev\_p@ukr.net, lavrenkonatalia89@gmail.com,  
maksmaksimov@meta.ua*

Побудова інноваційних аквапонічних модульних блоків одночасного вирощування цінних видів риб та рослинницької продукції дозволяють зменшити викиди закису азоту та метану від сільськогосподарських процесів; адаптувати технологічні процеси на непридатних та малопридатних територіях; збільшити рівень використання відновлюваних джерел енергії та мінімального споживання викопного палива на технологічні процеси, трансформував їх на живлення від сонячних батарей дає змогу миттєво реагувати на глобальні зміни клімату. Використання аквапонічних ферм дозволить зменшити потреби води для вирощування риби з 250000 до 1,5 м<sup>3</sup>/рік, потреби енергії з 2400 кВт до 300 кВт, викиди вуглекислого газу менше 5 мг/л.

На даний час найбільші джерела викидів в сільському господарстві вуглекислого газу, а це понад 5,3 млрд.т у світі, на кишкову ферментацію тварин – 40, гній, який залишається на пасовищах – 16, синтетичні мінеральні добрива – 13, рис-сирець – 10, зберігання та використання навозу – 7%. Тобто, майже дві третини загальних викидів складає на ферментацію тварин, добрива (розклад органічних та мінеральних речовин) та обробіток ґрунту. Тому, створення інноваційних систем, які здатні зменшити акумуляцію вуглекислого газу є прерогативою розвитку усіх складових сільського господарства. Унікальне поєднання галузі рослинництва і аквакультури є інноваційним напрямом розвитку в Україні.

При роботі аквапонічної системи створюються позитивні екологічно-економічні умови, а саме відбувається: суттєве зменшення площі посівів для отримання врожаю; економія природних та енергетичних ресурсів; отримання екологічно чистої продукції; збільшення продуктивності праці на 1 м<sup>2</sup> використовуваної площі; отримання стабільних та якісних врожаїв свіжої продукції; цілорічне функціонування системи; відсутність отрутохімікатів; збільшення зайнятості населення тощо.

Ключові слова: аквапоніка, рибництво, рослинництво, сумісне вирощування, екологія, інновація, продуктивність, екологічно-економічні показники.

---

**Постановка проблеми.** На даний час найбільші джерела викидів в сільському господарстві вуглекислого газу, а це понад 5,3 млрд.т у світі, на кишкову ферментацію тварин – 40, гній, який залишається на пасовищах – 16,

синтетичні мінеральні добрива – 13, рис-сирець – 10, зберігання та використання nawozу – 7%. Тобто, майже дві третини загальних викидів складає на ферментацію тварин, добрива (розклад органічних та мінеральних речовин) та обробіток ґрунту. Тому, створення інноваційних систем, які здатні зменшити акумуляцію вуглекислого газу є прерогативою розвитку усіх складових сільського господарства. Завдяки науковцям почали з'являтися гідро-, аеро- та аквапонічні системи, у яких рослини вирощуються у безземельному середовищі та застосовуються органічні, природні засоби для живлення, добрива та боротьби з шкідниками і хворобами [1, 20].

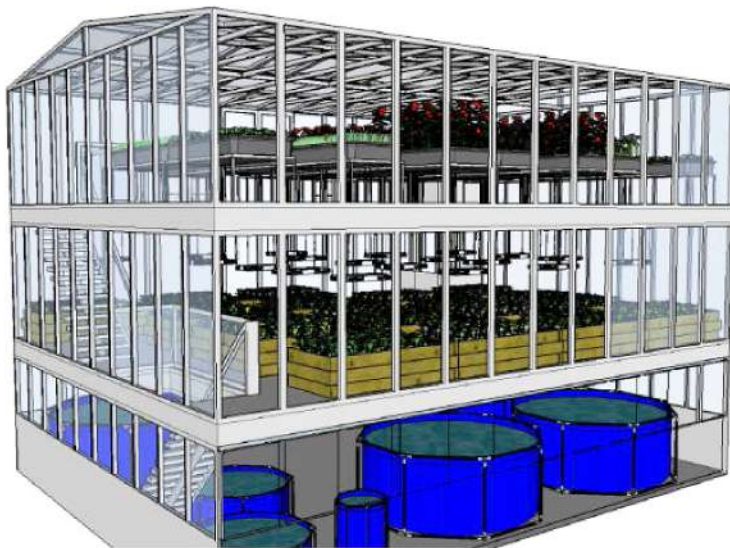
Унікальне поєднання галузі рослинництва і аквакультури є інноваційним напрямом розвитку в Україні. Аквапоніка (Aquaponics) – високотехнологічний спосіб ведення сільського господарства, що поєднує аквакультуру – вирощування водних тварин і гідропоніку – вирощування рослин без ґрунту. Аквапоніка являє собою штучну екосистему, в якій ключовими є три типи живих організмів: риби, рослини і бактерії. Це єдина штучна система сумісного вирощування риби і рослин, при якій мінімізуються енергетичні витрати, збільшуючи ефект безвідходного, екологічно-чистого виробництва.

Світова практика доводить перспективи використання даної технології, при якій досягається максимальна швидкість росту рослин і риби при мінімальних енергетичних й кормових витратах. Основна перевага в незалежності виробництва від умов зовнішнього середовища, можливості автоматизованого, контрольованого режиму умов вирощування практично будь-яких видів гідробіонтів та сільськогосподарських рослин [1, 7–10, 21–24, 26, 27].

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Розвиток аквакультури і, зокрема, гідропоніки в ХХ столітті привів до наукового осмислення аквапоніки. Суть методу полягає у використанні відходів життєдіяльності водних тварин в якості поживного середовища для рослин. В ході цього процесу рослини споживають продукти їх життєдіяльності, очищаючи воду збагачуючи її киснем. В процесі вирощування водні тварини виділяють токсичні продукти життєдіяльності: азотні, калійні, фосфорні сполуки, вуглекислий газ. Накопичення цих речовин у воді становить головну проблему аквакультури в установках замкнутого водозабезпечення, що супроводжується значними капіталовкладеннями на механічну фільтрацію, біологічну фільтрацію, стерилізацію, збагачення води киснем і утилізацією відходів. Ці речовини можуть бути використані для вирощування екологічно чистої сільськогосподарської продукції, адже на відміну від мінеральних добрив, вони не впливають негативно на навколишнє середовище побічними факторами забруднення остаточною кількістю пестицидів, нітратів, солей важких металів. Вирощені у такий спосіб рослини набувають

статусу екологічно чистої органічної сільськогосподарської продукції, що відноситься до розряду високоякісного продовольства, попит на яке в світі щоденно росте. Сільськогосподарська продукція вирощена на органічних добривах утворених рибами в процесі їх вирощування, відповідатиме всім необхідним стандартам, може отримати спеціальний сертифікат і право використання екологічної манкіровки. Комбінування цих двох методів дозволяє вирощувати одночасно водних тварин і екологічно чисту органічну сільськогосподарську продукцію, зменшуючи капітальні витрати на спеціальну фільтрацію води і використання дорогіших кормів, роблячи таке виробництво високоефективним, безпечним і практично безвідходним [1, 2, 17, 20, 26].

Плаваючі системи аквапоніки на полікультурних рибних ставках встановлювалися в останні роки в Китаї при вирощуванні в великих обсягах рису, пшениці, канн та інших культур, ці споруди за площею перевищували 2,5 акра (10000 м<sup>2</sup>). Розроблена схема аквапоніки в Університеті Вірджинських островів (UVI) дозволяє отримувати 5 т тиліпії в рік [15, 24, 27].



*Рис. 1.1. Розроблений проект промислового аквапонічного комплексу*

Елементарна структура аквапонічної системи (рис. 1.1) представлена у вигляді резервуара в якому вирощується риба і ємкості в яких насаджені сільськогосподарські культури. В процесі інтенсивного вирощування риби її постійно годують, залишки корму разом з продуктами життєдіяльності, які є поживними речовинами для рослин, за допомогою

рециркуляційної системи поступають до них по системі трубопроводів. Поступаючи до рослин, які поглинають ці речовини, вода очищується а рослини мають активність зростання.

Продукти життєдіяльності риб містять поживні речовини для рослин, але є токсичними для самих риб. Рослини поглинають ці речовини, що забезпечує їм необхідне живлення, і тим самим, очищають воду для риб (при цьому рослини та риби ростуть більш активно). Очищена вода повертається назад до риб, потім цикл повторюється. Ґрунтом для рослин у даному випадку використовується мінеральна вага, керамзит або гравій. Оскільки рослини і керамзит виконують роль механічного і біологічного фільтра, виключається необхідність використання штучної дорогоцінної фільтрації води. Додавання води необхідне лише в міру поглинання рослинами, випаровування в повітря або видалення біомаси з системи [1, 2, 20].

Відходи життєдіяльності риб є натуральним добривом для овочів або квітів. Значно підвищується врожайність і прискорюється дозрівання плодів. У помідорах, вирощених на аквапоніці, вміст нітратів зазвичай менше в п'ять-десять разів, ніж у найкращих ґрунтових, а смак і аромат нічим не поступається. Такий метод використовується за кордоном в промислових масштабах [1, 2].

При використанні аквапонічної системи головною проблемою є збільшення кількості аміаку та вуглекислого газу у воді. Це спричиняє різке сповільнення розвитку рослин та риби і приводить до загибелі живих організмів. Кисень ( $O_2$ ) надходить через зябра і необхідний для виробництва енергії і розщеплення білків, тоді як вуглекислий газ ( $CO_2$ ) і аміак ( $NH_3$ ) продукуються як відходи. Неперетравлений корм виділяється у воду в формі екскрементів, званих також зважених речовин (ЗР) і органічною речовиною. Вуглекислий газ і аміак виділяються в воду через зябра. Отже, риби споживають кисень і корми, в результаті чого вода в системі забруднюється екскрементами, вуглекислим газом і аміаком.

Механічний фільтр не видаляє всі органічні речовини, найдрібніші частинки проходять крізь нього так само, як і розчинні речовини, такі як фосфат або азот. Фосфат є інертною речовиною без токсичних ефектів, але азот у формі вільного аміаку ( $NH_3$ ) токсичний і має бути перетворений в біофільтрі в безпечні нітрати і нітрити. Розкладання органічної речовини і аміаку є біологічним процесом, який відбувається за рахунок спеціальних бактерій. Гетеротрофні бактерії окислюють органічну речовину, споживаючи кисень і виробляючи вуглекислий газ, аміак і шлам. Нітрифікуючі бактерії перетворюють аміак в нітрит, а потім в нітрат. Для підтримки балансу в такій системі, особливо в промислових масштабах, необхідно використовувати спеціальне обладнання. Тверді елементи продуктів життєдіяльності риби, як правило, очищають за допомогою механічної фільтрації і відстій-

ників. Насоси та самостоки допомагають створювати в системі різницю рівнів потоків, в зв'язку з чим відбувається зниження енерговитрат. При цьому нейтралізацію шкідливих домішок здійснюють безпосередньо рослини, мікроорганізми створеної екосистеми [7, 9].

Для ефективного функціонування симбіотичної екосистеми аквапоніки необхідно дотримуватися певних умов середовища (табл. 1).

**Таблиця 1. Оптимальні параметри фізичних та хімічних параметрів якості води в УЗВ**

Параметр	Формула	Одиниця виміру	Норма	Незадовільний рівень
Температура		°C	Залежить від виду	
Кисень	O <sub>2</sub>	%	70-100	<40 і >250
Азот	N <sub>2</sub>	% насичення	80-100	>101
Вуглекислий газ	CO <sub>2</sub>	мг/л	10-15	>15
Амоній	NH <sub>4</sub>	мг/л	0-2,5 (залежить від рН)	>2,5
Аміак	NH <sub>3</sub>	мг/л	<0,01 (залежить від рН)	>0,025
Нітрит	NO <sub>2</sub>	мг/л	0-0,5	>0,5
Нітрат	NO <sub>3</sub>	мг/л	100-200	>300
рН		мг/л	6,5-7,5	<6,2 і >8,0
Лужність		мг/л	1-5	<1
Фосфор	PO <sub>4</sub>	мг/л	1-20	
Зважені речовини	SS	мг/л	25	>100
ХПК		мг/л	25-100	
БПК		мг/л	5-20	>20
Гумус			98-100	
Кальцій	Ca <sup>++</sup>	мг/л	5-50	

Видалення екскрементів механічним фільтром затримає меншу частину азоту, що знаходиться в калі, а також більшу кількість фосфору. Розчинений азот перетворюється в біофільтрі, головним чином, в нітрати і нітрити. У цій формі азот легко засвоюється рослинами і може використовуватися як добриво в сільському господарстві або може бути видалений в очисних ставках з рослинами або кореневих зонах [7–10, 13, 17].

Аміак є основним продуктом мікробіологічного розкладання відходів життєдіяльності риб, які вони виділяють в воду. При наявності розчиненого у воді кисню аеробні бактерії окислюють аміак і його газоподібні похідні аміни з утворенням нітритів і нітратів. Це знижує токсичність води для риб і дозволяє рослинам видалити утворюються сполуки нітратів, використовуючи їх для живлення. Нітрифікація, аеробне перетворення аміаку в нітрати, яке є однією з найбільш важливих функцій в системі аквапоніка.

**Таблиця 2. Приклад випуску азоту з традиційних проточних господарств з системи оборотного водопостачання (СОВ) і установок замкнутого водопостачання (УЗВ)**

Випуск з різних типів господарств потужністю 1000 т за рік	Випуск азоту, кг/рік	Потреба води, м <sup>3</sup> /рік
Традиційні проточні господарства	38000	250000
СОВ	2000	10000
УЗВ	250	1,5

Використання аквапонічних ферм дозволяє зменшити потреби води для вирощування риби з 250000 до 1,5 м<sup>3</sup>/рік, випуск азоту з 38000 до 250 кг/рік, потреби енергії з 2400 кВт до 300 кВт, викиди вуглекислого газу менше 5 мг/дм<sup>3</sup>. Встановлення аквапонічних систем не потребує виділення родючих ґрунтів, особливої підготовки ґрунту, наявності проточної води або водойми [7, 10, 18].

**Постановка завдання.** Обґрунтувати продуктивність аквапонічних модульних блоків з одночасним утриманням цінних видів риб та вирощування рослинницької продукції.

**Методи дослідження.** Дослідження з вивчення можливості та ефективності вирощування сільськогосподарських рослин в аквапонічних системах проводилися в науково-дослідних лабораторіях кафедри водних біоресурсів та аквакультури «Перспективи аквакультури» та землеробства ДВНЗ «Херсонський державний аграрний університет».

В роботі використовували загальноприйняті методи досліджень – лабораторний, а саме: візуальний і вимірювально-ваговий – для спостереження за фазами розвитку та визначення біометричних показників рослин; імітаційного моделювання – для формування замкнутого циклу вирощування риби й рослин; абстрагування – при формулюванні програми досліджень, узагальненні одержаних результатів і обґрунтуванні висновків; статистичного аналізу – для обробки та визначення достовірності отриманих результатів.

Об'єктами дослідження в першому аквапонічному блоці «сільськогосподарські рослини» був салат (*Lactuca sativa*) сорту Dragone, а другого блоку «вирощування риби» – нільська тилапія (*Oreochromis niloticus*).

Основна характеристика салату (*Lactuca sativa*): однорічна трав'яниста культура, яка відноситься до родини Айстрових. Корінь стрижневий, стовщений у верхній частині, має велику кількість бічних розгалужень. Пластинка листка пухирчаста, зморшкувата чи майже гладка, ясно-зеленого, зеленого чи темно-зеленого кольору, іноді з червоно-бурою пігментацією. На місцях зрізу виступає молокоподібний сік [3, 4, 6, 12].

Салат – холодостійка рослина. Насіння проростає за температури +5°C, оптимальна – +15–20°C, за +12–14°C утворюються щільні головки, а



вище +20°C – прискорюється утворення стебел. Культура світло- та вологолюбна [3, 4, 12].

Салат відноситься до рослин довгого світлового дня. Скорочення його до 9–10 годин сприяє наростанню товарної продукції – листків, головок, але затримує перехід до генеративного розвитку – стеблоутворення та формування насіння. У зимовий період при вирощуванні на більш короткому дні та в загущених посівах рослини витягуються та погано формують головки в головчастих сортів. Мінімальна інтенсивність освітлення при вирощуванні салату і збиранні у фазі розетки – 4-5 тис. люкс, інтенсивно стрілюються рослини при тривалості світлового дня понад 12–14 годин [12, 15, 16].

Зоологічна характеристика нільської тиліяпії (*Oreochromis niloticus*): належить до родини цихлових. Найбільш відома і широко використовується як об'єкт штучного розведення в індустріальних умовах за рахунок своїх біологічних особливостей, а саме швидкому росту, масонакопиченню і дієтичним властивостям. Вирощування тиліяпії в басейнах є альтернативою садкового і ставового розведення за дефіциту води і землі. Висока щільність посадки в басейнах обмежує можливість проходження нересту і дозволяє вирощувати спільно самок і самців до товарного розміру. Вирощування тиліяпії у відкритих басейнах залежить від температури води. Оптимальна температура води – 25-33°C (порогові – 10-15 і 38-42°C). За нижчих її значень уповільнюється швидкість росту риби і знижується резистентність її до захворювань. За температури нижче за 8°C риби гинуть [5, 7, 10, 11, 13–15]. Тиліяпії володіють високою екологічною пластичністю [18, 19, 21–23, 25, 27].

Вирощування салату листкового починалося з маточнику. Насіння салату розміщували в субстраті (мінеральна вата) та ставили в пластмасові контейнері з водою. В маточнику створювали умови за якими вологість повітря підтримували в межах 90% і температурі повітря й усіх складових компонентів маточнику в межах 25–26°C. Вирощування рослин в маточнику проводилося в умовах обмеженості світла, тому ми в досліді використовували досвічування завдяки використанню світлодіодних ламп. При отриманні першої пари сім'ядольних листків, розсаду розміщували в гідропонічних блоках аквапонічної системи. Схема розміщення рослин салату листкового складала 14,1×14,1 см або площа живлення однієї рослини складає 198,8 см<sup>2</sup>, тобто на 1 м<sup>2</sup> розміщували 50 рослин. Площа басейну для вирощування салату листкового складала 3 м<sup>2</sup>, тобто продуктивність складала 150 рослин. При правильній санітарії теплиці відпадає необхідність використання хімічних засобів захисту рослин, що робить продукцію екологічно чистою.

Додатковим стимулом для вирощування риби за аквапонічним циклом є її безпечність. Це проявляється в тому, що в магазинах майже

уся риба має на своєму тілі пошкодження бактеріальні або грибові, що відсутнє в аквапонічній системі. Рибопродуктивність тиліяпії в промислових умовах, коли молодь утримується в садках чи басейнах, її вагою до 1 г на 1 м<sup>3</sup> садять 10-20 тис. екземплярів. При вазі від 1 до 10 г – 2 тис. При такій щільності мальки набирають 10 г за 1–1,5 місяці. Товарною тиліяпія вважається при масі 250 г і більше. Таку вагу риба нагулює приблизно за 6 місяців. А в полікультурі її рибопродуктивність може сягнути і 5 т/га. В монокультурі середня рибопродуктивність тиліяпії низька. Проте при посиленій годівлі можна досягти і 1,0–2,5 т/га [7-10].

В якості кормів використовували гранульовані комбікорми з наступними якісними показниками: протеїн, не менше 32,0, сирий жир, не менше 1,0, сирі волокна, не більше – 7,0, фосфор, не менше – 1,0, вологість, не більше 10,0%. Кількість корму складала 3% від маси тіла.

Для нормального функціонування в замкнених установках водопостачання рослин та риби необхідно постійний контроль якості води, яка повинна відповідати санітарно-гігієнічним нормам (табл. 3).

**Таблиця 3. Загальні вимоги до якості води, яка надходить у водойми для утримання маточника тиліяпії**

Показник	Нормативне значення
Запах	відсутній
Прозорість, м	0,75-1,0
Зважені речовини, мг/дм <sup>3</sup>	до 25
Нітрити, мг/дм <sup>3</sup>	до 0,1
Нітрати, мг/дм <sup>3</sup>	до 2,0
Водневий показник, (рН)	6,5-8,5
Кисень розчинений, мг/дм <sup>3</sup>	не менш 5
Фосфати, мг/дм <sup>3</sup>	до 0,5
Сірководень, мг/дм <sup>3</sup>	відсутній
Аміак розчинений, мг/дм <sup>3</sup>	0,05

Обов'язковою умовою для найкращого росту рослин салату та риби є насичення води киснем, який визначає гідробіологічний і санітарний стан системи. З метою підвищення вмісту кисню у воді використовували аератор. Під час роботи аератора, крім насичення води киснем, проявляються і інші чинники, такі як зміна теплового балансу водного середовища, перерозподіл температури між шарами води, вивільнення вуглекислого газу [11, 17].

**Результати дослідження та їх обговорення.** Згідно проведених досліджень правильно розроблений цикл вирощування салату листового та підбір посадкового малька дає можливість отримати протягом 45 діб повноцінний та високий врожай зазначених об'єктів (табл. 4).

Вирощування даних сільськогосподарських та біологічних об'єктів дає можливість отримати врожай салату листового в кількості 150 шт. з середньою масою 145 г, що формує врожай на рівні 7,25 кг/м<sup>2</sup> або 0,66 кг з 1 м<sup>2</sup> загального об'єму аквапонічної системи. Вирощування риби з мальків масою 50 г з середньодобовим приростом в 4 г за зазначений період формує товарну вагу риби для реалізації – 220 г, що складає 59,5 кг/м<sup>3</sup> аквапонічної системи.

Даний спосіб є достатньо ефективним і може бути скорегований залежно від об'єкту сільськогосподарської рослини та технології вирощування риби. За цих умов кількість періодів (циклів) з 8 може коливатися від 3 до 5.

Зазначена технологія для сільського господарства України є інноваційною.

Ефективність екологічно-економічних показників:

- суттєве зменшення корисної площі для отримання врожаю;
- економія природних та енергетичних ресурсів;
- отримання екологічно чистої продукції;
- збільшення продуктивності праці на 1 м<sup>2</sup> використовуваної площі;
- стабільно високі врожаї високоякісної свіжої продукції;
- цілорічне функціонування системи;
- не використовують отрутохімікати;
- можливість збільшити зайнятість населення тощо.

**Таблиця 4. Продуктивність аквапонічної системи**

Показник	Одиниця виміру	Величина показника
1	2	3
Загальна корисна площа аквапонічної системи, з них:	м <sup>2</sup>	5,5
для вирощування салату листового	м <sup>2</sup>	3,0
фільтростанція та аератор	м <sup>2</sup>	1,5
басейн для риби	м <sup>2</sup>	1,0
захисна площа навколо аквапонічної системи (доріжка 0,7 м)	м <sup>2</sup>	11,06
Загальна кількість рослин салату листового	шт	150
Середня вага салату листового	г	145
Тривалість одного циклу (від появи сім'ядольних листочків до біологічної стиглості)	доба	45
Максимально можлива кількість циклів по вирощування салату листового		8
Загальна врожайність салату листового за одного циклу	кг/м <sup>2</sup>	7,25
	т/га	72,5
Загальний об'єм вирощування тиліпії	м <sup>3</sup>	1
Кількість рибопосадкового матеріалу	шт	350
Середня вага тиліпії на початку вирощування	г	50

Продовження таблиці 4

1	2	3
Середньодобовий приріст	г	4
Середня вага товарної теляпії в кінці вирощування	г	220
Коефіцієнт виживання теляпії	%	85-90
Тривалість одного циклу (від посадки риби до товарної ваги)	доба	45
Максимально можлива кількість циклів при вирощуванні теляпії		6
Загальна продуктивність басейну	кг/м <sup>3</sup>	77
Продуктивність нарощеної біомаси риби	кг/м <sup>3</sup>	59,5
Загальна продуктивність аквапонічної системи на 1 м <sup>2</sup> площі, кг	салат	0,66
	теляпія	5,38

**Висновки.**

1. Створення та регульована робота аквапонічної системи здатна сформувати протягом 45 діб повноцінний та високий врожай салату листкового та рибної продукції. Вирощування даних біологічних об'єктів дає можливість отримати врожай салату листкового в кількості 150 шт з середньою масою 145 г, що формує врожай на рівні 7,25 кг/м<sup>2</sup> або 0,66 кг з 1 м<sup>2</sup> загального об'єму аквапонічної системи. Вирощування риби з початковою масою 50 г, з середньодобовим приростом в 4 г за зазначений період формує товарну вагу риби для реалізації – 220 г, що складає 59,5 кг/м<sup>3</sup> аквапонічної системи.

2. При роботі аквапонічної системи створюються позитивні екологічно-економічні умови, а саме відбувається: суттєве зменшення площі посівів для отримання врожаю; економія природних та енергетичних ресурсів; отримання екологічно чистої продукції; збільшення продуктивності праці на 1 м<sup>2</sup> використовуваної площі; отримання стабільних та якісних врожаїв свіжої продукції; цілорічне функціонування системи; відсутність отрутохімікатів; збільшення зайнятості населення тощо.

**АКВАПОНИКА – РАЗУМНОЕ СОЧЕТАНИЕ  
РЫБОВОДСТВА И РАСТЕНИЕВОДСТВА В КОНТЕКСТЕ  
ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ**

*Лавренко С.О. – к.с.-х. н., доцент,*

*Кутищев П.С. – к.б.н., доцент,*

*Лавренко Н.Н. – к.с.-х. н.,*

*Максимов М.В. – к.с.-х. н.*

*Херсонский государственный аграрный университет,*

*lavrenko.sr@gmail.com, kutishev\_p@ukr.net, lavrenkonatalia89@gmail.com,*

*maksmaksimov@meta.ua*

Построение инновационных аквапонических модульных блоков одновременного выращивания ценных видов рыб и растениеводческой продукции позволяют уменьшить выбросы закиси азота и метана от сельскохозяйственных процессов;

адаптировать технологические процессы на непригодных и малопригодных территориях; увеличить уровень использования возобновляемых источников энергии и минимального потребления ископаемого топлива на технологические процессы, трансформировав их на питание от солнечных батарей позволяет мгновенно реагировать на глобальное изменение климата. Использование аквапоничных ферм позволит уменьшить потребности воды для выращивания рыбы с 250000 до 1,5 м<sup>3</sup>/год, потребности энергии с 2400 кВт до 300 кВт, выбросы углекислого газа менее 5 мг/л.

В настоящее время крупнейшие источники выбросов в сельском хозяйстве углекислого газа, а это более 5,3 млрд. т в мире, приходится на кишечную ферментацию животных – 40, навоз, который остается на пастбищах – 16, синтетические минеральные удобрения – 13, рис-сырец – 10, хранения и использования навоза – 7%. То есть, почти две трети общих выбросов – это на ферментацию животных, удобрения (разложение органических и минеральных веществ) и обработку почвы. Поэтому, создание инновационных систем, которые способны уменьшить аккумуляцию углекислого газа является прерогативой развития всех составляющих сельского хозяйства. Уникальное сочетание отрасли растениеводства и аквакультуры является инновационным направлением развития в Украине.

При работе аквапонической системы создаются положительные экологически-экономические условия, а именно происходит: существенное уменьшение площади посевов для получения урожая; экономия природных и энергетических ресурсов; получения экологически чистой продукции; увеличение производительности труда на 1 м<sup>2</sup> используемой площади; получение стабильных и качественных урожаев свежей продукции; круглогодичное функционирование системы; отсутствие ядохимикатов; увеличение занятости населения и т.п.

Ключевые слова: аквапоника, рыбоводство, растениеводство, совместное выращивание, экология, инновация, продуктивность, экологически-экономические показатели.

## **AQUAPONICS IS THE REASONABLE COMBINATION OF FISHING AND PLANT CULTIVATION IN THE CONTEXT OF ECOLOGICAL SAFETY**

*Lavrenko S.O. – Ph.D., Associate Professor,*

*Kutishchev P.S. – Ph.D., Associate Professor,*

*Lavrenko N.M. – Ph.D.,*

*Maksimov M.V. – Ph.D.*

*Kherson State Agrarian University,*

*lavrenko.sr@gmail.com, kutishev\_p@ukr.net, lavrenkonatalia89@gmail.com,*

*maksmaksimov@meta.ua*

The construction of innovative aquaponics modular blocks with the simultaneous cultivation of valuable fish species and crops can reduce nitrous oxide and methane emissions from the agricultural processes; adapt technological processes in unusable and hardly suitable territories; increase the level of renewable energy sources used and the minimum consumption of fossil fuels for technological processes, transforming them to power from solar panels it allows to instantly respond to global climate change.

The aquaponics farms use will reduce the water requirements for fish growing from 250000 to 1.5 m<sup>3</sup>/year, energy requirements from 2400 kW to 300 kW, and carbon dioxide emissions of less than 5 mg/l.

Currently, the largest sources of emissions in agriculture are carbon dioxide, and this is more than 5.3 billion tons in the world, intestinal fermentation of animals accounts around 40%, manure that remains on pastures – 16%, synthetic mineral fertilizers – 13%, raw rice – 10%, storage and use of manure – 7%. That is, almost 2/3 of the total emissions for the fermentation of animals, fertilizers (decomposition of organic and mineral substances) and tillage. Therefore, the creation of innovative systems that can reduce carbon dioxide accumulation is the prerogative of the development of all agriculture components. A unique combination of crops and aquaculture industry is an innovative development direction in Ukraine.

During the aquaponics system operation the positive environmental and economic conditions are created the following occurs: a significant reduction area for crops harvesting; saving of natural and energy resources; obtaining environmentally friendly products; increase in labor productivity per 1 m<sup>2</sup> of usable area; obtaining stable and high-quality yields of fresh produce; year-round functioning of the system; absence of pesticides; increase in employment-population, etc.

Keywords: aquaponics, fish farming, crop production, co-cultivation, ecology, innovation, productivity, ecologic and economic indicators.

#### **ЛІТЕРАТУРА**

1. Аквапоніка в Україні: URL: <http://rodovid.me/Asya/2013/07/12/аквапоніка---вугасчиваніе-рыб-і> (дата звернення: 04.11.2019)
2. Аквапонічні системи: URL: <https://aquaponics.com/aquaponic-systems/> (дата звернення: 04.11.2019)
3. Барабаш О.Ю. Овочівництво: підручник. Київ: Вища школа, 1994. 374 с.
4. Білецький П.М. Овочівництво. К.: Вища школа, 1970. 420 с.
5. Бороньская О.И. Использование тилляпии (*Tilapia*) в мировой и отечественной аквакультуре. *Известия Тимирязевской сельскохозяйственной академии*. 2012. № 1. С. 164–173.
6. Гіль Л.С., Пешковський А.І. Сучасні технології овочівництва закритого і відкритого ґрунту. Ч.І. Закритий ґрунт: навчальний посібник. Вінниця: Нова книга, 2008. С. 25–100.
7. Завьялов А.П. Выращивание тилляпии в установке с замкнутым циклом водоснабжения при различных способах кормления: автореф. дис. на соискание уч. степени кандидата с-х наук: специальность 06.02.04 – «Частная зоотехния, технология производства продуктов животноводства». Московская сельскохозяйственная академия им. К.А. Тимирязева. Москва, 2001. 28 с.
8. Завьялов А.П., Лавровский В.В., Мустаев С.Б. Способ и устройство для изучения суточных ритмов питания рыб. *Вопросы ихтиологии*. 2000. Т. 40. № 1. С. 124–127.

9. Завьялов А.П., Лавровский В.В. Влияние типа кормления на морфо-физиологические показатели тилапии, выращенной в установке с замкнутым циклом водоснабжения. *Материалы докладов 2-го международного симпозиума «Ресурсосберегающие технологии в аквакультуре»*. Краснодар, 1999. С. 123.
10. Завьялов А.П., Лавровский В.В. Экологически чистые рыбоводные системы с замкнутым водоснабжением. *Тезисы докладов междунауч. практ. конф. «Эколого-генетические проблемы животноводства и экологически безопасные технологии производства продуктов питания»*. Дубровицы, 1998. С. 102–103.
11. Михайличенко Д.В., Пономарёв С.В., Куракин И.В. Современная генетически улучшенная порода тилапии. *Вестник Астраханского государственного технического университета*. Серия: Рыбное хозяйство. 2015. № 2. С. 69–75.
12. Салат посівний: URL; <http://8benefit.pp.ua/2018/10/24/salat-latuk-salat-sijnyj/> (дата звернення: 04.11.2019)
13. Соколов В.Б., Фомичев А.М. Некоторые рыбоводные показатели молоди *Oreochromis mossambicus*, подращенной лотковым способом при разном уровне водообмена. Интенсивная технология в рыбоводстве. Москва: ТСХА, 1989. С. 68–76.
14. Спотт С. Содержание рыбы в замкнутых системах. Москва: Легкая и пищевая промышленность, 1983. 191 с.
15. УкрАгроКонсалт: <http://www.ukragroconsult.com/data/news/perspektivy-selskogo-hozyaistva> (дата звернення: 04.11.2019)
16. Характеристика та вирощування салату посівного: <http://agroua.net/plant/catalog/cg-8/c-33/info/cag-59/> (дата звернення: 04.11.2019)
17. Шалгимбаева С.М., Асылбекова С.Ж., Садвакасова А.К., Сармолдаева Г.Р., Кенжеева А.Н., Джумаханова Г.Б. Изучение влияния продукционных кормов на микробиоценоз органов тилапии в установках замкнутого водообеспечения. *Вестник Астраханского государственного технического университета*. Серия: Рыбное хозяйство. 2016. № 3. С. 94–99.
18. Chervinski J. On the spawning of *Tilapia nilotica* in brackish water during experiments in concrete tanks. *Bamidgeh*, 1961. 13. P. 71–74.
19. Chervinski J., Lahav M. The effect of exposure to low temperature on fingerlings of local tilapia (*Tilapia aurea*) and imported tilapia (*Tilapia vulkani*) and *Tilapia nilotica* in Israel. *Bamidgeh*, 1976. 28. P. 25–29.
20. Integrated Agriculture-aquaculture: A Primer, Issue 407. FAO, 2001.
21. Job S.V. The respiratority metabolism of *Tilapia mossambica*. 1. The effect of size, temperature and salinity. *Mar. Biol.(Berl.)*, 1969. 2(2). P. 121–126.
22. Job S.V. The respiratority metabolism of *Tilapia mossambica*. 1. The effect of size, temperature, salinity and partial pressure of oxygen. *Mar. Biol. (BerL)*, 1969. 3. P. 222–226.

23. Kelly H.D. Preliminary studies on *Tilapia mossambica* Peters relative to experimental pond culture. *Proc. Annu. Conf. Southeast Game fish Comm.* 1966. 10. P. 139–149.
24. Tomita-Yokotani K., Anilir S., Katayama N., Hashimoto H., Yamashita M. Space agriculture for habitation on mars and sustainable civilization on earth. *Recent Advances in Space Technologies.* 2009. С. 68-69.
25. Wangead C., Geater A., Tansakul R. Effect of acid water on survival and growth rate of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *The second international symposium on tilapia in aquaculture.* Bangkok, Thailand, 1988. No 15. P. 433–437.
26. Wilson A. Lennard, Brian V. Leonard A Comparison of Three Different Hydroponic Sub-systems (gravel bed, floating and nutrient film technique) in an Aquaponic Test System. *Aquaculture International.* 2006. Vol. 14. Вып. 6. P. 539–550.
27. Yang Yi, Yi Y. A bioenergetics growth model for Nile tilapia based on limiting nutrients and fish standing crop in fertilized ponds. *Aquacultural Engineering.* Vol. 18. No 3. 1998. P. 157–173.

#### REFERENCES

1. Aponika v Ukrayini: <http://rodovid.me/Asya/2013/07/12/akvaponika---vyraschivanie-ryb-i> (data zvernennya: 04.11.2019) [in Ukrainian].
2. Akvaponichni sistemi: <https://aquaponics.com/aquaponic-systems/> (data zvernennya: 04.11.2019) [in Ukrainian].
3. Barabash O.Yu. (1994). *Ovochivnistvo* [Vegetable industry]. Kyiv: Vischa shkola. [in Ukrainian].
4. Biletskiy P.M. (1970). *Ovochivnistvo* [Vegetable industry]. Kyiv: Vischa shkola. [in Ukrainian].
5. Boronetskaya O.I. (2012). *Ispolzovanie tilyapii (Tilapiinae) v mirovoy i otechestvennoy akvakulture* [The use of tilapia (*Tilapiinae*) in world and domestic aquaculture]. *Izvestiya Timiryazevskoy selskohozyaystvennoy akademii.* no. 1, 164–173. [in Russian].
6. Gil L.S., Peshkovskiy A.I. (2008). *Suchasni tehnologiyi ovochivnistva zakritogo i vidkritogo gruntu. ch.i. zakritiy grunt* [Modern technologies of indoor and outdoor vegetable growing]. Vinnitsya: Nova kniga. 25–100. [in Ukrainian].
7. Zavyalov A.P. (2001). *Vyraschivanie tilyapii v ustanovke s zamknytim tsiklom vodosnabzheniya pri razlichnyih sposobah kormleniya: avtoref. dis. na soiskanie uch. stepeni kandidata s-h nauk: spetsialnost 06.02.04 – «Chastnaya zootehniya, tehnologiya proizvodstva produktov zhivotnovodstva».* Moskovskaya selskohozyaystvennaya akademiya im. K.A. Timiryazeva. Moscow. [in Russian].



8. Zavyalov A.P., Lavrovskiy V.V, Mustaeв S.B. (2000). *Sposob i ustroystvo dlya izucheniya sutochnykh ritmov pitaniya ryib* [Method and device for studying daily rhythms of fish nutrition]. *Voprosyi ihtiologii*. vol. 40, no. 1. 124–127. [in Russian].
9. Zavyalov A.P., Lavrovskiy V.V. (1999). Vliyanie tipa kormleniya na morfofiziologicheskie pokazateli tilyapii, vyraschennoy v ustanovke s zamknutyim tsiklom vodosnabzheniya. Materialyi dokladov 2-go mezhdunarodnogo simpoziuma «Resursosberegayushchie tehnologii v akvakulture». Krasnodar. [in Russian].
10. Zavyalov A.P., Lavrovskiy V.V. (1998). Ekologicheski chistyie ryibovodnyie sistemyi s zamknutyim vodosnabzheniem. Tezisyi dokladov mezhdun. nauch., prakt. konf. «Ekologo-geneticheskie problemyi zhivotnovodstva i ekologicheski bezopasnyie tehnologii proizvodstva produktov pitaniya». Dubrovitsyi. 102–103. [in Russian].
11. Mihaylichenko D.V., PonomarYov S.V., Kurakin I.V. (2015). *Sovremennaya geneticheski uluchshennaya poroda tilyapii* [Modern genetically improved tilapia breed]. *Vestnik Astrahanskogo gosudarstvennogo tehnikeskogo universiteta. Seriya: Ryibnoe hozyaystvo*. no. 2. 69–75. [in Russian].
12. Salat posIvniy. URL: <http://8benefit.pp.ua/2018/10/24/salat-latuk-salatsijnyj/> (data zvernennya: 04.11.2019) [in Ukrainian].
13. Sokolov V.B., Fomichev A.M. (1989). *Nekotoryie ryibovodnyie pokazateli molodi Oreochromis mossambicus, podraschennoy lotkovyim sposobom pri raznom urovne vodoobmena* [Some fish-breeding indicators of juvenile Oreochromis mossambicus, raised by the trough method at different levels of water exchange]. *Intensivnaya tehnologiya v ryibovodstve*. Moscow: TSHA. 68–76. [in Russian].
14. Spott S. (1983). *Soderzhanie ryiby v zamknutyih sistemah* [Fish keeping in closed systems]. Moskva: Legkaya i pischevaya promyishlennost. [in Russian].
15. UkrAgroKonsalt. URL: <http://www.ukragroconsult.com/data/news/perspektivy-selskogo-hozyaistva> (data zvernennya: 04.11.2019) [in Russian].
16. Harakteristika ta viroschuvannya salatu posIvnogo. URL: <http://agroua.net/plant/catalog/cg-8/c-33/info/cag-59/> (data zvernennya: 04.11.2019) [in Ukrainian].
17. Shalgimbaeva S.M., Asyilbekova S.Zh., Sadvakasova A.K., Sarmoldaeva G.R., Kenzheeva A.N., Dzhumahanova G.B. (2016). *Izuchenie vliyaniya produktsionnykh kormov na mikrobiotsenoz organov tilyapii v ustanovkakh zamknutogo vodoobespecheniya* [Study of the effect of production feeds on the microbiocenosis of tilapia organs in closed water supply facilities]. *Vestnik Astrahanskogo gosudarstvennogo tehnikeskogo universiteta. Seriya: Ryibnoe hozyaystvo*. no. 3. 94–99. [in Russian].

18. Chervinski J. (1961). On the spawning of *Tilapia nilotica* in brackish water during experiments in concrete tanks. *Bamidgeh*. no. 13. 71–74.
19. Chervinski J., Lahav M. (1976). The effect of exposure to low temperature on fingerlings of local tilapia (*Tilapia aurea*) and imported tilapia (*Tilapia vulkani*) and *Tilapia nilotica* in Israel. *Bamidgeh*, 1976. no. 28. 25–29.
20. Integrated Agriculture-aquaculture: A Primer, Issue 407. FAO, 2001.
21. Job S.V. (1969). The respiratority metabolism of *Tilapia mossambica*. 1. The effect of size, temperature and salinity. *Mar. Biol.(Berl.)*. 2(2). 121–126.
22. Job S.V. (1969). The respiratority metabolism of *Tilapia mossambica*. 1. The effect of size, temperature, salinity and partial pressure of oxygen. *Mar. Biol.(BerL)*. no. 3. 222–226.
23. Kelly H.D. (1966). Preliminary studies on *Tilapia mossambica* Peters relative to experimental pond culture. *Proc. Annu. Conf. Southeast Game fish Comm.* no. 10. 139-149.
24. Tomita-Yokotani K., Anilir S., Katayama N., Hashimoto H., Yamashita M. (2009). Space agriculture for habitation on mars and sustainable civilization on earth. *Recent Advances in Space Technologies*. 68-69.
25. Wangead C., Geater A., Tansakul R. (1988). Effect of acid water on survival and growth rate of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *The second international symposium on tilapia in aquaculture*. Bangkok, Tailand. no. 15. 433–437
26. Wilson A. Lennard, Brian V. Leonard (2006). A Comparison of Three Different Hydroponic Sub-systems (gravel bed, floating and nutrient film technique) in an Aquaponic Test System. *Aquaculture International*. Vol. 14. Issue 6. 539–550.
27. Yang Yi, Yi Y. (1998). A bioenergetics growth model for Nile tilapia based on limiting nutrients and fish standing crop in fertilized ponds. *Aquacultural Engineering*. Vol. 18. no. 3. 1998. 157–173.

# МЕТОДИ І МЕТОДИКИ

УДК 631.67:631.6.03

DOI <https://doi.org/10.32851/wba.2019.2.8>

## МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ ЩОДО ОЦІНКИ ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ТА ҐРУНТОВИХ ВОД У СИСТЕМІ ЕКОЛОГО-МЕЛІОРАТИВНОГО МОНІТОРИНГУ (НА ПРИКЛАДІ ІНГУЛЕЦЬКОГО ЗРОШУВАНОВОГО МАСИВУ)

<sup>1</sup>Морозов О.В. – д.с.-г.н., професор,

<sup>1</sup>Морозов В.В. – к.с.-г.н., професор,

<sup>1</sup>Кабаченко А.І. – аспірант,

<sup>2</sup>Козленко Є.В. – к.с.-г.н.,

<sup>1</sup>ДВНЗ «Херсонський державний аграрний університет»,

<sup>2</sup>Управління каналів річки Інгулець,

[morozov-2008@ukr.net](mailto:morozov-2008@ukr.net)

Приведені методичні підходи щодо оцінки якості поверхневих та ґрунтових вод в системі еколого-меліоративного моніторингу (на прикладі Інгулецького зрошувального масиву). Дослідження режиму ґрунтових вод меліорованих земель включають спостереження на зрошуваних і прилеглих до них землях та в сільських населених пунктах у зоні впливу гідромеліоративних об'єктів. Для оцінки якості зрошувальних вод проводяться спостереження на зрошувальних каналах гідромеліоративних систем та безпосередньо у джерелах зрошення. На Інгулецькому зрошувальному масиві у 2018 році полив проводився змішано обмежено придатною середньомінералізованою водою з мінералізацією 1,60-1,74 г/дм<sup>3</sup>-на початку поливного сезону і 1,61-1,92 г/дм<sup>3</sup> – в кінці його. Величина рН на початку поливного періоду складала 8,1-8,6, та 7,8-8,4–в кінці. Кількість соди в цей період в окремих пробах досягала 0,40 мг-екв/дм<sup>3</sup>. Вміст хлоридів у воді був високий впродовж всього поливного сезону, але не перевищував норму (11,40-12,20 мг-екв/дм<sup>3</sup>).

За ДСТУ 2730:2015 вода Інгулецької зрошувальної системи впродовж поливного сезону 2018 р. відноситься до II класу і оцінюється як обмежено придатна для зрошення за безпекою підключення, осолонцювання, засолення ґрунтів та опіку рослин хлором.

Вода р. Інгулець нижче головної насосної станції впродовж поливного сезону 2018 р. мала різні показники хімічного складу. На початку поливного періоду вода мала мінералізацію 2,87 г/дм<sup>3</sup>, рН – 8,4, вміст хлоридів складав – 28,02 мг-екв/дм<sup>3</sup>. В середині поливного періоду – мінералізація складала 1,68 г/дм<sup>3</sup>, рН – 8,5, хлоридів – 14,52 мг-екв/дм<sup>3</sup>; в кінці поливного періоду мінералізація знизилася до 0,46-0,65 г/дм<sup>3</sup>, а величина рН складала 8,2-8,3, вода характеризувалася як обмежено придатна для зрошення за безпекою токсичного впливу на рослини, осолонцювання, засолення та підключення ґрунтів.

Зрошення такою водою призводить до погіршення родючості і розвитку процесів осолонцювання та вторинного засолення ґрунтів, зниження врожаїв сільськогосподарських культур. Для їх покращення необхідно більш якісно проводити розбавлення мінералізованої води р. Інгулець з Карачунівського водосховища із застосуванням на зрошенні хімічної меліорації води та ґрунтів.

Ключові слова: зрошення, якість зрошувальної води, ґрунтові води, меліорація, моніторинг.

**Постановка проблеми.** Спрямованість, періодичність і швидкість перетворення ґрунтів під впливом довготривалого зрошення визначається якістю поливних та ґрунтових вод, ступенем природної дренажності території, початковим станом ґрунтів, технологією зрошення, культурою землеробства тощо [1]. В умовах Інгулецької зрошувальної системи (ЗС) при використанні для зрошення води II-го класу (обмежено придатної для зрошення) і, особливо, III класу (непридатні для зрошення), має місце розвиток наступних деградаційних процесів: підйом рівней ґрунтових вод, підтоплення, вторинне засолення та осолонцювання ґрунтів, погіршення агрофізичних властивостей ґрунтів, забруднення ґрунтів та сільськогосподарських культур важкими металами [1].

Отже, науково-методичні підходи щодо оцінки якості поверхневих та ґрунтових вод Інгулецької ЗС та впливу довготривалого зрошення слабкомінералізованими водами на еколого-меліоративний стан є актуальним питанням, яке визначає напрями і перспективи розвитку меліоративного ґрунтознавства і зрошувального землеробства як в Україні, так і у світі [2].

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** На Інгулецькому зрошувальному масиві (ЗМ) в 50–80 – ті роки минулого століття виконано більшість наукових розробок вчених Інституту зрошувального землеробства і Херсонського державного аграрного університету. Це роботи В.О. Ушкаренка, А.О. Лимара, В.А. Писаренка, Б.І. Лактіонова, Б.А. Тупіцина, І.Д. Філіп'єва, В.В. Гамаюнової, В.В. Морозова, О.П. Сафоновой, А.В. Мелашича та багатьох інших вчених [3].

З 2000-х років дослідження щодо раціонального використання земель і водних ресурсів на Інгулецькому зрошувальному масиві активно проводить ННЦ «Інститут ґрунтознавства і агрохімії імені О.Н. Соколовського» НААН України (С.А. Балюк, В.Я. Ладних, М.О. Солоха, Л.І. Воротинцева, М.А. Захарова, О.А. Недоцюк, Ю.О. Афанасьєв та інші вчені), Інститут зрошувального землеробства НААН України (Р.А. Вожегова, П.В. Писаренко, І.О. Біднина, В.В. Козирев та інші вчені), ДВНЗ «Херсонський державний аграрний університет» (В.В. Морозов, О.В. Морозов, Є.Г. Волочнюк та ін.) [4–8].

Впродовж всієї історії розвитку Інгулецької ЗС, її керівники завжди підтримували тісні зв'язки з вченими при вирішенні складних науково –

технічних питань і проблем (І.Г. Пінчук, Г.Ф. Костенко, О.М. Братченко, Є.В. Козленко, М.Г. Вербицький та ін.) [4, 5]. Накопичена база знань і база даних фундаментальних і прикладних досліджень з меліорації земель, зрошуваного землеробства, меліоративного ґрунтознавства, яка повинна і далі вдосконалюватися в процесі відновлення зрошувальних систем, підготовки рекомендацій щодо модернізації і подальшого розвитку зрошення на півдні України. Однак, Інгулецька зрошувальна система залишається найскладнішою в Україні за умовами формування зрошувальної води та її якості.

Таким чином, актуальність проблеми регіонального оцінювання якості поверхневих та ґрунтових вод Інгулецької ЗС є перспективним напрямом досліджень з метою збереження та підвищення родючості зрошуваних ґрунтів, ефективності використання поливних вод і зрошуваного землеробства.

**Постановка завдання.** Основним завданням досліджень є обґрунтування науково-методичних підходів щодо оцінки якості поверхневих та ґрунтових вод Інгулецької зрошувальної системи.

**Об'єкт дослідження** – формування якості поверхневих та ґрунтових вод Інгулецького зрошуваного масиву.

**Матеріали і методи дослідження.** Наказом Державного комітету України по водному господарству від 16.04.2008 № 108 затверджена «Інструкція з організації та здійснення моніторингу зрошуваних та осушуваних земель», яка встановлює вимоги щодо організації та проведення спостережень за якістю поверхневих та ґрунтових вод [9]. Основою методології даних досліджень є системний підхід та системний аналіз.

**Методика дослідження режиму ґрунтових вод.** Дослідження режиму ґрунтових вод зрошуваних земель включають спостереження на зрошуваних і прилеглих до них землях та в сільських населених пунктах у зоні впливу меліоративних об'єктів. До складу спостережень входить: вимірювання глибини залягання рівнів ґрунтових вод; вимірювання хімічного складу і властивостей ґрунтових вод.

Спостереження за рівневим та гідрохімічним режимом ґрунтових вод виконуються на стаціонарній мережі спостережних свердловин. У місцях можливого впливу промислових та природних об'єктів на глибину залягання рівнів і хімічний склад ґрунтових вод меліорованих земель спостережні свердловини повинні розташовуватись з урахуванням цього впливу. Відбір проб ґрунтових вод для визначення їх мінералізації, хімічного складу на зрошуваних землях здійснюється двічі на рік (на початок та кінець вегетаційного періоду) [9].

**Методика спостереження за якістю зрошувальних вод.** Дослідження за якістю зрошувальних вод включають спостереження на зрошувальних каналах гідромеліоративних систем та безпосередньо у джерелах

зрошення. До складу спостережень за якістю зрошувальних вод входять визначення їх мінералізації та хімічного складу. Відбір проб води для визначення якості зрошувальних вод здійснюється на стаціонарних та тимчасових пунктах спостережень за встановленими методиками. Місця розташування пунктів спостереження визначаються відповідно до чинних відомчих нормативних документів.

Оцінка якості зрошувальних вод виконується відповідно до ДСТУ 2730:2015 «Якість довкілля. Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії». Інформація про якість зрошувальних вод надається на початок і кінець поливного періоду [9].

**Результати досліджень. Результати досліджень за режимом ґрунтових вод.** Гідрогеолого-меліоративний стан земель на території Інгулецького масиву в значній мірі визначається гідрогеологічними умовами водоносних горизонтів зони активного водообміну у четвертинних відкладеннях що залягають на регіональному водоупорі червоно-бурих глин. Основний неогеновий водоносний горизонт у межах масиву безнапірний і залягає на значних глибинах (більше 25-30 м), тому його води на меліоративний стан земель не впливають.

Безнапірний водоносний горизонт у четвертинних відкладеннях (ґрунтові води) має розвиток у багат шаровій лесовій товщі і залягає на потужному водоупорі з верхньопліоценових червоно-бурих глин, які майже суцільно перекривають нижчезалягаючі породи неогену. Ґрунтові води розповсюджені на вододільних плато у вигляді великих локальних лінз і живляться за рахунок атмосферних опадів, поверхневих та поливних вод.

У кінці поливного періоду 2018 року в межах зрошуваних земель Інгулецького масиву ґрунтові води залягали на глибинах від 1,1 до 5,0 м і більше. У порівнянні з аналогічним періодом минулого року відбулося як зниження рівня ґрунтових вод (РГВ) на 0,1-0,7 м, а в деяких місцях на 1,0-1,7 м, так і підвищення РГВ на 0,1-0,5 м, а подекуди на 0,9-1,4 м на деяких ділянках інтенсивного водокористування.

В цілому по Інгулецькому масиву станом на 15.09.2018 р. площа зрошуваних земель з глибиною залягання РГВ 0-2,0 м складала 362 га, що на 15 га менше, ніж було у післяполивний період минулого року. Загальна кількість дренажних площ з заляганням РГВ 0...2,0 м станом на 15.09.2018 р. складала 240 га, що на 37 га більше, ніж у аналогічний період минулого року (за даними Снігурівської гідрогеолого-меліоративної партії) (табл. 1, 2).

**Результати досліджень за якістю зрошувальних вод.** На Інгулецькій ЗС (Білозерський, Дніпровський і Корабельний райони) з 33,6 тис.га водою з Інгулецького МК у 2018 році було полито 14,2 тис. га, що на 2,0 тис.га більше ніж у 2017 році.

**Таблиця 1. Розподіл зрошуваних та прилеглих до них земель за глибиною залягання рівнів ґрунтових вод на Інгулецькому зрошуваному масиві (в межах Херсонської області) (станом на 15.09.2018 р.)**

№ п/п	Райони	Площа під контролем, га		Розподіл підконтрольних площ за глибиною залягання рівнів ґрунтових вод, га												
		Всього	в т.ч. зрош.	< 1 м		1,0 - 1,5 м		1,5 - 2,0 м		2,0 - 3,0 м		3,0 - 5,0 м		Всього	в т.ч. зрош.	
				Всього	в т.ч. зрош.	Всього	в т.ч. зрош.	Всього	в т.ч. зрош.	Всього	в т.ч. зрош.	Всього	в т.ч. зрош.			
1	Дніпровський район, м. Херсон	8074	5256	0	0	4	0	0	0	6	157	49	1361	847	6542	4354
	держ.		4105		0				6			40				3249
	місц.	1424	1151	0	0	0	0	0	0	0	22	9	90	63	1312	1105
2	Корабельний район, м. Херсон		727		0							22				642
	місц.	448			0							0				448
3	Білозерський район	45389	27177	0	0	16	13	454	259	2464	1226	8701	4406	33754	21273	
	держ.	15945		0	0		13		248		1075		3970		10639	
	місц.	11232		0	0				11		151		436		10634	
Всього по масиву		54887	33608	0	0	20	13	464	265	2643	1297	10152	5316	41608	26717	
	держ.	20777		0	0		13		254		1137		4843		14530	
	місц.	12831			0				11		160		473		12187	

Таблиця 2. Розподіл зрошуваних та прилеглих до них земель за глибиною залягання РГВ на дренажних системах Інгулецького зрошуваного масиву (в межах Херсонської області) (станом на 15.09.2018 р.)

№ п/п	Райони	Площа під контролем, га		Розподіл підконтрольних площ за глибиною залягання РГВ, га								Площа з РГВ 0,0-2,0 м	
		Всього	в т.ч. зрош	< 1 м	1,0 - 1,5 м	1,5 - 2,0 м	2,0 - 3,0 м	3,0 - 5,0 м	> 5 м	Всього	в т.ч. зрош	Всього	в т.ч. зрош
1	Дніпровський район, м. Херсон	1457	830	0	0	0	0	15	477	332	965	483	0
		держ.	830	0	0	0	15	332	483				
		місц.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	Корабельний район, м. Херсон	319	274	0	0	0	22	89	62	208	190	0	0
		держ.	247	0	0	0	22	62	163				
		місц.	27	0	0	0	0	0	0	27			
3	Білозерський район	8298	4914	0	6	124	81	658	424	2249	3964	2157	130
		держ.	4303	0	0	3	78	360	2121	1741			
		місц.	611	0	0	0	3	64	128	416			
Всього по масиву		10074	6018	0	6	124	81	695	461	4112	5137	2830	130
		держ.	5380	0	0	3	78	397	2515	2387			
		місц.	638	0	0	0	3	64	128	443			



**Таблиця 3. Розподіл зрошуваних та прилеглих до них земель за мінералізацією ґрунтових вод при глибині залягання РГВ < 2,0 м на Інгулецькому зрошуваному масиві (в межах Херсонської області) (станом на 15.09.2018 р.)**

№ п/п	Райони	Площа під контролем, га		Розподіл зрошуваних та прилеглих до них земель за мінералізацією ґрунтових вод, га			Хлоридного складу			Сульфатного та гідрокарбонатного складу								
				<1 г/дм <sup>3</sup>			1-3 г/дм <sup>3</sup>			> 3 г/дм <sup>3</sup>			1 - 5 г/дм <sup>3</sup>			> 5 г/дм <sup>3</sup>		
		Всього	в т.ч. зрош.	Всього	в т.ч. зрош.	Всього	в т.ч. зрош.	Всього	в т.ч. зрош.	Всього	в т.ч. зрош.	Всього	в т.ч. зрош.	Всього	в т.ч. зрош.	Всього	в т.ч. зрош.	
1	Дніпровський район, м. Херсон	14	6	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
		держ.	6	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		місц.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	Корабельний район, м. Херсон	Землі з глибиною залягання РГВ < 2,0 м відсутні.																
3	Білозерський район	470	272	400	222	34	26	4	3	29	21	3	0	0	0	0	0	
		держ.	261	211	26	26	3	3	21	21	0	0	0	0	0	0	0	0
		місц.	11	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Всього по масиву		484	278	406	228	34	26	4	3	37	21	3	0	0	0	0	0	
		держ.	267	217	26	26	3	3	21	21	0	0	0	0	0	0	0	0
		місц.	11	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Мінералізація зрошувальної води на початку поливного сезону коливалась від 1,60 г/дм<sup>3</sup> до 1,74 г/дм<sup>3</sup>. В середині та кінці поливного сезону мінералізація складала 1,61-1,92 г/дм<sup>3</sup>, що перевищувало минуло-річні показники (1,46-1,70 г/дм<sup>3</sup>). Величина рН води на початку поливного сезону становила 8,1-8,6, а в кінці дещо знизилася – 7,8-8,4. В 2017 році водневий показник рН на початку поливного сезону коливався в межах 8,0-8,2, в середині та в кінці – 7,8-8,2. Вміст соди в ряді проб води складав 0,40 мгекв/дм<sup>3</sup>. Вміст хлору, як і в минулі роки, був високим, але норму не перевищував (11,40-12,20 мгекв/дм<sup>3</sup>). Хімічний склад поливної води – хлоридно-сульфатний, сульфатно-хлоридний, магнієво-натрієвий, натрієвий. Згідно ДСТУ 2730:2015 вода в каналах Інгулецької ЗС оцінюється як обмежено придатна за небезпекою підлуження, осолонцювання, засолення ґрунтів та токсичного впливу на рослини і відноситься до II класу.

У цілому, вода в каналах Інгулецької ЗС на кінець поливного сезону мала дещо гірші показники якості в порівнянні з минулими роками, за рахунок підвищення показників мінералізації та вмісту іонів хлориду і натрію.

Водою з р. Дніпро нижче Каховської ГЕС та Дніпровського лиману на цьому Інгулецькому масиві поливалось близько 2,0 тис га. Мінералізація води тут складала 0,36-0,88 г/дм<sup>3</sup>, рН 7,8-8,2, вміст соди до 0,16 мг-екв/дм<sup>3</sup>. Хімічний склад води р. Дніпро гідрокарбонатний, кальцієво-магнієвий; а дніпровського лиману – сульфатно-гідрокарбонатний, кальцієво-магнієвий.

Вода в р. Дніпро є придатною за всіма показниками, а Дніпровського лиману – відноситься до обмежено придатної для зрошення за небезпекою підлуження ґрунтів та її токсичного впливу на ґрунти і рослини (табл. 4).

Вода р. Інгулець вище Головної насосної станції (ГНС) впродовж поливного періоду 2018 р. мала мінералізацію 1,52–1,76 г/дм<sup>3</sup>, водневий показник рН сягав значень 7,2–8,4 та вмістом хлоридів 10,48–13,80 мг-екв/дм<sup>3</sup>.

Дані результатів досліджень якості води р. Інгулець нижче ГНС в районі с. Дар'ївка показали, що на початку поливного сезону 2018 р. (травень) вода р. Інгулець характеризувалась наступними показниками хімічного складу: мінералізація води складала 2,87 г/дм<sup>3</sup>, водневий показник рН 8,4, вміст соди 0,40 мг-екв/дм<sup>3</sup>, а хлоридів перевищував норму майже в 2 рази (28,02 мг-екв/дм<sup>3</sup>).

У червні 2018 р. мінералізація води знизилася до 1,68 г/дм<sup>3</sup>. Показник рН складав 8,5 од., вміст СО<sub>3</sub> – 0,32 мг-екв/дм<sup>3</sup>, хлориди зменшилися до 14,52 мг-екв/дм<sup>3</sup>.

На кінець поливного сезону показники якості води покращилися, мінералізація води знизилася до 0,46–0,65 г/дм<sup>3</sup>, водневий показник рН дорівнював 8,2–8,3, вміст хлоридів знаходилися в межах норми (1,60–3,28 мг-екв/дм<sup>3</sup>), а вміст соди перевищив норму (0,40 мг-екв/дм<sup>3</sup>).

Таблиця 4. Хімічний склад поливної води Інгuleцького зрошувального масиву (2018 р.)

Джерело зрошення, назва зрошувальної системи	Дата відбору проби	рН	Загальна мінералізація г/дм <sup>3</sup>	Іонний склад мгекв/дм <sup>3</sup>						Тип води (за формулою М.І. Курлова)	
				CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	CL <sup>-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>		Na <sup>+</sup>
Інгuleцька зрошувальна система. Канали Інгuleцької ЗС	16.08.2018	8,2	1,92	0,0	3,44	14,73	12,20	3,40	11,60	15,37	$M 1,9 \frac{SO_4 49 Cl 40 HCO_3 11}{Na 51 Mg 38 Ca 11}$
	15.08.2018	8,4	1,61	0,40	3,00	10,28	11,40	5,00	5,00	15,08	$M 1,6 \frac{Cl 45 SO_4 41 HCO_3 12 CO_3 2}{Na 60 Mg 20 Ca 20}$
	14.08.2018	7,8	1,82	0,0	3,40	13,25	12,20	3,68	10,36	14,81	$M 1,8 \frac{SO_4 46 Cl 42 HCO_3 12}{Na 51 Mg 36 Ca 13}$
	24.07.2018	8,2	0,46	0,0	3,08	1,89	1,60	2,52	2,08	1,97	$M 0,46 \frac{HCO_3 47 SO_4 29 Cl 24}{Ca 38 Mg 32 Na 30}$
р. Інгuleць с. Дар'ївка	16.08.2018	8,3	0,65	0,40	3,04	3,00	3,28	3,56	2,44	3,72	$M 0,65 \frac{Cl 34 HCO_3 31 SO_4 31 CO_3 4}{Na 38 Ca 37 Mg 25}$
	14.08.2018	7,2	1,76	0,0	3,92	13,15	10,48	3,00	10,00	14,55	$M 1,8 \frac{SO_4 48 Cl 38 HCO_3 14}{Na 53 Mg 36 Ca 11}$

Хімічний склад води Інгулецької ЗС на кінець поливного сезону сульфатно-гідрокарбонатний, сульфатно-гідрокарбонатно-хлоридний, магнієво-кальцієвий та кальцієво-натрієвий. За критеріями якості вода р. Інгулець нижче ГНС характеризується як обмежено придатна за небезпекою засолення, підлучення ґрунтів та токсичного впливу на ґрунти і рослини.

**Висновки.** На Інгулецькому ЗМ у 2018 році полив проводився змішаною обмежено придатною середньомінералізованою водою з мінералізацією 1,60–1,74 г/дм<sup>3</sup> на початку поливного сезону і 1,61–1,92 г/дм<sup>3</sup> – в кінці його. Величина рН на початку поливного періоду складала 8,1–8,6, та 7,8–8,4 – в кінці. Кількість соди в цей період в окремих пробах досягала 0,40 мг-екв/дм<sup>3</sup>. Вміст хлоридів у воді був високий впродовж всього поливного сезону, але не перевищував норму (11,40–12,20 мг-екв/дм<sup>3</sup>). В порівнянні з 2017 роком рН води на Інгулецькому масиві залишилися відносно стабільним, а мінералізація на кінець поливного періоду була вищою в середньому на 0,2–0,4 г/дм<sup>3</sup>.

За ДСТУ 2730:2015 вода Інгулецької зрошувальної системи впродовж поливного сезону 2018 р. відноситься до II класу і оцінюється як обмежено придатна для зрошення за небезпекою підлучення, осолонцювання, засолення ґрунтів та опіку рослин хлором.

Вода р. Інгулець нижче ГНС впродовж поливного сезону 2018 р. мала різні показники хімічного складу. На початку поливного періоду вода мала мінералізацію 2,87 г/дм<sup>3</sup>, рН – 8,4, вміст хлоридів складав – 28,02 мг-екв/дм<sup>3</sup>. В середині поливного періоду – мінералізація складала 1,68 г/дм<sup>3</sup>, рН – 8,5, хлоридів – 14,52 мг-екв/дм<sup>3</sup>; в кінці поливного періоду мінералізація знизилася до 0,46–0,65 г/дм<sup>3</sup>, а величина рН склала 8,2–8,3, вода характеризувалася як обмежено придатна для зрошення за небезпекою токсичного впливу на рослини, осолонцювання, засолення та підлучення ґрунтів. Зрошення такою водою призводить до погіршення родючості і розвитку процесів осолонцювання та вторинного засолення ґрунтів, зниження врожаїв сільськогосподарських культур. Для їх покращення необхідно більш якісно проводити розбавлення мінералізованої води р. Інгулець з Карачунівського водосховища із застосуванням на зрошенні хімічної меліорації води та ґрунтів.

## МЕТОДИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ПОВЕРХНОСТНЫХ И ПОДЗЕМНЫХ ВОД В СИСТЕМЕ ЭКОЛОГО-МЕЛИОРАТИВНОГО МОНИТОРИНГА (НА ПРИМЕРЕ ИНГУЛЕЦКОГО ОРОШАЕМОГО МАССИВА)

<sup>1</sup>Морозов А.В. – д.с.-х.н., профессор,

<sup>1</sup>Морозов В.В. – к.с.-х.н., профессор,

<sup>1</sup>Кабаченко А.І. – аспірант,

<sup>2</sup>Козленко Є.В. – к.с.-х.н.,

<sup>1</sup>ГВУЗ «Херсонський державний аграрний університет»,

<sup>2</sup>Управление каналов реки Ингулец,

*morozov-2008@ukr.net*

Приведены методические подходы к оценке качества поверхностных и грунтовых вод в системе эколого-мелиоративного мониторинга (на примере Ингулецкого орошаемого массива). Исследование режима грунтовых вод мелиорированных земель включают наблюдения на орошаемых и прилегающих к ним землях и в сельских населенных пунктах в зоне влияния гидромелиоративных объектов. Для оценки качества оросительных вод проводятся наблюдения на оросительных каналах гидромелиоративных систем и непосредственно в источниках орошения.

На Ингулецком орошаемом массиве в 2018 году полив проводился смешанной ограничено пригодной среднеминерализованной водой с минерализацией 1,60-1,74 г/дм<sup>3</sup> – начале поливного сезона и 1,61-1,92 г/дм<sup>3</sup> – в конце его. Величина рН в начале поливного периода составляла 8,1-8,6, и 7,8-8,4 в конце. Количество соды в этот период в отдельных пробах достигала 0,40 мг-экв/дм<sup>3</sup>. Содержание хлорида в воде был высокий на протяжении всего поливного сезона, но не превышал норму (11,40-12,20 мг-экв/дм<sup>3</sup>).

По ДСТУ 2730:2015 вода Ингулецкой оросительной системы в течение поливного сезона 2018 р. Относится к II класса и оценивается как ограниченно пригодна для орошения по опасности ощелачивания, осолонцевания, засоления почв и опеку растений хлором.

Вода р. Ингулец ниже главной насосной станции в течение поливного сезона 2018 г. Имела разные показатели химического состава. В начале поливного периода вода имела минерализацию 2,87 г/дм<sup>3</sup>, рН – 8,4, содержание хлорида составлял – 28,02 мг-экв/дм<sup>3</sup>. В середине поливного периода – минерализация составляла 1,68 г/дм<sup>3</sup>, рН – 8,5, хлоридов – 14,52 мг-экв/дм<sup>3</sup>; в конце поливного периода минерализация снизилась до 0,46-0,65 г/дм<sup>3</sup>, а величина рН составила 8,2-8,3, вода характеризовалась как ограниченно пригодна для орошения по опасности токсического воздействия на растения, осолонцевания, засоления и ощелачивания почв.

Орошения такой водой приводит к ухудшению плодородия и развития процессов осолонцевания и вторичного засоления почв, снижение урожаев сельскохозяйственных культур. Для их улучшения необходимо более качественно проводить разбавление минерализованные воды р. Ингулец с Карачуновского водохранилища с применением на орошении химической мелиорации воды и почв.

Ключевые слова: орошение, качество оросительной воды, грунтовые воды, мелиорация, мониторинг.

## METHODICAL APPROACHES FOR THE ASSESSMENT OF THE QUALITY OF SURFACE AND GROUNDWATER IN THE SYSTEM OF ENVIRONMENTAL-MELIORATIVE MONITORING

<sup>1</sup>*Morozov O.V.* – Doctor of Agricultural Sciences, Professor,  
<sup>1</sup>*Morozov V.V.* – Candidate of Agricultural Sciences, Professor,  
<sup>1</sup>*Kabachenko A.I.* – graduate student,  
<sup>2</sup>*Kozlenko E.V.* – Management  
<sup>1</sup>*Kherson State Agrarian University,*  
<sup>2</sup>*Ingulets River canals,*  
*morozov-2008@ukr.net*

Methodical approaches to the estimation of surface and groundwater quality in the system of ecological-reclamation monitoring (on the example of the Ingulets irrigated massif) are presented. Investigations of the groundwater regime of reclaimed lands include observations on irrigated and adjacent lands and in rural settlements in the area of impact of irrigated land. For irrigation water quality monitoring, irrigation channels of irrigation systems and irrigation sources are monitored.

On the Ingulets irrigated massif in 2018, irrigation was carried out with mixed limited suitable medium mineralized water with mineralization of 1,60-1,74 g/dm<sup>3</sup> at the beginning of the irrigation season and 1,61-1,92 g/dm<sup>3</sup> at the end of it. The pH at the beginning of the irrigation period was 8,1-8,6 and 7,8-8,4 at the end. The amount of soda in this period in individual samples reached 0,40 mg-eq/dm<sup>3</sup>. The chloride content of the water was high throughout the irrigation season but did not exceed the norm (11,40-12,20 mg-eq/dm<sup>3</sup>).

According to DSTU 2730:2015, the water of the Ingulets Irrigation System during the 2018 irrigation season is classified as Class II and is rated as limited for irrigation by the risk of alkali, salinisation, salinisation of soil and burns by chlorine.

Ingulets water is below the main pumping station during the 2018 irrigation season had different chemical composition. At the beginning of the irrigation period, the water had a mineralization of 2,87 g/dm<sup>3</sup>, pH – 8,4, and the chloride content was 28,02 mg-eq/dm<sup>3</sup>. In the middle of the irrigation period – mineralization was 1,68 g/dm<sup>3</sup>, pH – 8,5, chlorides – 14,52 mg-eq/dm<sup>3</sup>; at the end of the irrigation period, the mineralization decreased to 0,46-0,65 g/dm<sup>3</sup>, and the pH was 8,2-8,3, water was characterized as limited for irrigation at risk of toxic effects on plants, salinization, salinization and soil alkalis .

Irrigation with such water leads to a deterioration of fertility and the development of salinization and secondary salinization of soils, and a decrease in crop yields. To improve them, it is necessary to carry out better dilution of the mineralized water of the Ingulets river from the Karachunov reservoir with the application of irrigation water and soil to irrigation.

Keywords: irrigation, irrigation water quality, groundwater, reclamation, monitoring.

**ЛІТЕРАТУРА**

1. Балюк С.А., Ромащенко М.І. Наукові аспекти сталого розвитку зрошення земель в Україні. К.: Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського» УААН; Інститут гідротехніки і меліорації УААН, 2006. 32 с.
2. Балюка С.А., Медведєва В.В., Носка Б.С. Адаптація агротехнологій до змін клімату: ґрунтово-агрохімічні аспекти: колективна монографія. Харків : Стильна типографія, 2018. 364 с.
3. Землі Інгулецької зрошувальної системи: стан та ефективне використання / [Р.А. Вожегова, В.В. Морозов, Є.В. Козленко [та ін.]]; за наук. ред.: В.О. Ушкаренко, Р.А.Вожегової. К.: Аграрна наука, 2010. 352 с.
4. Рекомендації щодо обґрунтування критеріїв якості поливної води і покращення стану ґрунтів Інгулецької зрошувальної системи. Серія: Ефективне використання зрошуваних земель. Науково-методичні рекомендації (за наук. ред. професора Морозова В.В.). Херсон: Вид-во ПП «ЛТ-Офіс», 2017. 74 с.
5. Морозов В.В. Козленко Є.В. Інгулецька зрошувальна система: покращення якості поливної води. Серія: Ефективне використання зрошувальних земель. Монографія. Херсон: Вид-во ПП «ЛТ-Офіс», 2015. 210 с.
6. Рациональне використання зрошуваних та вилучених зі зрошення земель півдня України / За ред. д.с.-г.н., професора Р.А. Вожегової, д.с.-г.н., професора О.В. Морозова. Херсон: Грінь Д.С., 2015. 184 с.
7. Балюк С.А., Ладних В.Я., Афанасьєв Ю.О., Недоцюк О.І., Хемич І.М., Морозов О.В. Сучасний еколого-агромеліоративний стан земель Краснознам'янської зрошувальної системи, напрямки еволюції ґрунтів і подальшого використання. *Водне господарство України*. 2011. Вип. 5 (95). С. 19-22.
8. Ушкаренко В.О., Писаренко П.В., Морозов О.В. Ефективне використання зрошуваних земель Херсонської області. Херсон: Колос ХДАУ, 2010. 120 с.
9. Інструкції з організації та здійснення моніторингу зрошуваних та осушуваних земель. Державний комітет України по водному господарству. К.: 2008.
10. ДСТУ 2730:2015. Якість доквілля. Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії. Київ : Мінекономрозвитку України, 2015.

**REFERENCES**

1. Baliuk S.A., Romashchenko M.I. (2006). *Naukovi aspekty stalogo rozvitky zrosheniy zemel v Ukrainy* [Scientific aspects of sustainable land irrigation development in Ukraine]. Kyiv: Natzionalnuy naukovuy zentr "Instityt

- gruntознавstva ta agroximiy imeni O.N. Sokolovskogo” YAAN, Instytut gidrotexniki I melioraziy YAAN. [in Ukrainian].
2. Baliuk S.A., Medvediev V.V., Nosko B.S. (2018). *Adaptatsiia ahrotekhnolohii do zmin klimatu: gruntovo-ahrokhimichni aspekty: kolektyvna monohrafiia* [Adapting agrotechnologies to climate change: soil-agrochemical aspects: collective monograph]. Kharkiv: Styl'na typohrafiia. [in Ukrainian].
  3. Vozegova R.A., Morozov V.V., Kozlenko E.V. (2010). *Zemly Ingylezkoj zroshyvalnoy sistemy: stan ta efektyvne vykorystaniy* [Lands of the Ingulets Irrigation System: Status and Effective Use]. Kyiv: Agrarna nayka. [in Ukrainian].
  4. Morozov V.V. (2017). *Recomendatziy obgryntyvanya kriteriyv yacosti polivnoy vody i pocrasheia stany gryntiv Ingyletskoj zroshyvalnoy systemy*. Seria: Effectivne vicoristanya zroshyvanyx zemel. [Recommendations for substantiation of irrigation water quality criteria and soil improvement of Ingulets Irrigation System]. Kherson: “LT-Ofic”. [in Ukrainian].
  5. Morozov V.V., Kozlenko E.V. (2015). *Ingyletsyka zroshyvalna systema: pokrasheniya ykosti polivnoy vody*. Seria: Effectivne vicoristanya zroshyvanyx zemel. [Irrigation Irrigation System: Improving Irrigation Water Quality]. Kherson: “LT-Ofic”. [in Ukrainian].
  6. Vozegova R.A., Morozov O.V. (2015). *Ratzionalne vicoristania zroshyvanix ta vilytshenyx zi zrosheniya zemel pivdnya Ukrainy* [Rational use of irrigated and irrigated lands of southern Ukraine]. Kherson: Grin D.S. [in Ukrainian].
  7. Baliuk S.A., Ladnykh V.Ya., Afanasyev Y.A., Nedotzyc O.I., Xemih I.M., Morozov O.V. (2011). *Sytynashyi ekologo-meliorativniy stan zemel Krasnoznamenskoj zroshyvalnoy sistemy, napriamcy evolytziy gryntiv i podalshogo vicoristania* [The current ecological and agro-ameliorative state of the lands of the Krasnoyarsk Irrigation System, directions of soil evolution and further use]. *Water management of Ukraine*, vol. 5 (95), pp. 19–22. [in Ukrainian].
  8. Yshcarencu V.O., Pisarencu P.V., Morozov O.V. (2010). *Efektyvne vykorystannja zroshuvanyh zemel' Hersons'koi oblasti* [Effective use of irrigated lands in Kherson region]. Kherson: Colos “XDAY”. [in Ukrainian].
  9. *Instrukcii' z organizacii' ta zdijsnennja monitoryngu zroshuvanyh ta osushuvanyh zemel'. Derzhavnyj komitet Ukrai'ny po vodnomu gospodarstvu*. [Instructions for the organization and monitoring of irrigated and drained lands]. Kyiv. [in Ukrainian].
  10. *Quality of the environment. The quality of natural water for irrigation. Agronomic criteria* (2015). DSTU 2730:2015 from 1st July 2016. Kyiv: Minekonomrozvytku Ukrainy. [in Ukrainian].



UDC 628.161

DOI <https://doi.org/10.32851/wba.2019.2.9>

## TECHNOLOGY OF WATER RESERVOIRS CLEANING OF VARIOUS ORIGIN AND SPECIAL PURPOSE IN ZHEJIANG PROVINCE

*Olifirenko V.V. – candidate vet. sciences, Associate professor,  
Kozychar M.V. – candidate of Agriculture Sciences, Associate Professor,  
Olifirenko A.A., Dyudyaeva O.A.,  
Kherson state agricultural university,  
pavelolifirenko@gmail.com, kaf.chemistry@ukr.net,  
annaolifirenko0085@gmail.com, dyudyaeva.olga@gmail.com*

In connection with the current situation in China: the rapid development of various industries (metallurgical, oil refining, chemical), agriculture, transport infrastructure and other types of anthropogenic activities, wastewater treatment is one of the leading and actual problems of our time, so as the quality of water in natural reservoirs does not meet regulatory requirements. The fight against sewage pollution in this respect is particularly important since waste products of household fluids have a direct impact on the hydrological system of the terrain. In connection with this, more effective means of minimizing negative environmental impact processes are being developed.

Stationary and mobile natural and sewage treatment stations are increasingly being used in modern times to optimize the quality of water in natural and artificial water bodies of various origins and purposes.

Due to the wide variety of soluble and insoluble contaminants in the waste water, it is not possible to create a universal way of neutralizing and removing them. Therefore, in modern times, a whole set of techniques are used, each of which is oriented to work with a particular group of substances

Currently, all countries in the world, without exception, the most rational and environmentally acceptable methods of purifying natural reservoirs are biological methods that are a complex of methods for purification of water, soils and the atmosphere using the metabolic potential of biological objects - plants, microorganisms, insects, worms and other organisms that have received the name of bioremediants. Equally effective and environmentally friendly are also complex purification methods, which are a combination of biological and mechanical methods in which a biological component can play both a basic and a subordinate role.

Keywords: Natural reservoir, ecological system, self-purification, self-healing, biological balance, natural aging of the reservoir, organic matter accumulation, sewage, bottom sludge, decomposition, dissolved oxygen, nitrogen, phosphorus compounds, violation of biological equilibrium, toxins, alkaloids, cleaning methods.

---

**Foundation for Research.** The global man-made load causes significant pollution of the environment, which is associated with the expansion of the scale of production, the imperfection of purification technologies that are used.

Especially it concerns emissions in the hydrosphere. Especially this concept is important for large and small reservoirs of Zhejiang Province, the pollution of which is quite high.

One of the main polluters of natural reservoirs in Zhejiang province are industrial, domestic and agricultural wastewater. As the population grows, the consumption of fresh water for industrial, domestic and agricultural needs grows and, accordingly, the amount of sewage increases. Industrial, domestic and agricultural wastewater carrying a different component composition of pollutants and, especially, increased concentrations of organic and biogenic elements, falling into natural water bodies provoke an outbreak of biomass growth of blue-green algae, which adversely affects water quality and fauna of these reservoirs in the warm period year, and in the cold just pollute them.

A natural body of water is a biologically balanced ecological system, tuned to self-purification and self-healing. This natural state of the biological balance can be disturbed both as a result of the natural aging of the reservoir, the accumulation of natural organics in the pond: leaves, branches, feces, waterfowl, dead aquatic plants, and as a result of intensive pollution of the reservoir with organic substances and biogenic elements: garbage, storm sewage, deposits from fields and roads, poorly treated sewage, sewage, fertilizers, which are abundantly delivered to the body of organic matter. Once in the pond, organic substances partially dissolve in the water, partially descend to the bottom of the reservoir, where they form the organic biomass of the bottom mud, which is continuously decomposed by putrefactive bacteria and fungi. When decomposed, organic substances intensively take dissolved oxygen out of the water, releasing into the water decomposition products – compounds of nitrogen, phosphorus. Excess in the body of organic substances and products of their decay leads first to a violation of biological equilibrium and suppression of the natural biological process of self-purification of the reservoir and then to a change in the type of pond or lake ecosystem to eutrophic - i.e. prone to waterlogging. Signs of intensive pollution include a high level of bottom sediment, high water turbidity, especially in the warm period, a film on the surface of a water mirror, an unpleasant odor, active gas formation, periodic fish and other aquatic animal freezes, uncontrolled reproduction of phytoplankton: blue-green algae, mud, duckweed. Outbreaks of reproduction of blue-green algae («flowering» of the reservoir) alternate with frosts, the decomposition of the biomass of dying blue-green algae takes the vital oxygen from the water and produces nutrients for a new mass «flowering». especially in calm, nutrient-rich waters. Some species of blue-green algae produce toxins that affect animals and humans. The most frequent and serious health consequences occur when drinking water containing toxins (cyanobacteria), or its entry into the body during recreational water use (PHENOLS, DIOXIN).

Toxins of cyanobacteria are classified by their effects on the human body. Hepatotoxins (affecting the liver) are produced by some strains of cyanobacteria *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Nodularia*, *Nostoc*, *Cylindrospermopsis* and *Umezakia*. Neurotoxins (affecting the nervous system) are produced by some strains of *Aphanizomenon* and *Oscillatoria*. Cyanobacteria of the species *Cylindrospermopsis raciborskii* can also produce toxic ALKALOIDS that cause gastroenterological symptoms or kidney disease in people.

With the death of algae in your pond, a large number of organic substances appear that settle on the bottom of the pond, where they decompose by microorganisms, which leads to oxygen deficiency, and to the appearance of new biogenic (nutrient) substances that are available for the next generation of plants.

Pollution of the reservoir primarily affects the key element of biological equilibrium and self-purification of the reservoir – the composition of the beneficial microflora of the reservoir (biosensors). Number of beneficial microorganisms in 1 ml. contaminated water is sharply reduced, impoverished and their species composition is changing, at the same time, potentially dangerous microorganisms functioning at +30 – + 37°C are actively developing in dirty water, which is observed in the region of research. Thus, microbial self-purification and self-disinfection of the reservoir are suppressed by pollution. The reservoirs with the disturbed microbiological self-purification are supersaturated faster not by the oxidized organics and biogenic elements, which irreversibly leads to eutrophication (swamping) of the reservoir—a change in the type of the aquatic ecosystem of the pond or the lake into a marshy ecosystem. To save and restore the reservoir, intensive purification of water and bottom sediments from rotting organic matter and biogenic elements is needed, restoration of the oxygen regime and mechanisms of biological self-purification of the reservoir. The struggle against pollution of the reservoir with blue-green algae, mud, duckweed is also not considered separately from the treatment of the reservoir from organic and biogenic contamination, restoration of biological balance and self-purification.

**The status of research in the country and abroad. Development trends.** In connection with the current situation in China: the rapid development of various industries (metallurgical, oil refining, chemical), agriculture, transport infrastructure and other types of anthropogenic activities, wastewater treatment is one of the leading and actual problems of our time, so as the quality of water in natural reservoirs does not meet regulatory requirements. The fight against sewage pollution in this respect is particularly important since waste products of household fluids have a direct impact on the hydrological system of the terrain. In connection with this, more effective means of minimizing negative environmental impact processes are being developed.

Stationary and mobile natural and sewage treatment stations are increasingly being used in modern times to optimize the quality of water in natural and artificial water bodies of various origins and purposes.

**General Technology.** Due to the wide variety of soluble and insoluble contaminants in the waste water, it is not possible to create a universal way of neutralizing and removing them. Therefore, in modern times, a whole set of techniques are used, each of which is oriented to work with a particular group of substances.

Methods of water purification can be divided into 2 large groups: destructive and regenerative.

The destructive methods are based on the processes of destruction of pollutants. The resulting decomposition products are removed from the water of gases, precipitation or in water, but already in a neutralized form.

**Regenerative methods** are the purification of water and the utilization of valuable substances that arise in waste.

Methods of water purification can be divided into: mechanical, chemical, hydrochemical, electrochemical, physicochemical and biological. When they are applied together, the water purification method is called combined. The application of this or that method in each given case is determined by the nature of the contamination and the degree of harmfulness of the impurities.

The essence of the **mechanical method** is that mechanical impurities are removed from the sewage by sedimentation and filtration. Coarsely dispersed particles, depending on the size, are captured by gratings, sieves, sand slicers, septic tanks, manure catchers of various designs, and surface contamination by oil traps, gas oil catchers, sedimentation tanks. Mechanical cleaning allows to extract from domestic sewage up to 60-75% of insoluble impurities, and if from industrial to 95%, many of which are valuable impurities, are used in production.

The **chemical method** is that various chemical reagents are added to the water, which is reacted with pollutants and precipitated as insoluble precipitates. Chemical purification achieves a reduction of insoluble impurities to 95% and soluble up to 25%. At the same time, all aquatic organisms must be removed from the reservoir beforehand.

Hydromechanical methods are used for extracting conditionally insoluble coarse dispersed impurities of organic and inorganic substances from wastewater and water bodies by settling, filtering, filtering, centrifuging. To do this, he uses various structural modifications of sieves, gratings, sand sands, sedimentation tanks, centrifuges and hydrocyclones.

**Electrochemical methods** for cleaning reservoirs from various soluble and dispersed impurities include anodic oxidation and cathodic reduction, electrocoagulation, electrodialysis. The processes that underlie these methods are based on the processes occurring when an electric current passes through a

flowing water. Under the influence of an electric field, positively charged ions migrate to the cathode, and charged negatively to the anode. In the near-cathode space, the processes of reduction take place, and in the pre-anodic space the oxidation processes take place.

**Physicochemical methods** of water purification are most diverse. These are coagulation, flotation, adsorptive purification, ion exchange, extraction, reverse osmosis and ultraviolet. With the physicochemical method of treatment, finely dispersed and dissolved inorganic impurities are removed from the water and organic and poorly oxidized substances are destroyed.

**Biochemical methods** of water purification. They are used for cleaning domestic and industrial wastewater from organic and some inorganic (hydrogen sulphide, sulfides, ammonia, nitrates and others.) Substances. The purification process is based on the ability of microorganisms to use these substances for nutrition, conversion to water, carbon dioxide, sulfate-phosphate ion and others. and the amount of its biomass.

**Biological method** of water purification. Based on the use of the laws of biochemical and physiological self-purification of natural reservoirs. The biological method of wastewater treatment is based on the ability of microorganisms to use organic substances in wastewater as a source of food, resulting in their oxidation of pollutants.

Also, the main methods of water treatment include the following methods:

*Clarification* – removal of suspended solids from water. It is realized by filtration of water through porous filter elements (cartridges) or through a layer of filter material. Clarification of water by precipitation of suspended solids. This function is carried out by clarifiers, settling tanks and filters. In clarifiers and settlers, water is at a slowed rate, as a result of which precipitation of suspended particles occurs. In order to precipitate the smallest colloid particles that can be suspended for an indefinitely long time, a coagulant solution (usually aluminum sulfate, vitriol or ferric chloride) is added to the water. As a result of the reaction of the coagulant with the salts of polyvalent metals, which in the water, flakes are formed, entrainment of sediments and colloidal substances.

*Coagulation* is the treatment of water by special chemical reagents for the coarsening of particles of contaminants. It makes possible or intensifies purification, discoloration, deferrization. Coagulation of water impurities is the process of enlargement of the smallest colloidal and suspended particles, which occurs due to their mutual adhesion under the influence of molecular attraction forces.

*Oxidation* is the treatment of water with air oxygen, sodium hypochlorite, manganese potassium or ozone. Treatment of water with an oxidizer (or a combination thereof) makes possible or intensifies discoloration, deodorization, disinfection, deferrization, demanganation.

*Discoloration* is the removal or modification of substances that give water a color. It is realized by various methods, depending on the cause of chromaticity. Discoloration of water, i.e., elimination or discoloration of various colored colloids or completely dissolved substances can be achieved by coagulation, using various oxidizing agents (chlorine and its derivatives, ozone, potassium permanganate) and sorbents (active carbon, artificial resins).

*Decontamination* is the treatment of water by oxidants and / or UV radiation to destroy microorganisms.

Currently, all countries in the world, without exception, the most rational and environmentally acceptable methods of purifying natural reservoirs are biological methods that are a complex of methods for purification of water, soils and the atmosphere using the metabolic potential of biological objects - plants, microorganisms, insects, worms and other organisms that have received the name of bioremediants. Equally effective and environmentally friendly are also complex purification methods, which are a combination of biological and mechanical methods in which a biological component can play both a basic and a subordinate role.

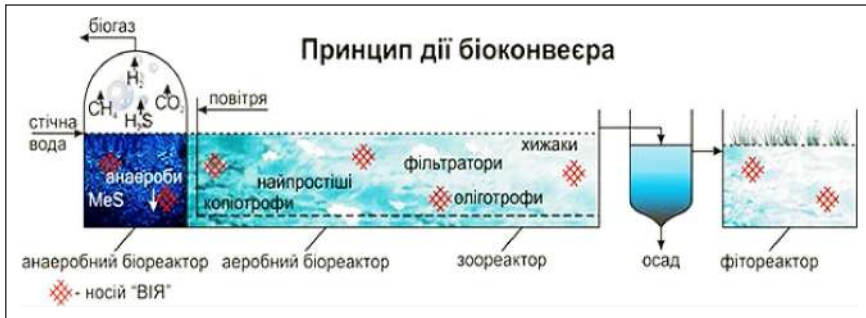
Engineering equipment develops in general directions, which are oriented towards increasing ergonomics and reliability. Therefore, a modern station for treating wastewater and natural water is multifunctional, efficient and easy to manage. Both industrial and domestic drainage systems are equipped with control panels with a wide range of settings. The treatment of wastewater at some sites can also be combined with integrated management systems for the engineering of a fishery farm or enterprise. And this is not speaking about increasing the basic operational capabilities of cleaning equipment, which is achieved through the use of high-tech materials and filtration and cleaning methods with the further use of bioremediation for post-treatment of sewage or natural waters.

In Russia, it is proposed to apply the hydro-wave method for water purification. The **hydro wave method** consists in the following: when a liquid flow passes through a hydrodynamic heat generator, the flow around a «poorly streamlined body» occurs. As a result, vacuum-containing voids are formed in the liquid, within which the vaporization process takes place. And it goes at a temperature well below 100°C (for example, at 30°C), which saves a considerable amount of energy. Additional high-frequency action causes an effective thermo-oxidative reaction, which leads to the destruction of molecules of pollutants, including complex organic compounds and heavy metals.

In the United States, the so-called oil-sponges are used to purify natural reservoirs from petroleum products. This technology works at the nano-level. Atoms of oxidized metal with complex nanostructures penetrate the sponge fibers, giving it the ability to effectively combine with oil in water, thereby

separating these liquids. Olio-sponges can absorb oil products not only from the surface of water, but also under water. In addition, the oil collected by this method can be used for processing.

In Ukraine, innovative cleaning methods are associated with the work of various research institutes. The methods developed at the Institute of Colloidal Chemistry and Water Chemistry of the National Academy of Sciences of Ukraine are based on the use of bioconveyor technologies (fig. 1).



*Fig. 1. Bio conveyor*

The proposed new direct flow of water purification biotechnology – bio-conveyors based on the sequential use of selected associations of anaerobic and aerobic bacteria; forming close to natural hydrocenosis, which include a wide range of aquatic organisms - from the simplest to shellfish, fish and higher aquatic plants. The Institute created unparalleled technological qualities of the fibrous carrier «VIA» for immobilizing microorganisms and other aquatic trophic content in wastewater treatment plants that provide any desired degree of purification of waste waters, or natural.

**Conclusion. Idea, goals and objectives.** The idea of the project is the development of an innovative service for assessing the biological state of water bodies used to grow aquaculture facilities and developing methods for the rapid purification of organically contaminated reservoirs by mechanical, biological and complex methods.

The aim of the project is the creation of innovative methods for the purification of organisms contaminated with organic matter, which can be used in water bodies of various degrees of pollution, of different origin and purpose.

**Tasks.** 1. Isolation, selection and selection of strains of microorganisms-destroyers and their associations, which are distinguished by high metabolic activity; absence of toxic and pathogenic properties. Development of a microbial preparation, creation of various preparative forms of microbial preparations.

2. Development of the technology of complex treatment of organically contaminated reservoirs using mobile units that combine mechanical and biological methods of water treatment.

3. Development of a water treatment technology adapted to the provincial conditions using biofilters.

4. Introduction of innovative methods of mechanical water treatment by cavitation methods.

5. Development of water-purification technology adapted for provinces using aquaponics.

## **ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИСТКИ ВОДИ РІЗНОГО ПОХОДЖЕННЯ ТА ЦІЛОВОГО ПРИЗНАЧЕННЯ В ПРОВІНЦІЇ ЧЖЕЦЗЯН**

*Оліфіренко В.В. – к.вет.н., доцент,*

*Козичар М.В. – к.с.-г.н., доцент,*

*Оліфіренко А.А., Дюдяєва О.А.,*

*ДВНЗ «Херсонський державний аграрний університет»,*

*pavelolifrenko@gmail.com, kaf.chemistry@ukr.net,*

*annaolifrenko0085@gmail.com, dyudyaeva.olga@gmail.com*

У зв'язку з нинішньою ситуацією в Китаї: швидким розвитком різних галузей промисловості (металургійної, нафтопереробної, хімічної), сільського господарства, транспортної інфраструктури та інших видів антропогенної діяльності, очищення стічних вод є однією з провідних та актуальних проблем сучасності, оскільки якість води в природних водоймах не відповідає нормативним вимогам. Боротьба із забрудненням стічними водами в цьому відношенні є особливо важливою, оскільки відходи побутових та технічних рідин мають безпосередній вплив на гідрологічну систему місцевості. У зв'язку з цим розробляються більш ефективні засоби мінімізації негативних впливів на навколишнє середовище.

Стаціонарні та пересувні станції очищення природних та стічних вод все частіше використовуються для оптимізації якості води в природних та штучних водоймах різного походження та призначення.

Через велику різноманітність розчинних та нерозчинних забруднень у стічних водах неможливо створити універсальний спосіб їх знешкодження та видалення. Тому використовується цілий набір методик, кожен з яких орієнтований на роботу з певною групою речовин

У всіх без винятку країнах світу найбільш раціональними та екологічно прийнятними методами очищення природних водойм є біологічні методи, що представляють собою комплекс методів очищення води, ґрунтів та атмосфери з використанням метаболічного потенціалу біологічних об'єктів – рослин, мікроорганізмів, комах, хробаків та інших організмів, які отримали назву біоремедіантів. Не менш ефективними та екологічно чистими є також складні методи очищення, які є поєднанням біологічних та механічних методів, в яких біологічний компонент може грати як основну, так і підлеглу роль.

Ключові слова: природна водойма, екологічна система, самоочищення, самовідновлення, біологічний баланс, природне старіння водойми, накопичення



органічних речовин, стічні води, донний мул, розкладання, розчинений кисень, азот, фосфорні сполуки, порушення біологічної рівноваги, токсини, алкалоїди, методи очищення.

## **ТЕХНОЛОГИИ ОЧИСТКИ ВОДЫ РАЗЛИЧНОГО ПРОИСХОЖДЕНИЯ И ЦЕЛЕВОГО НАЗНАЧЕНИЯ В ПРОВИНЦИИ ЧЖЭЦЗЯН**

*Олифиренко В.В. - к.вет.н., доцент,*

*Козичар М.В. - к.с.-г.н., доцент,*

*Олифиренко А.А., Дюдяева О.А.,*

*ДВНЗ «Херсонский государственный аграрный университет»,*

*pavelolifirenko@gmail.com, kaf.chemistry@ukr.net,*

*annaolifirenko0085@gmail.com, dyudyaeva.olga@gmail.com*

В связи с нынешней ситуацией в Китае: быстрым развитием различных отраслей промышленности (металлургической, нефтеперерабатывающей, химической), сельского хозяйства, транспортной инфраструктуры и других видов антропогенной деятельности, очистки сточных вод является одной из ведущих и актуальных проблем современности, поскольку качество воды в природных водоемах не соответствует нормативным требованиям. Борьба с загрязнением сточными водами в этом отношении особенно важно, поскольку отходы бытовых и технических жидкостей имеют непосредственное влияние на гидрологическую систему местности. В связи с этим разрабатываются более эффективные средства минимизации негативных воздействий на окружающую среду.

Стационарные и передвижные станции очистки природных и сточных вод все чаще используются для оптимизации качества воды в природных и искусственных водоемах разного происхождения и назначения.

Через большое разнообразие растворимых и нерастворимых загрязнений в сточных водах невозможно создать универсальный способ их обезвреживания и удаления. Поэтому используется целый набор методик, каждый из которых ориентирован на работу с определенной группой веществ

Во всех без исключения странах мира наиболее рациональными и экологически приемлемыми методами очистки природных водоемов являются биологические методы, представляющие собой комплекс методов очистки воды, почв и атмосферы с использованием метаболического потенциала биологических объектов - растений, микроорганизмов, насекомых, червей и другие организмов, которые получили название биоремедиантив. Не менее эффективными и экологически чистыми также сложные методы очистки, которые являются сочетанием биологических и механических методов, в которых биологический компонент может играть как основную, так и подчиненную роль.

Ключевые слова: естественный водоем, экологическая система, самоочистка, самовосстановления, биологический баланс, естественное старение водоема, накопление органических веществ, сточные воды, донный ил, разложения, растворенный кислород, азот, фосфорные соединения, нарушение биологического равновесия, токсины, алкалоиды, методы очистки.

**BIBLIOGRAPHY**

1. Кривошеин Д.А., Кукин П.П., Лапин В.Л. Инженерная защита поверхностных вод от промышленных стоков: учеб. пособие. М.: Высшая школа, 2003. 344 с.
2. Будыкина Т.А., Емельянов С.Г. Процессы и аппараты защиты гидросферы: учеб. пособие для студ. высш. проф. образования. М.: Издательский центр «Академия», 2010. 288 с.
3. Яковлев С.В., Воронов Ю.В. Водоотведение и очистка сточных вод: учебник для вузов: М.: АСВ, 2004. 704 с.
4. Родионов А.И., Кузнецов Ю.П., Соловьев Г.С. Защита биосферы от промышленных выбросов. Основы проектирования технологических процессов. М.: Химия, Колос С, 2005. 392 с.
5. Kawamura, Susumu. Integrated Design and Operation of Water Treatment Facilities. *JohnWiley&Sons*, 2000, pp. 74–75.
6. Яковлев С.В., Волков Л.С., Воронов Ю.В., Волков В.Л. Обработка и утилизация осадков производственных сточных вод. М.: Химия, 1999. 448 с.
7. U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA) (1990). Technologies for Upgrading Existing or Designing New Drinking Water Treatment Facilities. Washington, DC, EPA/625/4-89/023 (NTIS PB99149072).
8. Туровский И.С. Обработка осадков сточных вод. М.: Стройиздат, 2009. 256 с.
9. Хенце М., Армоэс П., Ля-Кур-Янсен Й., Арван Э. Очистка сточных вод: Пер. с англ. М.: Мир, 2006. 480 с.
10. Кузнецов А.Е., Градова Н.Б. Научные основы экобиотехнологии (для данного курса представляют интерес разделы «Экосистемы природных сред и сооружений биологической очистки», «Антропогенные факторы загрязнения», «Биотрансформация соединений азота и серы»): учеб. пособ. М.: Мир, 2006. 504 с.
11. Гетманцев С.В., Нечаев И.А., Гандурина Л.В. Очистка производственных сточных вод коагулянтами и флокулянтами. Научное издание. Издательство АСВ. М., 2008. 272 с.
12. Алексеев Е.В. Физико-химическая очистка сточных вод: учебное пособие. М.: Издательство Ассоциации строительных вузов, 2007. 248 с.
13. Яковлев С.В., Карелин Я.А., Ласков Ю.М., Воронов Ю.В. Водоотводящие системы промышленных предприятий. М.: Стройиздат, 1990. 511 с.
14. Пугачев Е.А. Процессы и аппараты обработки осадков сточных вод. Москва: МГСУ: Изд-во ассоц. строит. Вузов. 2010. 208 с.
15. Серпокрылов Н.С., Вильсон Е.В., Гетманцев С.В., Марочкини А.А. Экология очистки сточных вод физико-химическими методами. М.: АСВ, 2009. 262 с.

16. Aeration and gas stripping. Archived from the original (PDF) on July 12, 2014. Retrieved 29th June 2017.
17. Лапицкая М.П., Зуева Л.И., Балаескул Н.М., Кулешова Л.В. Очистка сточных вод (примеры расчетов): учеб. для вузов и среднего спец. образ. (спец. «Водоснабжение и канализация»). Минск, Высшая школа, 2007. 256 с.
18. Ветошкин А.Г. Процессы и аппараты защиты гидросферы: учеб. пособ. Пенза: Изд-во Пенз. гос. ун-та, 2004. 188 с.
19. Алфьорова А.А., Нечаев О.П. Замкнені системи водного господарства промислових підприємств, комплексів і районів. М.: Стройиздат, 1984.
20. Гавич И. К. Методи охорони внутрішніх вод від забруднення і виснаження. М.: Агропромиздат, 1985.
21. Жуков А.И. Монгайт И.Л., Родзиллер И.Д. Методы очистки производственных сточных вод. М.: Стройиздат, 1977.
22. Соколов О.К. Охрана виробничих стічні води і утилізація опадів. М.: Стройиздат, 1992.
23. Neemann, J., Hulsey, R., Rexing, D., Wert, E. (2004). Controlling Bromate Formation During Ozonation with Chlorine and Ammonia. *Journal American Water Works Association*, 96 (2), 26–29.
24. Backer, Howard (2002). Water Disinfection for International and Wilderness Travelers. *Clin Infect Dis*, 34 (3): 355–364. doi:10.1086/324747PMID 11774083.
25. Savage, Nora; Mamadou S. Diallo (May 2005). Nanomaterials and Water Purification: Opportunities and Challenges. *J. Nanopart. Res.*, 7 (4–5), 331–342. doi:10.1007/s11051-005-7523-5. Retrieved 24 May 2011.
26. Osegovic, John P. et al. (2009) Hydrates for Gypsum Stack Water Purification. AIChE Annual Convention.
27. Van Trump, James Ian, Coates, John D. (2008-12-18). Thermodynamic targeting of microbial perchlorate reduction by selective electron donors. *The ISME Journal*. 3 (4): 466–476. doi:10.1038/ismej.2008.119.

## REFERENCES

1. Krivoshein D.A., Kukin P.P., Lapin V.L. (2003). *Inzhenernaja zashhita poverhnostnyh vod ot promyshlennyh stokov* [Engineering protection of surface waters from industrial effluents. Moscow: Vysshaja shkola. [in Russian].
2. Budykina T.A., Emel'janov S.G. (2010). *Processy i apparaty zashhity gidrosfery* [Processes and devices for the protection of the hydrosphere]. Moscow: Izdatel'skij centr «Akademija». [in Russian].
3. Jakovlev S.V., Voronov Ju.V. (2004). *Vodootvedenie i ochistka stochnyh vod* [Sewage and wastewater treatment]. Moscow: ASV. [in Russian].

4. Rodionov A.I., Kuznecov Ju.P., Solov'ev G.S. (2005). *Zashhita biosfery ot promyshlennyh vybrosov. Osnovy proektirovanija tehnologicheskikh processov*. [Protection of the biosphere from industrial emissions. Basics of the design of technological processes]. Moscow: Himija, Kolos S. [in Russian].
5. Kawamura, Susumu. Integrated Design and Operation of Water Treatment Facilities. *JohnWiley&Sons*, pp. 74–75.
6. Jakovlev S.V., Volkov L.S., Voronov Ju.V., Volkov V.L. (1999). *Obrabotka i utilizacija osadkov proizvodstvennyh stochnyh vod* [Treatment and disposal of industrial wastewater sludge]. Moscow: Himija. [in Russian].
7. U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA) (1990). Technologies for Upgrading Existing or Designing New Drinking Water Treatment Facilities. Washington, DC, EPA/625/4-89/023 (NTIS PB99149072).
8. Turovskij I.S. (2009). *Obrabotka osadkov stochnyh vod* [Sewage sludge treatment]. Moscow: Strojizdat. [in Russian].
9. Hence M., Armojes P., Lja-Kur-Jansen J., Arvan Je. (2006). *Ochistka stochnyh vod* [Sewage treatment]. Moscow: Mir. [in Russian].
10. Kuznecov A.E., Gradova N.B. (2006). *Nauchnye osnovy jekobiotehnologii* [Scientific basis of ecobiotechnology]. Moscow: Mir. [in Russian].
11. Getmancev S.V., Nechaev I.A., Gandurina L.V. (2008). *Ochistka proizvodstvennyh stochnyh vod koagulantami i flokuljantami* [Industrial wastewater treatment with coagulants and flocculants]. Moscow: ASV. [in Russian].
12. Alekseev E.V. (2007). *Fiziko-himicheskaja ochistka stochnyh vod* [Physico-chemical wastewater treatment]. Moscow : Izd-vo asociacii stroitel'nyh vuzov. [in Russian].
13. Jakovlev S.V., Karelin Ja.A., Laskov Ju.M., Voronov Ju.V. (1990). *Vodootvodjashhie sistemy promyshlennyh predpriyatij* [Drainage systems of industrial enterprises]. Moscow: Strojizdat. [in Russian].
14. Pugachev E.A. (2010). *Processy i apparaty obrabotki osadkov stochnyh vod* [Processes and apparatus for the treatment of sewage sludge]. Moscow : Izd-vo asociacii stroitel'nyh vuzov. [in Russian].
15. Serpokyrov N.S., Vil'son E.V., Getmancev S.V., Marochkini A.A. *Jekologija ochistki stochnyh vod fiziko-himicheskimi metodami* [Ecology of wastewater treatment by physicochemical methods]. Moscow: ASV. [in Russian].
16. Aeration and gas stripping. Archived from the original (PDF) on July 12, 2014. Retrieved 29th June 2017.
17. Lapickaja M.P., Zueva L.I., Balaeskul N.M., Kuleshova L.V. (2007). *Ochistka stochnyh vod (primery raschetov)* [Wastewater treatment (calculation examples)]. Minsk, Vysshaja shkola. [in Russian].

18. Vetoshkin A.G. (2004). *Processy i apparaty zashhity gidrosfery* [Processes and devices for the protection of the hydrosphere]. Penza: Izd-vo Penz. gos. un-ta. [in Russian].
19. Alf'orova A.A., Nechajev O.P. (1984). *Zamkneni systemy vodnogo gospodarstva promyslovyh pidpryjemstv, kompleksiv i rajoniv* [Closed water systems of industrial enterprises, complexes and districts]. Moscow: Strojzdat. [in Ukrainian].
20. Gavych Y.K. (1985). *Metody ohorony vnutrishnih vod vid zabrudnennja i vysnazhennja* [Methods for protecting inland waters from pollution and exhaustion]. Moscow: Agropromyzzdat. [in Ukrainian].
21. Zhukov A.I. Mongajt I.L., Rodziller I.D. (1977). *Metody ochistki proizvodstvennyh stochnyh vod* [Industrial Wastewater Treatment Methods]. Moscow: Strojizdat. [in Russian].
22. Sokolov O.K. (1992). *Ohorona vyrobnychyh stichni vody i utylizacija opadiv* [Protection of industrial sewage and waste disposal]. Moscow: Strojzdat. [in Ukrainian].
23. Neemann, J., Hulsey, R., Rexing, D., Wert, E. (2004). Controlling Bromate Formation During Ozonation with Chlorine and Ammonia. *Journal American Water Works Association*, 96 (2), 26–29.
24. Backer, Howard (2002). Water Disinfection for International and Wilderness Travelers. *Clin Infect Dis*, 34 (3): 355–364. doi:10.1086/324747PMID 11774083.
25. Savage, Nora; Mamadou S. Diallo (May 2005). Nanomaterials and Water Purification: Opportunities and Challenges. *J. Nanopart. Res.*, 7 (4–5), 331–342. doi:10.1007/s11051-005-7523-5. Retrieved 24 May 2011.
26. Osegovic, John P. et al. (2009) Hydrates for Gypsum Stack Water Purification. AIChE Annual Convention.
27. Van Trump, James Ian, Coates, John D. (2008-12-18). Thermodynamic targeting of microbial perchlorate reduction by selective electron donors. *The ISME Journal*. 3 (4): 466–476. doi:10.1038/ismej.2008.119.

УДК 613.156:613.63:616-006

DOI <https://doi.org/10.32851/wba.2019.2.10>

## ДОСЛІДЖЕННЯ ПАРАМЕТРІВ ЯКОСТІ ВОДОПРОВІДНОЇ ВОДИ У МІСТІ ХЕРСОН ХІМІЧНИМИ МЕТОДАМИ

*Охріменко О.В. – к.т.н, доцент,*

*Біла Т.А. – к.с.-г.н., доцент*

*Ляшенко Є.В. – к.х.н., доцент,*

*ДВНЗ «Херсонський державний аграрний університет»,  
kaf.chemistry@ukr.net, eugene\_vladimir@yahoo.co.uk*

У статті розглянуто проблему забезпечення населення міста Херсон питною водою, констатовано зниження її якості, пояснені причини погіршення стану підземних вод в місті.

Джерело водопостачання міста Херсона – верхньосарматський водоносний горизонт, який використовується населенням міста з 19 століття. Інтенсивне використання та збільшення водопостачання призвело до порушення технології експлуатації артезіанських свердловин. На сьогоднішній день 76% артезіанських свердловин у Херсоні експлуатуються з перевищенням нормативного терміну, 30% свердловин подають воду з відхиленням від державних стандартів за солемістом. Крім того при перексплуатації конкретного геологічного ярусу відбувається притік небажаних інгредієнтів з інших горизонтів по всій площі депресії. Для артезіанських вод Херсона головними такими інгредієнтами є катіони та аніони легко розчинних солей металів, а інколи – амоніаку, нафтопродуктів, сполук Нітрогену.

Спостереження за станом питної води, контроль її якості є дуже важливим для споживачів, оскільки використання неякісної води є дуже небезпечним для їх здоров'я. За органолептичними, хімічними, мікробіологічними і навіть радіологічними показниками питна вода повинна відповідати вимогам державних стандартів України та санітарного законодавства.

Стан якості питної води централізованого водопостачання в місті Херсон та приміських районах міста за хімічними показниками експериментально досліджено у навчально-хімічній лабораторії факультету рибного господарства та природокористування ХДАУ; на цій основі зроблена оцінка придатності її для певного виду водокористування.

Наведено критерії якості та показники фізіологічної повноцінності мінерального складу питної води. Представлені результати гідрохімічного аналізу водопровідної води з різних районів міста Херсон.

З основних показників фізіологічної повноцінності складу питної води визначені: загальна лужність, твердість води, вміст йонів Кальцію та Магнію, кислотність води, вміст хлоридів, сульфатів, гідрокарбонатів. Мінералізацію води визначали математичним методом, заснованим на знаходженні суми йонів, знайдених у результаті аналізу води.

Проведений аналіз свідчить, що якість питної води відповідає стандартам лише в окремих районах міста. Найкращі показники має вода, яка постачається зі

свердловини на Карантинному острові, тому на перспективу для забезпечення м. Херсона екологічно чистою питною водою необхідно використовувати водозабори на лівобережжі області.

Ключові слова: питна вода, гідрохімічний аналіз, твердість, лужність, мінералізація.

**Постановка проблеми.** Проблема забезпечення населення України якісною питною водою з кожним роком ускладнюється, стає більш гострою. Оскільки поверхневі джерела водопостачання України впродовж останніх десятиліть інтенсивно забруднювались, тому практично всі поверхневі, а в окремих регіонах і підземні води за рівнем забруднення не відповідають вимогам стандарту на джерела водопостачання. В зв'язку з цим проблема забезпечення населення доброякісною питною водою є актуальною і її вирішення вбачається в створенні моніторинга гідросфери.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Значна частина населення України використовує для своїх життєвих потреб недоброякісну воду, що загрожує здоров'ю нації. Забезпечення водою населення України в повному обсязі ускладнюється через незадовільну якість води водних об'єктів [1].

Україна за ступенем водозабезпечення населення займає одне із останніх місць серед країн Європи, а за водоемністю валового суспільного продукту попереду всіх. Це є однією із причин інтенсивного використання природної води, відповідно і забруднення значно інтенсивніше, ніж в інших країнах. В Україні, має місце загальна нестача та зростання виснаження, забруднення джерел прісної води. Причиною в цьому, в першу чергу, є екологічне забруднення довкілля, зокрема, річок. Висихання мілких річок, які є кровоносними судинами Землі, практична відсутність ефективного очищення стічних вод та промислових відходів, втрата природних водозбірних площ, знищення та часткове або повне зникнення лісових масивів, хижацькі методи ведення сільського господарства, які приводять до змиву різних хімікатів у воду та багато іншого. Негативно впливають на якість природної води намівні береги річок і зміна їх природного русла і режиму (приклад річки Дніпро), греблі, водосховища та іригаційні системи [2].

Якісний стан підземних вод внаслідок господарської діяльності постійно погіршується. Це пов'язано з існуванням на території України близько 3 тис. фільтруючих накопичувачів стічних вод, а також з широким використанням мінеральних добрив та пестицидів. Якість води більшості з них за станом хімічного і бактеріального забруднення класифікується як забруднена і брудна (IV–V клас якості). Для екосистем більшості водних об'єктів України властиві елементи екологічного та метаболічного регресу.

Джерело водопостачання міста Херсона – верхньосарматський водоносний горизонт. Артезіанська вода, яка використовувалась населенням

міста у 19 столітті, мала мінералізацію від 246 до 854 мг/л. Але по мірі збільшення водопостачання відбулося порушення технології експлуатації артезіанських свердловин [3].

На сьогоднішній день у Херсоні водозабір здійснюється із 135 артезіанських свердловин глибиною від 60 м до 100 м, з них 103 (76%) експлуатуються з перевищенням нормативного терміну (24 роки). Вода, що подається свердловинами МКП «ВУВКГ міста Херсона», не однорідна за своїм складом. 30% свердловин, розташованих на майданчику НСВ-1 (Шуменський мікрорайон та с. Комишани), подають воду з відхиленням від державних стандартів за солевмістом. За даними Тюрміної В.Г. і Брюяко А.В. мінералізація води деяких свердловин сягнула 1,6–4,8 г/л. Враховуючи існуючі гідрогеологічні умови, дефіцит питної води та відсутність альтернативних водозаборів з питної якості, Держстандарт та Міністерство охорони здоров'я надали спеціальний дозвіл на експлуатацію таких свердловин [3].

Отже, прогресивне погіршення якості питної води в Херсоні за останні кілька десятиріч є результатом порушеного режиму підземних вод, який утворився внаслідок довготривалої, поза терміном амортизації, експлуатації артезіанських свердловин. Добування питної води проходить, як правило, з ділянок площею в кілька квадратних кілометрів кожна і при переексплуатації конкретного геологічного ярусу відбувається притік небажаних інгредієнтів з інших горизонтів по всій площі депресії. Для артезіанських вод Херсона головними такими інгредієнтами є катіони та аніони легко розчинних солей, металів, а інколи – амоніаку, нафтопродуктів, сполук Нітрогену. Особливо небезпечно просачування сильно забруднених вод з верхнього шару в цей горизонт. Ґрунтові води в місті, як зазначено вище, під впливом промислової діяльності та транспорту забруднюються нафтопродуктами, свинцем, кадмієм, нітратами. Вони утримують велику кількість легкорозчинних солей. Отже, забруднення неогенового шару під Херсоном стає вже зараз небезпечним для його використання як джерела питних вод [4].

Крім того, з середини 90-х років з'явилися незаконно пробурені свердловини в приміських зонах Херсона. Враховуючи недотримання правил спорудження, розміщення, вимог санітарних норм, такі свердловини також несуть загрозу населенню забрудненням водоносних горизонтів [4].

Питна вода – чинник, який зумовлює головні показники життєзабезпечення і здоров'я населення. За органолептичними, хімічними, мікробіологічними і навіть радіологічними показниками вона повинна відповідати вимогам державних стандартів України та санітарного законодавства. За твердженням ВООЗ більш як 80 відсотків хвороб, які має людина, пов'язані із якістю води, яку вона вживає [5].



Сьогодні хімічні, мікробіологічні, фізичні параметри, які характеризують якість води, є головними показниками питної води. Водопровідна питна вода повинна відповідати 3-м основним критеріям: мати сприятливі органолептичні властивості, нешкідливий хімічний склад і бути безпечною в епідемічному відношенні. З 1980 року ВООЗ рекомендує вживати воду як питну з мінералізацією не менше 100 мг/л. Крім цього, прийнято вважати оптимальною мінералізацію 200-400 мг/л для хлоридно-сульфатних вод і 250-500 мг/л для гідрокарбонатних вод. Показниками забруднення води залишками речовин органічного походження є такі показники як вміст амоніаку, нітратів та нітритів. Сполуки Нітрогену належать до мутагенних речовин, які призводять до генетичних захворювань [6].

Для знезараження води в Україні зараз застосовують хлорування, але його можна вживати для досить чистої води, якої в Україні практично немає. Наявність у вихідній воді органічних сполук після її хлорування призводить до появи СІ-похідних, набагато більше токсичних, ніж початкові речовини. Встановлено, що операція хлорування питної води з метою її знезараження підвищує токсичність води в 5 разів у порівнянні з вихідною водою. Ядохімікатів, діоксинів та інших синтетичних сполук, у питній воді не повинно бути зовсім: у людини немає до них імунітету. Показники фізіологічної повноцінності мінерального складу питної води наведені в таблиці 1 [7].

**Таблиця 1. Показники фізіологічної повноцінності мінерального складу питної води**

№	Найменування показників	Одиниці виміру	Нормативи питної води
1.	Загальна твердість	ммоль/дм <sup>3</sup>	1,5-7,0
2.	Загальна лужність	ммоль/дм <sup>3</sup>	0,5- 6,5
3.	Кальцій	мг/дм <sup>3</sup>	25-75
4.	Магній	мг/дм <sup>3</sup>	10-50
5.	Натрій	мг/дм <sup>3</sup>	2-20
6.	Сульфати	мг/дм <sup>3</sup>	250
7.	Хлориди	мг/дм <sup>3</sup>	250
8.	Мінералізація	мг/дм <sup>3</sup>	200- 500
9.	Йод	мг/дм <sup>3</sup>	20-30
10.	Калій	мг/дм <sup>3</sup>	2 -20
11.	Фториди	мг/дм <sup>3</sup>	0,7-1,2
12.	рН	—	6,5-8,5

На думку фахівців, саме висока мінералізація питних вод впливає на формування злоякісних утворень в організмі людей, провокує хвороби органів кровообігу, травлення, сечостатевої системи. Поступова зміна основних характеристик макрокомпонентного складу питних вод

(жорсткість, сульфати, гідрокарбонати) може негативно впливати на сольовий баланс системи травлення, кровотворної й інших систем людини. При довгостроковому вживанні вод з високим солевмістом, проходить дестабілізація захисної спроможності людського організму, що аналогічно довгостроковому впливу низьких радіаційних доз [8].

Отже, спостереження за станом питної води, контроль її якості є дуже важливим для споживачів, оскільки використання неякісної води є дуже небезпечним для їх здоров'я.

**Постановка завдання.** Експериментально дослідити стан якості питної води централізованого водопостачання в місті Херсон та приміських районів міста за хімічними показниками та оцінити її придатність для певного виду водокористування.

**Об'єкт дослідження** – водопровідна вода централізованого водопостачання з різних районів міста та приміських районів.

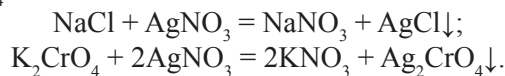
**Матеріали і методи дослідження.** До числа загальних хімічних показників якості води відносять: розчинний кисень, водневий показник, лужність, твердість води, окиснюваність (БСК, ХПК), йонний склад розчинених сполук макро- і мікроелементів, мінералізація, вміст біогенних елементів [9, 10].

Загальну лужність води визначали методом нейтралізації титруванням певного об'єму води хлоридною кислотою в присутності індикатору метилового оранжевого до слабко-рожевого забарвлення.

Твердість води визначали комплексометричним методом. Метод ґрунтується на взаємодії катіонів кальцію і магнію з трилоном Б в аміачному буферному розчині (рН~9,5) з утворенням внутрішньокмлексних сполук (за наявності металохромних індикаторів – ереохрому чорного). У присутності іншого індикатора – мурексиду, у лужному середовищі визначали кальцієву твердість. Магнієву твердість знаходили як різницю між твердістю води і кальцієвою твердістю.

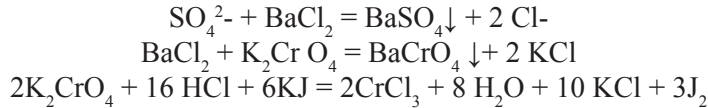
Кислотність рН води визначали потенціометричним методом за допомогою рН-метра.

Хлориди визначали у воді за методом Мора, який базується на осадженні хлорид-йонів розчином аргентум нітрату  $\text{AgNO}_3$  за наявності калій хромату  $\text{K}_2\text{CrO}_4$  як індикатора. Під час титрування  $\text{AgNO}_3$  спочатку утворюється осад  $\text{AgCl}$  білого кольору. Коли всі хлорид-йони будуть осаджені, при подальшому додаванні утворюється цегляно-червоний осад аргентум хромату  $\text{Ag}_2\text{CrO}_4$ :



Сульфати визначали об'ємним методом, який ґрунтується на осадженні сульфатів йоном барію у вигляду  $\text{BaCl}_2$ , надлишок якого осаджується

калій хроматом. Надлишок калій хромату, який не витрачено на реакцію з надлишком барій хлориду, визначається за кількістю йоду, що буде одержаним із калій йодиду у кислому середовищі:



Загальну мінералізацію води визначали математичним методом, заснованим на знаходженні суми йонів, знайдених у результаті аналізу води. Загальну мінералізацію в мг/л обчислювали за формулою:

$$\sum u = \sum k + \sum a,$$

де  $\sum u$  – загальна мінералізація, сума йонів, мг/л;

$\sum k$  – сума катіонів, мг/л;

$\sum a$  – сума аніонів, мг/л.

**Результати досліджень.** Студенти II курсу факультету рибного господарства та природокористування на лабораторних заняттях з дисципліни «Біогеохімія та гідрохімія» проводили гідрохімічний аналіз води, відібраної в різних районах міста Херсона та оцінювали її якість. Результати досліджень наведені в таблиці 2.

**Висновки.** Проведений аналіз свідчить, що якість питної води відповідає стандартам лише в окремих районах. Вода, яка поступає в крани в Шуменському та Таврійському мікрорайонах має високу твердість і мінералізацію, а також високий вміст сульфатів і хлоридів. Така вода потребує доочистки перед вживанням. Вода, яка постачається в інші райони міста має показники в межах ГДК.

**Таблиця 2. Аналіз водопровідної води в м. Херсон**

Район міста	Лужність	T <sub>заг.</sub>	pH	HCO <sub>3</sub>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	Мін.
Од. виміру	ммоль/дм <sup>3</sup>	ммоль/дм <sup>3</sup>		мг/дм <sup>3</sup>	мг/дм <sup>3</sup>	мг/дм <sup>3</sup>	мг/дм <sup>3</sup>	мг/дм <sup>3</sup>	мг/дм <sup>3</sup>	г/л
Житлосели-ще вул. Комкова	4,7	9,4	8,2	280,6	312	156	52	82,7	181	1,2
ХБК	4,3	4	7,9	462,3	131	138	26,1	32,8	172,5	0,76
Таврійський м-р вул. Синявіна	6,1	13	7,9	372,1	368	190	58,1	123	188,7	1,3
Шуменський м-р.	4,1	6,8	8,1	238	255	80	40	58,4	147,2	0,8
Кіндійка	6,1	11,7	8,7	372,1	641	44	66,1	102,3	352	1,5
Консервний з-д	4,2	9,3	6,5	256,2	304	106	74	68	142	0,95
Північне селище	4	2,2	7,9	244	85,1	24	14	18,36	117,3	0,5
Острів	5,6	8,3	7,4	341	290	74	68,1	59,6	175,7	0,9
Текстильний	4	3,9	7,8	189,1	49,6	38	22	34	35	0,37
Степанівка	4	6,3	8,1	201,3	145	68	40,1	52,3	61,5	0,57
Олешки	3,3	7,2	7,9	207	237	92	56,1	53,5	119,6	0,7
Олешки	3,3	4,6	7,2	201,3	63,8	90	30	37,6	59	0,4

Найкращі показники має вода, яка постачається зі свердловини на Карантинному острові, тому на перспективу для вирішення проблеми забезпечення м. Херсона екологічно чистою питною водою необхідно використовувати водозабори на лівобережжі області, де зберігаються великі запаси води, якість якої відповідає європейським стандартам.

## **ИССЛЕДОВАНИЕ ПАРАМЕТРОВ КАЧЕСТВА ВОДОПРОВОДНОЙ ВОДЫ В ГОРОДЕ ХЕРСОН ХИМИЧЕСКИМИ МЕТОДАМИ**

*Охрименко О.В. – к.т.н., доцент,*

*Белая Т.А. – к.с.-г.н., доцент*

*Ляшенко Е.В. – к.х.н., доцент,*

*ДВНЗ «Херсонский государственный аграрный университет»,*

*kaf.chemistry@ukr.net, eugene\_yladimir@yahoo.co.uk*

В статье рассмотрена проблема обеспечения населения города Херсон питьевой водой, констатировано снижение ее качества, объяснены причины ухудшения состояния подземных вод в городе.

Источник водоснабжения города Херсона – верхньюсарматский водоносный горизонт, который используется населением города с 19 века. Интенсивное использование и увеличение водоснабжения привело к нарушению технологии эксплуатации артезианских скважин. На сегодняшний день 76% артезианских скважин в Херсоне эксплуатируются с превышением нормативного срока, 30% скважин подают воду с отклонением от государственных стандартов по солесодержанию. Кроме того, при переэксплуатации конкретного геологического яруса происходит приток нежелательных ингредиентов из других горизонтов по всей площади депрессии. Для артезианских вод Херсона главными такими ингредиентами являются катионы и анионы легко растворимых солей металлов, а иногда – аммиака, нефтепродуктов, соединений азота.

Наблюдение за состоянием питьевой воды, контроль ее качества очень важно для потребителей, поскольку использование некачественной воды очень опасно для их здоровья. По органолептическим, химическим, микробиологическим и даже радиологическим показателям питьевая вода должна соответствовать требованиям государственных стандартов Украины и санитарного законодательства.

Состояние качества питьевой воды централизованного водоснабжения в городе Херсон и пригородных районах города по химическим показателям экспериментально исследованы в учебно-химической лаборатории факультета рыбного хозяйства и природопользования ХГАУ; на этой основе произведена оценка пригодности ее для определенного вида водопользования.

Приведены критерии качества и показатели физиологической полноценности минерального состава питьевой воды. Представлены результаты гидрохимического анализа водопроводной воды из разных районов города Херсон.

Из основных показателей физиологической полноценности состава питьевой воды определены: общая щелочность, жесткость воды, содержание ионов кальция и магния, кислотность воды, содержание хлоридов, сульфатов, гидрокар-

бонатом. Минерализацию воды определяли математическим методом, основанным на нахождении суммы ионов, найденных в результате анализа воды.

Проведенный анализ свидетельствует, что качество питьевой воды соответствует стандартам лишь в отдельных районах города. Лучшие показатели имеет вода, поставляемая из скважины на Карантинном острове, поэтому на перспективу для обеспечения м. Херсона экологически чистой питьевой водой необходимо использовать водозаборы на левобережье области.

Ключевые слова: питьевая вода, гидрохимический анализ, твердость, щелочность, минерализация.

## **RESEARCH OF TAP WATER QUALITY PARAMETERS IN THE CITY OF KHERSON BY CHEMICAL METHODS**

*Ohrimenko O.V. – Ph.D. (Technics), Associate Professor*

*Bila T.A. – Ph.D. (Agriculture), Associate Professor*

*Liashenko Ye.V. – Ph.D. (Chemistry), Associate Professor*

*Kherson State Agricultural University,*

*kaf.chemistry@ukr.net, eugene\_vladimir@yahoo.co.uk*

The article considers the problem of providing of the Kherson population with drinking water, the decline in its quality; the reasons for the deterioration of groundwater in the city are explained.

Kherson's water source is the Upper Sarmatian aquifer used by the city's population since the 19th century. The heavy use and increase of water supply has led to disruption of the artesian well technology. To date, 76% of artesian wells in Kherson are operated in excess of the regulatory term, 30% of wells supply water with deviation from state standards for salt content. In addition, in case of overexploitation of a particular geological tier, an influx of unwanted ingredients from other horizons occurs throughout the depression area. For artesian waters of Kherson, the main of such ingredients are cations and anions of readily soluble salts, metals, and sometimes ammonia, petroleum products, and nitrogen compounds.

Monitoring the status of drinking water, controlling its quality is very important, since the use of poor quality water is very dangerous for consumers' health. According to organoleptic, chemical, microbiological and even radiological parameters, drinking water must meet the requirements of the Ukrainian state standards and sanitary legislation.

The quality status of drinking water from centralized water supply in the city of Kherson and the suburban areas was experimentally investigated in the chemical laboratory of the KSAU Faculty of Fisheries and Nature Management ; on this basis, the water suitability for a certain kinds of use was assessed.

Criteria of quality and indicators of physiological usefulness of the mineral composition of drinking water are given. The results of hydrochemical analysis of Kherson tap water from different areas of the city are presented.

The main indicators of the physiological value of drinking water are determined: total alkalinity, hardness of water, content of calcium and magnesium ions, acidity of water, content of chlorides, sulfates and hydrocarbonates. Water mineralization was determined by a mathematical method based on finding the sum of ions found in the water analysis.

The analysis shows that the quality of drinking water meets the standards only in certain parts of Kherson. The best data has water delivered from the well on Quarantine Island, therefore, in the future, in order to provide Kherson with environmentally friendly drinking water, it is necessary to use water intakes on the left bank of the region.

Keywords: drinking water, hydrochemical analysis, hardness, alkalinity, mineralization.

### **ЛІТЕРАТУРА**

1. Прокопов В.А., Тарабарова С.Б., Тетенева И.А., Миронец Н.В. Современное состояние источников водоснабжения и качества питьевой воды в Украине: анализ ситуации, проблемы и пути их решения. URL: <http://www.health.gov.ua/Publ/conf.nsf/0/da14587ae2c5efa2c125675800441fc9> (дата звернення: 07.10.2019).
2. Джигирей В.С. Екологія та охорона навколишнього природного середовища : навч. посіб. 5-те вид., випр. і доп. К. : Знання, 2007. 422 с.
3. Пилипчук Л.Л., Волкова С.А. Стан питної води у м. Херсоні: матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції [«Сучасні хімічні технології: екологічність, інновації, ефективність»], (5–6 жовтня 2017 р., ХНТУ м. Херсон). Херсон : вид-во ПП Вишемирський В.С., 2017. С. 100–101.
4. Предместніков О.Г. Сучасна екологічна ситуація на Херсонщині та можливі шляхи розв'язання проблемних питань. *Екологічний бюлетень*. Херсон. 2009. № 1.
5. Лапін В.М. Безпека життєдіяльності людини. Львів ЛБІ НБУ, Київ: «Знання», 2001. 184 с.
6. Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості: ДСТУ 7525:2014. Київ, Мінекономрозвитку України, 2014. (Національні стандарти України). URL: <https://metrology.com.ua/ntd/skachat-dstu-gost-gost-r/gost/dstu-7525-2014/> (дата звернення: 07.10.2019).
7. Наказ міністерства охорони здоров'я України № 400 (12.05.2010) Про затвердження Державних санітарних норм та правил «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною». URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10> (дата звернення: 07.10.2019).
8. Баранов С. Вода як показник чистоти. Likarinfo. Портал о здоров'є. URL: <http://www.likar.info/zdorovye-vsey-semyi/news-9062-voda-yak-rokaznik-chistoti-r-n/> (дата звернення: 07.10.2019).
9. Пелешенко В.І., Хільчевський В.К. Методи визначення хімічного складу природних вод. К.: ВПЦ «Київ. Ун-т». 1993. 97 с.
10. Охріменко О.В., Гафіатуліна О.Г. Методичні рекомендації для проведення лабораторних занять з дисципліни «Гідрохімія» для студентів ІІ курсу факультету рибного господарства та природокористування із спеціальності 6.040106 «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування. Херсон: РВЦ «Колос», ХДАУ. 2014. 60 с.

**REFERENCES**

1. Prokopov, V.A., Tarabarova, S.B., Teteneva, I.A., & Mironets, N.V. (n.d.). *Sovremennoe sostoyanie istochnikov vodosnabzheniya i kachestva pitevoy vody v Ukraine: analiz situatsii, problemy i puti ih resheniya* [The current state of water supply sources and the quality of drinking water in Ukraine: analysis of the situation, problems and solutions]. Health.gov.ua. Retrieved from: <http://www.health.gov.ua/Publ/conf.nsf/0/da14587ae2c5efa2c125675800441fc9>. [in Russian].
2. Dzhyhyrei, V.S. (2007). *Ekolohiia ta okhrona navkolyshnoho pryrodnoho seredovyscha* [Ecology and environmental protection]. Kyiv : Znannia. [in Ukrainian].
3. Pylypchuk, L.L. & Volkova, S.A. (2017). *Stan pytnoi vody u m. Khersoni* [Drinking water status in Kherson]. Materialy Vseukrainskoi naukovo-praktychnoi konferentsii «Suchasni khimichni tekhnolohii: ekolohichnist, innovatsii, efektyvnist», (5–6 zhovtnia 2017 r., KhNTU m. Kherson, Ukraine). Kherson : PP Vyshemyrskyi, V.S. [in Ukrainian].
4. Predmestnikov, O.H. (2009). *Suchasna ekolohichna sytuatsiia na Khersonshchyni ta mozhyvi shliakhy rozviazannia problemnykh pytan* [Current ecological situation in Kherson region and possible ways of solving problematic issues]. Ekolohichniy biuleten – *Ecological newsletter*, no. 1. Retrieved from [http://eco.ks.ua/ecological\\_situation.htm](http://eco.ks.ua/ecological_situation.htm) [in Ukrainian].
5. Lapin, V.M. (2001). *Bezpeka zhyttiediialnosti liudyny* [Human life safety]. Kyiv: Znannia. [in Ukrainian].
6. Drinking water. Quality control requirements and methods (2014). DSTU 7525:2014 from 1st February 2015. Kyiv. Minekonomrozvytku Ukrainy [in Ukrainian].
7. *Pro zatverdzhennia Derzhavnykh sanitarnykh norm ta pravyl «Higienichni vymohy do vody pytnoi, pryznachenoi dlia spozhyvannia liudynoiu»* [On approval of the State sanitary norms and rules «Hygienic requirements for drinking water intended for human consumption»]. Nakaz ministerstva okhrony zdorovia Ukrainy № 400 (2010). Retrieved from: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10> [in Ukrainian].
8. Baranov, S. (2004). *Voda yak pokaznyk chystoty* [Water as an indicator of purity]. Likarinfo. Retrieved from: <http://www.likar.info/zdorovye-vsey-semyi/news-9062-voda-yak-pokaznik-chistoti-r-n/> [in Ukrainian].
9. Peleshenko, V.I. & Khilchevskyi, V.K. (1993). *Metody vyznachennia khimichnoho skladu pryrodnykh vod* [Methods for determining the chemical composition of natural waters]. K.: VPTs «Kyiv. Un-t». [in Ukrainian].
10. Okhrimenko, O.V. & Hafiatullina, O.H. (2014). *Metodychni rekomendatsii dlia provedennia laboratornykh zaniat z dystsypliny «Hidrokhimii» dlia studentiv II kursu fakultetu rybnoho hospodarstva ta pryrodokorystuvannia iz spetsialnosti 6.040106 «Ekolohiia, okhrona navkolyshnoho seredovyscha ta zbalansovane pryrodokorystuvannia* [«Methodical recommendations for conducting laboratory classes in the discipline "Hydrochemistry" for students of the 2nd year of the Faculty of Fisheries and Environmental Management in the specialty 6.040106" Ecology, Environmental Protection and Balanced Environmental Management]. Kherson: RVTs «Kolos», KhDAU. [in Ukrainian].

УДК 504.4:556:631:551.58:519.2:528.94  
DOI <https://doi.org/10.32851/wba.2019.2.11>

## МЕТОДОЛОГІЯ ПРОСТОРОВО-ЧАСОВОЇ ОЦІНКИ СТАНУ ЕКОСИСТЕМИ БАСЕЙНІВ РІЧОК І ОРГАНІЗАЦІЇ РАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

*Пічура В.І. – д.с.-г.н.,*

*Потравка Л.О. – д.е.н.,*

*ДВНЗ «Херсонський державний аграрний університет»,*

*pichuravitalii@gmail.com, potravkalarisa@gmail.com*

Водна Рамкова директива 2000/60/ЄС акцентує увагу на необхідності інтегрованого управління водними ресурсами, яке повинно здійснюватися на основі басейнових принципів. На басейновому рівні здійснюються взаємозв'язки складових екосистем, генетичного, історичного та функціонального характеру, які виражені безперервним обміном речовин, енергії та інформації. Басейни річок необхідно розглядати як цілісні «ерозійні комплекси», що визначають парагенетичні зв'язки та здійснюють вплив верхньої ланки басейну на стан його нижньої ланки. Територія водозбірної басейн є цілісною функціональною системою, що зосереджує соціально-значущі природні ресурси (водні, земельні та лісові), які обумовлюють цінність і важливість водозбору для користувачів, включаючи комерційні, промислові та урядові організації. Тому дослідження стану й забезпечення екологічної стійкості басейну річок має важливе значення. Вичерпаність традиційних підходів до природокористування в річкових басейнах, недоліки сучасної концептуальної, методичної бази аналізу та оцінки структурно-функціонального стану водозборів зумовлюють необхідність удосконалення теоретико-методологічних засад басейнової організації природокористування. Розроблена методологія та запропоновані авторські методики дозволяють всебічно оцінити поточний стан басейну річки, прогнозувати розвиток ситуації та визначати напрями оптимізації землекористування в межах єдиного водозбірної комплексу. Методологічна схема дослідження включає шість логічно-послідовних блоків: визначення внутрішньої геоморфологічної структури території водозбору; дослідження змін клімату та ґрунтово-кліматичного потенціалу; дослідження стану басейнових ландшафтних територіальних структур; екологічна оцінка якості поверхневих вод; оцінка рівня порушення екологічного стану басейну річки; механізм організації природокористування на території басейну річки. Застосування методології дозволить оптимізувати структуру земельного фонду, зменшити ризики екологічної деструкції земельних і водних ресурсів, забезпечити екологізацію сільського господарства та поліпшення екологічної ситуації в річкових басейнах.

Ключові слова: водозбірна територія, басейн річки, методологія, методика, екосистема, раціональне природокористування, моделювання, прогнозування, ГІС, ДЗЗ-технології.

---

**Постановка проблеми.** Водозбірні басейни виступають особливими просторовими одиницями біосфери, а басейнова організація природо-



користування – визначає взаємозв'язки складових екосистеми басейну, дозволяючи встановити ефективні просторові форми взаємодії між суб'єктами природокористування на різних територіальних рівнях. Водна Рамкова директива 2000/60/ЄС [1] акцентує увагу на необхідності інтегрованого управління водними ресурсами, яке повинно здійснюватися на основі басейнових принципів. Басейн річки виступає в якості цілісної перспективної системи для багатоаспектного вивчення природи, економіки, організації екологічнобезпечного природокористування та управління навколишнім середовищем. На басейновому рівні здійснюються взаємозв'язки складових екосистем, генетичного, історичного та функціонального характеру, які виражені безперервним обміном речовин, енергії та інформації. Басейни річок необхідно розглядати як цілісні «ерозійні комплекси», що визначають парагенетичні зв'язки та здійснюють вплив верхньої ланки басейну на стан його нижньої ланки.

Вичерпаність традиційних підходів до природокористування в річкових басейнах, недоліки сучасної концептуальної, методичної бази аналізу та оцінки структурно-функціонального стану водозборів зумовлюють необхідність удосконалення теоретико-методологічних засад басейнкової організації природокористування. Розроблення такої методології та методики повинне ґрунтуватися на встановленні причинно-наслідкових зв'язків процесів формування ландшафтних структур і трансформації водних екосистем, на необхідності розробки моделі еколого-раціональної експлуатації території басейну та формуванні оптимального механізму раціонального природокористування на засадах протиерозійної організації території.

**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. Хортон [2], А. Стралера [3], Г. І. Швєбса [4], Ф. М. Лисецького [5], М. Amakali [6], А. Dinar [7], В. Molle [8], М. Bozzola [9], М. Barbosa [10] та інших вчених.

Необхідності пошуку методів і методологічних підходів до організації басейнового природокористування акцентовано у Водній стратегії України на період до 2025 року, в Законі України «Про затвердження Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року».

**Постановка завдання.** Розробити методологію просторово-часової оцінки стану екосистеми басейнів річок і організації раціонального природокористування із застосування ГІС і ДЗЗ-технологій.

**Методологія, результати дослідження та їх обговорення.** Розроблена методологія комплексної оцінки, аналізу та прогнозування екологічного стану водозбірної території та оптимізації землекористування в басейнах річок, яка містить шість логічно-последовних блоків організації досліджень, які забезпечують системне використання взаємодоповнюючих загальних, адаптованих і авторських методик (рис. 1).

1. *Визначення внутрішньої геоморфологічної структури території водозбору* здійснюється для створення екологічного каркасу басейну річки у відповідності до підходу Стралера-Філософова (А. Стралер, 1952; В.П. Філософов, 1960) [3], який визначає ієрархічність водотоків і їх водозбірних басейнів. Водотік (або русло тимчасового водотоку), який не отримує приток, відноситься до русла 1-го порядку. Два русла 1-го порядку, зливаючись, дають початок водотокам 2-го порядку. За цим правилом нижче вузла злиття будь-яких однопорядкових водотоків починається русло більш високого порядку (порядок збільшується на одиницю). При злитті різнопорядкових водотоків і утворений нижче вузла їх злиття водотік зберігає порядок, який був у водотоку до злиття однопорядковими водотоками (рис. 2).

За авторським визначенням [11], екологічний каркас річкового басейну (ЕКРБ) – це позиційно-динамічна просторово-організована система взаємопов'язаних геоморфологічних, гідрологічних, агрокліматичних, еколого-демографічних, соціально-економічних складових території водозбору. Для окремих складових ЕКРБ (суббасейнів) характерні різні умови природокористування, а взаємодія складових у межах суббасейнів формує організовану просторово-часову інфраструктуру, яка повинна запобігати втратам біорізноманіття, забезпечувати екологічну стабільність усєї території водозбору, оздоровлення земельних і водних ресурсів на основі басейнових позиційно-динамічних, адаптивно-ландшафтних і геосистемних принципах. ЕКРБ виконує свої функції за наявності відповідних правових, економічних і управлінських механізмів, узгоджених на локальному, регіональному, державному та міждержавному рівнях природокористування.

Дослідження особливостей навантаження на басейн річки та всі компоненти ландшафту у взаємозв'язку їх характеристик із параметрами стоку води можливе на рівні водозборів ерозійних форм IV порядку (Л. М. Корытний, 2001) [12]. Виділення водотоків, визначення їх порядків і водозбірних територій виконується в програмі *ArcGIS* на основі цифрової моделі рельєфу з використанням розробленого алгоритму гідрологічного геомодельовання робочого модуля *Hydrologytools of Spatial Analyst Tools* [13, 14], який включає вісім последовних кроків моделювання:

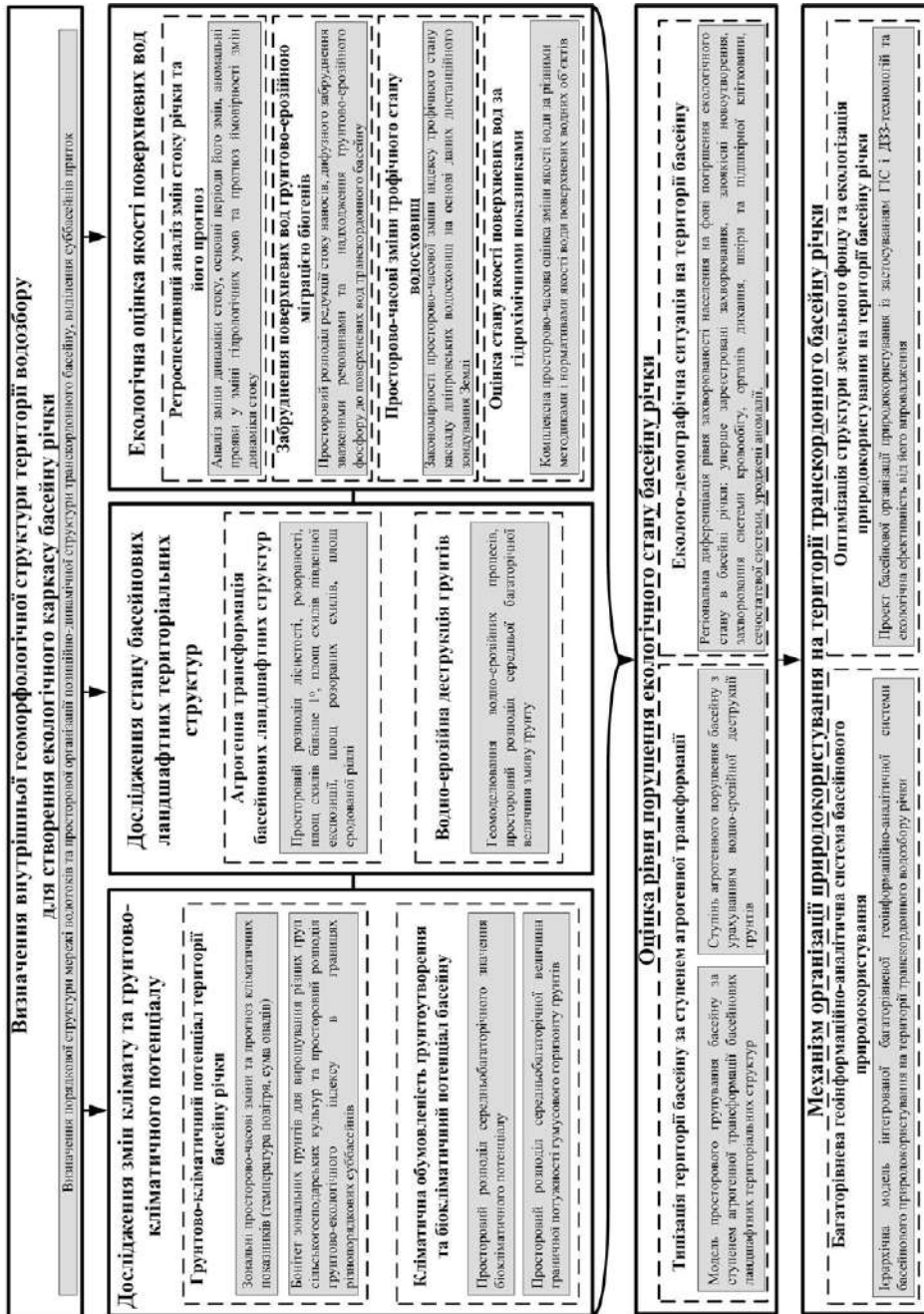


Рис. 1. Структурно-логічна методологічна схема дослідження водозбірної території та оптимізації землекористування в басейнах річок

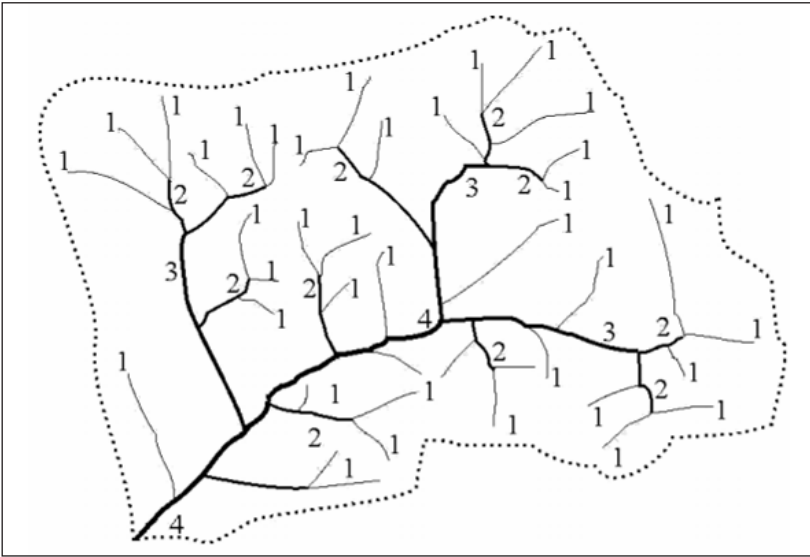


Рис. 2. Структура річкового басейну IV порядку (відповідно до кодування басейнів за Стралером – Філософовим): – лінія вододілу, 1–4 – порядки водотоків або ерозійної мережі

візуалізація цифрової моделі рельєфу (ЦМР) на основі *SRTM-90*; заповнення некоректних знижень рельєфу; побудова ґрида напрямків стоку; побудова ґрида кумулятивного стоку; ідентифікація чарунків водотоку зі значеннями кумулятивного стоку вище заданого; визначення ланок водотоків; присвоєння порядку кожній ланці водотоків; визначення дренажної (водозбірної) площі кожної ланки. Після отримання геоморфологічної моделі басейнової організації водозбірної території здійснюється додаткова ручна корекція для підвищення якості моделювання.

Аналіз внутрішньої геоморфологічної структури водозбірної території басейну дає можливість детально дослідити її позиційно-динамічну просторово-організовану системи, складові якої є різко відмінними між собою за типом, складом, рівнем організації, характером і тривалістю експлуатації, що визначає індивідуальність існуючої екологічної ситуації в їх водозборах, які в сукупності формують певний екологічний стан водозбірного регіону досліджень.

2. *Дослідження змін клімату та ґрунтово-кліматичного потенціалу.* Розроблена авторська методика аналізу гетерохронних кліматичних коливань на території річкових басейнів із застосуванням багатомірної геостатистики та штучних нейронних мереж. Вона містить систему взаємодоповнюючих методів комплексного ретроспективного аналізу:

описової статистики, регресійного аналізу, перетворення змінних (T4253H-smoother, метод різницевих інтегральних кривих модульних коефіцієнтів) і крос-кореляційного аналізу. Ймовірність часової інерції клімату доцільно оцінювати методами ланцюгів Маркова (1906), Габрієля та Неймана (1962) [14]. Для прогнозування змін клімату запропоновано використовувати метод штучних нейронних мереж архітектури багатозарового перцептронну робочого модуля Statistics Neural Networks (SNN) у відповідності до розробленого нами алгоритму (рис. 3).

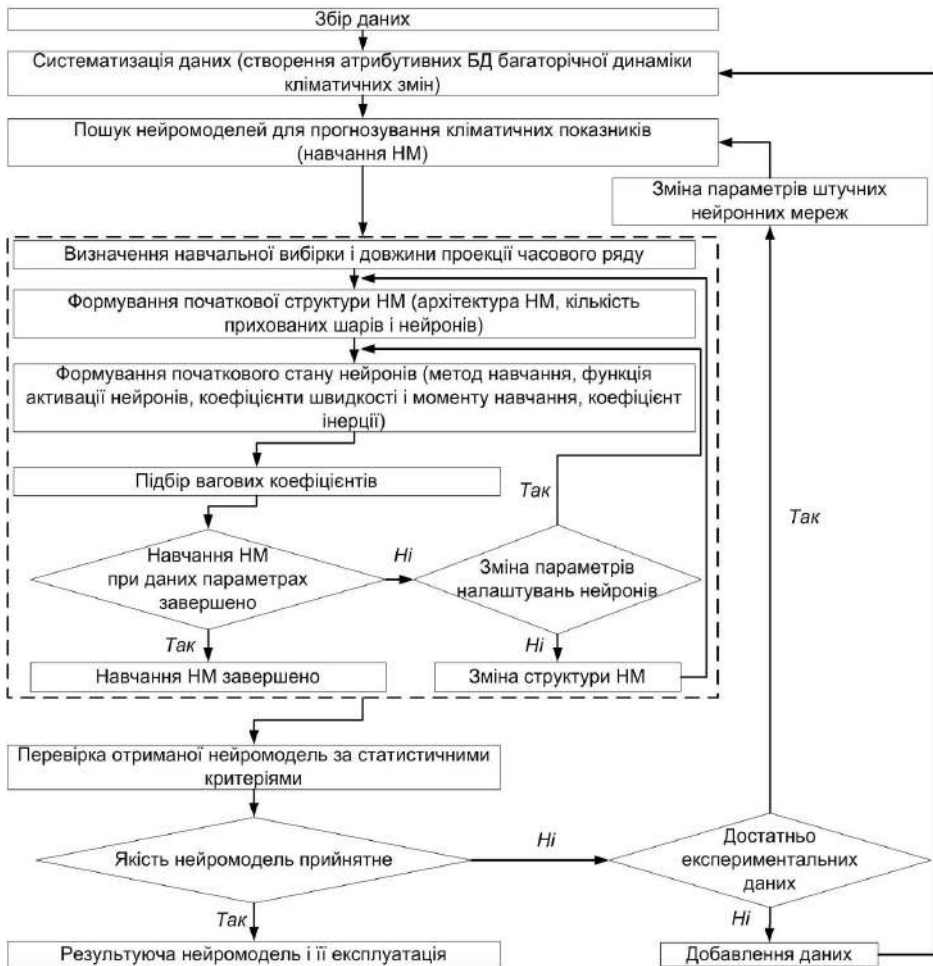


Рис. 3. Алгоритм створення нейронних мереж для прогнозування клімату

Коригування вагових коефіцієнтів штучних нейронних мереж проводили на основі алгоритму навчання:

$$w_{ni}(t+1) = \eta \delta_i x_n(t) + \alpha (w_{ni}(t) - w_{ni}(t-1)), \quad (1)$$

де  $w_{ni}(t)$  – вага від нейрона  $n$  або від елемента вхідного сигналу  $n$  до нейрона  $i$  в момент часу  $t$ ;  $x_n$  – вихід нейрона  $n$  або  $n$ -й елемент вхідного сигналу;  $\eta$  – коефіцієнт швидкості навчання;  $\alpha$  – коефіцієнт інерції;  $\delta_i$  – значення помилки для нейрона  $i$ .

Функція похибки – це різниця між поточним виходом (апроксимоване значення) та ідеальним виходом (емпіричне значення) мережі. Відповідно до методу найменших квадратів, функція похибки нейронної мережі має вигляд:

$$E(w) = \frac{1}{2} \sum_{j,p} (y_{jpn} - d_{jp})^2, \quad (2)$$

де  $y_{jpn}$  – вихідний стан  $j$ -го нейрона шару  $n$  нейронної мережі при подачі на її входи  $p$ -го навчального образу;  $d_{jp}$  – бажаний вихідний стан цього нейрону.

Порівняльний аналіз достовірності створених моделей проведений за допомогою статистичних критеріїв оцінки достовірності прогнозування на незалежних тестових вибірках із метою апроксимації даних кращою прогнозною моделлю.

Грунтово-кліматичний потенціал території басейну визначається із застосуванням методики бонітету зональних ґрунтів за І. І. Кармановим (1980) [15], в основу якої, крім властивостей ґрунтів, покладений бонітет клімату з урахуванням основних кліматичних показників, які корелюють із урожайністю – сума активних температур, коефіцієнт зволоження, континентальність клімату. Методика відображає загальні закономірності просторового розподілу урожайності за природними фізико-географічними зонами та дозволяє розрахувати бали бонітету для кожної культури окремо (табл. 1).

Просторові моделі суми активних температур, коефіцієнту зволоження та континентальності клімату можна визначати на основі екстраполяції декомпозицій загальнодоступних даних *CliWare* (<http://cliware.meteo.ru/meteo/index.html>), додаткових даних окремих метеостанцій і національних атласів. Для визначення величини сумарного показника властивостей ґрунтів, середньозваженої щільності метрового шару та корисного об'єму ґрунту для водозбірних територій річок проводять векторизацію ґрунтових карт. Методом зональної статистики програми *ArcGIS* обчислюють середні значення складових бонітету ґрунтів для кожного суббасейну транскордонного водозбору.

Таблиця 1. Розрахунок балів бонітету для різних сільськогосподарських культур із використанням ґрунтово-кліматичних формул

Культура	Розрахункова формула	Примітка
Зернові	$B = 8,2V \frac{\sum t^{\circ} \geq 10^{\circ} \cdot K3}{KK + 70}$	КЗ більше 0,9 приймають рівним 0,9
Соняшник	$B = 6,8V \frac{\sum t^{\circ} \geq 10^{\circ} (K3 + 0,2)}{KK + 50}$	КЗ більше 0,7 приймають рівним 0,7
Сахарний буряк	$B = 4,3V \cdot \frac{(\sum t^{\circ} \geq 10^{\circ} + 2000)(K3 - 0,2)}{KK}$	КЗ більше 0,9 приймають рівним 0,9; $V = \frac{4V - 1}{3}$
Багаторічні трави	$B = 5,9V \cdot \frac{(\sum t^{\circ} \geq 10^{\circ} + 2000)(K3 - 0,1)}{KK + 100}$	КЗ більше 1 приймають рівним 1; $V = \frac{V + 1}{2}$
Однорічні трави	$B = 6,8V \cdot \frac{(\sum t^{\circ} \geq 10^{\circ} + 1000)K3}{KK + 100}$	

де,  $B$  – бал бонітету;  $V$  – сумарний показник властивостей ґрунту;  
 $\sum t^{\circ} \geq 10^{\circ}$  – середньорічна сума температури повітря вище  $10^{\circ}C$ ;  
 $K3$  – коефіцієнт зволоження за Івановим;  $KK$  – коефіцієнт континентальності

Кліматична обумовленість ґрунтоутворення та біокліматичний потенціал у водозборі досліджується за методикою В. Р. Волобуєва (1974) [17], яка була модернізована Ф. М. Лисецьким і О. А. Чепелевим (2014) [18] та доповнена Ф. М. Лисецьким і В. І. Пічурою (2016) [19].

Растр енергетичних витрат клімату на ґрунтоутворення ( $Q$ , МДж/м<sup>2</sup>) розраховується за формулою:

$$Q = R \cdot e^{(-1,23 \frac{R^{0,73}}{P})}, \quad (3)$$

де,  $P$  – растр річної кількості опадів, мм.

Розрахунок і отримання растрової поверхні балансу сонячної радіації ( $R$ , МДж/м<sup>2</sup>) на схилах і рівних ділянках у *ArcGIS* здійснюється за формулою:

$$R = R_0 \frac{\cos(\alpha) \cdot \sin(h) + \sin(\alpha) \cdot \cos(h) \cdot \cos(\psi_c - \psi_s)}{\sin(h)}, \quad (4)$$

де,  $R_0$  – растр значення радіаційного балансу горизонтальної поверхні, МДж/м<sup>2</sup>,  $\alpha$  – растр схилів,  $h$  – растр висоти Сонця,  $\psi_c$  – растр азимуту Сонця,  $\psi_s$  – растр експозицій.

Біокліматичний потенціал (за масою сухої речовини –  $F$ , т/га) на різних просторових ієрархічних рівнях розраховується за формулою:

$$F = 0,3202 \cdot \exp(0,003421 \cdot Q), r = 0,96 \quad (5)$$

Розрахунок і отримання растру просторового розподілу граничної потужності гумусового горизонту ґрунтів ( $H_{lim}$ , мм) на території басейну річки в залежності від  $Q$  і вмісту фізичної глини в ґрунтоутворюючих породах ( $PC$ , %;  $< 0,01$  мм) здійснюється за формулою:

$$H_{lim} = \frac{3914.6 \cdot PC^{-0.19}}{1 + e^{(5.346 - 0.00523 \cdot Q)}}, \quad (6)$$

Для отримання просторових растрів розподілу середньобагато-річних значень кількості опадів ( $P$ , мм) і значення радіаційного балансу горизонтальної поверхні ( $R_p$ , МДж/м<sup>2</sup>) проводиться векторизація карт Національних атласів кліматичного районування. Додаткова актуалізація даних відбувається з використанням інформаційної бази інтернет-ресурсів *Worldclim*, *CliWare*, місцевих метеостанцій. Для побудови цифрової моделі рельєфу, визначення морфометричних даних і оцінки розподілу на водозбірній території радіаційного балансу ( $R$ , МДж/м<sup>2</sup>) використовується ЦМР із використанням даних *SRTM-90*.

3. *Дослідження стану басейнових ландшафтних територіальних структур* у водозборі проводиться із застосуванням авторської методики великомасштабної оцінки неоднорідності мозаїчного агроландшафту та морфометричних характеристик рельєфу територій басейнів річок на основі ГІС і ДЗЗ-технологій. Дешифрування даних дистанційного зондування Землі та використання серії коректно каліброваних супутникових знімків *MODIS* (геометричне розрізнення  $\sim 230 \times 230$  м) забезпечують можливість визначення співвідношення просторового розподілу стабілізуючих (природні) та дестабілізуючих (агрогенні) угідь на великих територіях басейнів річок. Джерело актуальних даних космічних знімків із різних супутникових апаратів розміщені на офіційному сайті геологічної служби США (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). За нашими дослідженнями встановлено, що просторову інтерпретацію диференціації дестабілізуючих угідь (розораність території) найбільш ефективно здійснювати на основі серії космічних знімків *MODIS* за квітень і серпень. Дешифрування знімків здійснюється на основі значень безрозмірного показнику *NDVI* (нормалізованого диференціального вегетаційного індексу) в межах 0,3–0,4.

Розподіл стабілізуючих угідь у значній мірі визначається просторовою диференціацією лісових масивів і лісосмуг. Враховуючи, що значення



*NDVI* добре корелює з надземною фітомасою рослинності, дешифрування та визначення площ лісових масивів за даними *MODIS* слід визначати в пік їх вегетаційної активності (червень місяць) за максимальними значеннями *NDVI* – більше 0,8. Додаткове уточнення просторового розподілу хвойних лісів здійснюється за космічними знімками зимового періоду зі значеннями *NDVI* більше 0,6. Оперативне великомасштабне дослідження території водозбірного басейну річки за даними *MODIS* проводиться для приблизних оцінок розподілу стабілізуючих і дестабілізуючих угідь. Для детальної оцінки на локальному територіальному рівні слід додатково використовувати космічні знімки супутникового апарату *Landsat* із просторовим дозволом до 15 м.

Важливим показником ерозії є ерозійний потенціал рельєфу, який визначається довжиною та крутизною схилу, експозицією схилу. Тому додатковими підсилюючими критеріями деструкції стану басейнових ландшафтних територіальних структур є їх морфометричні характеристики, інтерпретація яких забезпечує отримання додаткових растрових моделей розподілу схилів більше 1°, в т. ч. розораних схилів і схилів південної експозиції, які визначаються на основі *ЦМР* із використанням модуля *Surface of Spatial Analyst Tools* і *Overlay analysis*. Наступним кроком із застосуванням модуля *Zonal Statistics of Spatial Analyst Tools* програми *ArcGIS* визначається частка (у %) стабілізуючих і дестабілізуючих угідь, частка земель на схилах більше 1°, в т. ч. розораних схилів і схилів південної експозиції в межах структурних територіальних одиниць (басейнів або суббасейнів) водозбору.

Частка еродованої ріллі розраховується зі застосуванням регресійного рівняння [20] залежності еродованої ріллі від площі орних земель на схилах крутизною більше 1°, яке має наступний вигляд:

$$E_p = 1,726x_1 + 4,567, r^2 = 0,80, \quad (7)$$

де  $E_p$  – еродована рілля, %;  $x_1$  – площа орних земель на схилах більше 1°, %

Для моделювання потенційних ґрунтових ерозійних втрат під дією опадів обґрунтовано використання модифікованої моделі *RUSLE* – Revised Universal Soil Loss Equation (K. G. Renard et al., 1997) [21, 22]:

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P, \quad (8)$$

де  $A$  – середня багаторічна величина змиву від стоку дощових вод, т/га на 1 рік;  $R$  – середньобогаторічний ерозійний потенціал опадів (*ЕПО*), умовні одиниці;  $K$  – змивання (еродованість) ґрунту, т/га на одиницю *ЕПО*;

$LS$  – фактор рельєфу;  $C$  – ерозійний індекс культури або сівозміни загалом;  $P$  – коефіцієнт ґрунтозахисної ефективності протиерозійних заходів.

Вхідні дані, необхідні для досягнення розрахунку факторів і визначення ґрунтових втрат на території басейну річки, представлені на рис. 4.



Рис. 4. Блок-схема алгоритму використання моделі *RUSLE*

Геомоделювання водно-ерозійної деструкції ґрунтів на території річкового басейну здійснюється на основі растрових моделей складових моделі *RUSLE*.

4. *Екологічна оцінка якості поверхневих вод.* Розроблена авторська методика ретроспективного аналізу та довгострокового прогнозу зміни гідрологічного режиму річок на основі багатомірної статистики, Вейвлет-аналізу та адаптивних методів. Для виявлення типу функції кривої щільності розподілу значення гідрологічного режиму використовують її види: normal, beta, exponential, extreme, gamma, geometric, laplace, logistic, lognormal, poisson, rayleigh, weibull. Це забезпечує можливість визначити, якому статистичному закону підпорядковуються щорічні зміни гідрологічних умов водних об'єктів. Визначення типу функції кривої щільності розподілу забезпечує можливість привести нестационарний процес до стаціонарного для подальшого детального ретроспективного дослідження зміни гідрологічного режиму:

$$Q_t = T_t + S_t + C_t + \varepsilon_t, \quad (9)$$

де  $Q_t$  – вхідні дані динаміки стоку;  $T_t$  – відгук трендової складової;  $S_t$  – відгук сезонної складової;  $C_t$  – відгук середньорічної циклічної складової;

$\varepsilon_{t-n}$  – відгук імовірнісної стохастичної або нерегульованої компоненти зміни гідрологічного режиму.

Аномальні прояви змін гідрологічних умов визначають за величиною щорічних середньоквадратичних відхилень від значення середньо-багаторічної норми:  $Q \geq \pm\sigma$  – сильні аномалії та  $Q \geq \pm 2\sigma$  – дуже сильні аномалії.

Гідрологічний режим – це складний динамічний процес, визначений суперпозицією високочастотних (*ВЧ*) і низькочастотних (*НЧ*) гармонік різної періодичності з локальними й глобальними часовими особливостями, залежними від геологічних, кліматичних і антропогенних умов. Подібні складні процеси доцільно досліджувати за допомогою системного використання методологічних підходів Вейвлет-аналізу [23, 24] для розкладання вихідного ряду на *ВЧ* (апроксимуючі) і *НЧ* (деталізуючі) сигнали, а також спектрального Фур'є-аналізу з метою визначення основних циклічних складових у зміні гідрологічних умов шляхом виділення синусоїдальних компонент на різних частотах. Вейвлет-аналіз забезпечує можливість розкладання сигналів функції з графіком типу маленької хвилі (вейвлети), що дозволяють сконцентрувати увагу на тих чи інших локально-часових особливостях досліджуваних процесів, які не можуть бути виявлені за допомогою традиційних перетворень Фур'є та Лапласа. Це дає більш гнучку техніку обробки сигналів, тому що маленькі хвилі дозволяють визначити добре локалізовані зміни сигналу й зберегти його основну енергію. Вейвлет-перетворення визначають часові функції основних коливань, локалізованих за часом і частотою. Одна з основних переваг вейвлет-перетворень – аналіз, оброблення сигналів і функцій, нестационарних у часі або неоднорідних у просторі, коли результати аналізу повинні містити не тільки частотну характеристику сигналу (розподіл енергії сигналу за частотними складовими), а й відомості в локальних координатах, на яких проявляються важливі групи частотних складових сигналу або відбуваються їх швидкі зміни.

Відносно базисного вейвлета інтегральне вейвлет-перетворення часового ряду  $f(t)$ , заданого в інтервалі  $-\infty \leq t \leq +\infty$ , визначається як:

$$(W_{\varphi}f)(b, a) = |a|^{-\frac{1}{2}} \int_{-\infty}^{\infty} f(t) \overline{\varphi\left(\frac{t-b}{a}\right)} dt, \text{ де } a, b \in R; \quad a \neq 0 \quad (10)$$

де  $\varphi(t)$  – функція вейвлет-перетворення;  $a$  – часовий масштаб,  $b$  – часове зміщення.

За допомогою безперервного перетворення сигнал  $\phi(t)$  із двовимірної площини переводиться в тривимірний простір із координатами: час ( $b$ ), масштаб ( $a$ ) і амплітуда ( $c$ ). При цьому сигнал розкладається на гармоніки з частотами, що відповідають певним масштабам ( $a$ ).

Безперервне вейвлет-розкладання дозволяє з високою точністю вивчити *ВЧ*-циклічну складову, видалити деякі статистичні флуктуації та підвищити роль динамічних характеристик сигналу для визначення важливих *НЧ*-циклів у динамічних процесах і достовірно визначити основні (значущі) періоди змін у гідрологічному режимі річки.

Для прогнозування змін гідрологічних умов використовуються адаптивний метод аналізу часових рядів Хольта-Уінтерса (трьохпараметричного експоненціального згладжування) [25], який враховує особливості ретроспективних змін у формуванні гідрологічного режиму, його часових циклічних змін і трендову складову:

$$\begin{cases} L_t = \frac{\alpha Y_t}{C_{t-s}} + (1 - \alpha)(L_{t-1} + T_{t-1}) \\ T_t = \beta(L_t - L_{t-1}) + (1 - \beta)T_{t-1} \\ C_t = \gamma \frac{Y_t}{L_t} + (1 - \gamma)S_{t-c} \\ \square \\ Y_{t+p} = (L_t + pT_t)C_{t-c+p} \end{cases}, \quad (11)$$

де  $L_t$  – вплив вхідних даних передісторії часового формування гідрологічного режиму на прогнозний період  $t+n$ ;  $T_t$  – відгук трендової складової;  $C_t$  – відгук циклічної складової на прогнозний період  $t+n$ .

Метод Хольта-Уінтерса є одним із найбільш надійних і широко використовуваних у практиці прогнозування, який забезпечує високий ступінь достовірності отриманих результатів.

Розрахунок редукції стоку наносів здійснюється за допомогою «коефіцієнту надходження наносів» ( $K_n$ ) [26]:

$$K_n = 0,25F^{0,2}, \quad (12)$$

де,  $F$  – растр площі басейну або суббасейну, га.

Розрахунок дифузного забруднення зваженими речовинами (*ДЗЗР*, тис. тонн) водних об'єктів у результаті водно-ерозійного процесу здійснюється за допомогою Raster Calculator of ArcGIS за формулою [26, 27]:

$$ДЗЗР = \frac{F \cdot P \cdot A \cdot K}{100}, \quad (13)$$

де  $F$  – растр площі водозбірного басейну або суббасейну, га;  $P$  – растр розораності басейну або суббасейну, %;  $A$  – растр виносу з ріллі зважених речовин зі схиловим стоком, т/га;  $K$  – растр коефіцієнта досягнення зважених речовин до річкової мережі (від 0,10 до 0,20).

Для просторової оцінки потенціалу ґрунтово-ерозійної концентрації фосфору в руслових потоках біля підніжжя схилу використовується показник умовної концентрації валового фосфору ( $УК_{\phi}$ ,  $мг/дм^3$ ), значення якого розраховується за формулою [27, 28]:

$$УК_{\phi} = \frac{10 \cdot A \cdot S \cdot P}{H}, \quad (14)$$

де  $A$  – растр інтенсивності змиву на ріллі, т/га;  $S$  – растр частки ріллі на водозборі, %;  $P$  – растр вмісту валового фосфору в орному шарі, %;  $H$  – растр середньобагаторічного шару поверхневого стоку води, мм.

Для визначення чинників ґрунтово-ерозійних процесів і забруднення поверхневих вод використовуються растри попереднього великомасштабного дослідження частки ріллі (розораність) на водозбірній території та проводиться додаткова векторизація серії карт для отримання растрів просторової диференціації вмісту валового фосфору в орному шарі ґрунту. Середньобагаторічний шар поверхневого стоку води (мм) із водозбірної території визначається як сума обсягів дощових, снігових і поливомийних вод відповідно.

Просторово-часові зміни трофічного стану водосховищ визначається за індексом трофічного стану ( $ИТС$ ), розробленим Флоридським департаментом захисту довкілля, його використовують для класифікації всіх типів водної поверхні, включаючи річки й стічні водотоки. Шкала цього індексу є числовою (табл. 2), й кожна основна область трофічного ділення представляє собою подвоєння концентрації поверхневої біомаси фітопланктону, яка робить класифікацію трофічного стану більш прийнятною. Кількісний опис стану водойми надзвичайно важливий при виборі стратегії охорони його екосистеми. Більшість озерних екосистем ділять континуум трофічного стану водойм на п'ять класів: ультраоліготрофне, оліготрофне, мезотрофне, евтрофне та гіперевтрофне [29, 30].

Значення  $ИТС$  розраховується за трьома показниками: фізичними (прозорість води, яка визначається за індексом Секі –  $ПДС$ ), гідрохімічними (концентрації вмісту у воді загального фосфору –  $P$ ), біологічними та біохімічними (хлорофіл- $a$  –  $Хла$ , біомаса фітопланктону –  $B_{\phi}$ ).

Значення вмісту загального фосфору дає можливість визначити та оцінити характер впливу різних антропогенних джерел на біогенне забруднення й процес евтрофікації в усіх типах водних об'єктів. Це дає можливість спрогнозувати потенціальну біомасу первинної продукції у водоймах у результаті антропогенної евтрофікації зі застосуванням  $ДЗЗ$ . В основі дешифрування космічних знімків є дослідження світлопоглинаючих і світлорозсіюючих властивостей природних вод, саме ступінь прозорості води забезпечує

можливість визначити трофічний стан водойм та водотоків. Антропогенна евтрофікація водойм та водотоків проявляється в просторовій неоднорідності розвитку планктонних водоростей, що призводить до значного зниження прозорості води, яка в основному обумовлена вмістом у ній різних пофарбованих розчинених і зважених речовин. Варіація концентрації хлорофілу-*a* змінює відбивну здатність води – зі збільшенням його концентрації зменшується відбивна можливість води в синіх і збільшує в зелених довжинах хвиль.

Таблиця 2. Шкала індексу трофічного стану (ІТС) і зв'язок із нею індикаторів трофічного стану водних об'єктів

Тип трофічного статусу	ІТС	Прозорість води за диском Сєкі (ПДС), м	Фосфор (P), мкг/дм <sup>3</sup>	Хлорофіл «а» (Хла), мкг/дм <sup>3</sup>
Ультраоліготрофний, дуже чиста	0	64	0,75	0,04
	10	32	1,5	0,12
Оліготрофний, чиста	20	16	3	0,34
	30	8	6	0,94
Мезотрофний, слабо забруднена	40	4	12	2,6
	50	2	24	6,4
Евтрофний, помірно забруднена	60	1	48	20
	70	0,5	96	56
Гіперевтрофний, брудна	80	0,25	192	154
	90	0,12	384	427
	100	0,062	786	1183
Розрахунок ІТС на основі окремих показників		Розрахунок показників трофічного стану водних об'єктів на основі ІТС		
$ІТС = 60 - 14,41Ln(ПДС)$		$ПДС = 64,31exp(-0,0695ІТС)$		
$ІТС = 4,15 + 14,42Ln(P)$		$P = 0,748exp(0,0694ІТС)$		
$ІТС = 30,6 + 9,81Ln(Хла)$		$Хла = 0,042exp(0,1025ІТС)$		

На основі дешифрування серії космічних знімків супутників *Landsat* із просторовим дозволом 15–30 метрів [30] можливо визначити просторово-часові тенденції змін фізичних (прозорість води), гідрохімічних (концентрації фосфору), біологічних (хлорофіл-*a*) властивостей водних об'єктів і їх трофічний стан за формулою Ф. Т.Шумакова (2011) [31]:

$$ІТС = 82,02 - 31,88ТМ1 / ТМ2 + 1,13ТМ4; r = 0,85, r^2 = 0,73, \quad (15)$$

де  $ТМ1$  і  $ТМ2$ ,  $ТМ4$  – значення яскравості відбивного каналу.

Комплексна оцінка якості поверхневих вод здійснюється за різними методиками та діючими в Україні нормативами якості води поверхневих водних об'єктів (ГДК) для питних потреб, культурно-побутового та рекреаційного, рибогосподарського призначень за трьома критеріями: індексом забруднення води (ІЗВ), модифікованим індексом забруднення води (МІЗВ) і комбінаторним індексом забруднення (КІЗ) [32, 33].

5. *Оцінка рівня порушення екологічного стану басейну річки.* Типізація території басейну за ступенем агрогенної трансформації здійснюється у відповідності до авторської методики типізації територій водозбору та інтегральної оцінки їх стану за рівнем агрогенної трансформації та водно-ерозійної деструкції ландшафтних структур басейнів річок на основі ГІС-технологій дозволяє здійснювати просторову типізацію водозбірної території за станом агрогенної трансформації стану басейнових ландшафтних територіальних структур та інтенсивністю проявів водно-ерозійних процесів із застосуванням модуля кластерного аналізу Grouping analysis of Spatial Statistics Tools of ArcGIS [34]. Кластерний аналіз виконує процедуру класифікації, яка визначає природу кластеру в даних. Використовуючи вказану кількість груп, інструмент шукає рішення, в якому всі об'єкти в кожній групі найбільш схожі, а самі групи максимально відрізняються одна від одної. Ефективність групування (кластеризації) вимірюється за допомогою псевдо  $F$ -статистики Калінські-Харабаза (Kalinski-Kharabaza), яка також відображає подібність об'єктів в групі та відмінність між групами:

$$F = \frac{\left( \frac{R^2}{n_c - 1} \right)}{\left( \frac{1 - R^2}{n - n_c} \right)}, \text{ де } R^2 = \frac{SST - SSE}{SST}, \quad (16)$$

де  $SST$  – відображає різницю між групами;  $SSE$  – подібність усередині групи;

$$SST = \sum_{i=1}^{n_c} \sum_{j=1}^{n_i} \sum_{k=1}^{n_v} (V_{ij}^k - \bar{V}^k)^2 \quad (17)$$

$$SSE = \sum_{i=1}^{n_c} \sum_{j=1}^{n_i} \sum_{k=1}^{n_v} (V_{ij}^k - \bar{V}_i^k)^2 \quad (18)$$

де  $n$  – кількість просторових об'єктів;  $n_c$  – кількість просторових об'єктів у групі  $i$ ;  $n_c$  – кількість класів (груп);  $n_v$  – кількість змінних, які використовуються для групування об'єктів;  $V_{ij}^k$  – значення  $k$ -ї змінної для  $j$ -го просторового об'єкту в  $i$ -й групі;  $\bar{V}^k$  – середнє значення  $k$ -ї змінної;  $\bar{V}_i^k$  – середнє значення  $k$ -ї змінної в групі  $i$ .

Групування басейнів або суббасейнів водозбірної території здійснюється автоматично за шістьма показниками: стабілізуючі – лісистість; дестабілізуючі – розораність, частка територій зі схилами більше 1°, зі схилами південної експозиції, розораних схилів, наявність еродованої ріллі. Ступінь агрогенної трансформації стану ландшафтних територіальних структур водозбірної території річки здійснюється за трьома групами:

I група – басейни або суббасейни з непорушеними та слабо порушеними ландшафтними територіальними структурами (ЛТС); II група – басейни або суббасейни з високим ступенем агрогенної трансформації ЛТС; III – басейни або суббасейни з високим ступенем агрогенної трансформації ЛТС і ґрунтово-ерозійною небезпекою.

Для інтегральної оцінки стану територій водозбору річки за рівнем агрогенної трансформації та водно-ерозійної деструкції ландшафтних структур у межах різнопорядкових суббасейнів використовується метод просторової інтерполяції ймовірнісного кригінгу програми *ArcGIS* [35].

Ймовірнісний кригінг використовує змінні індикатори (від 0 до 1) і вихідні безперервні значення даних для розрахунку ймовірності їх відхилення від заданого значення середньої координати, якій надається значення близько 0,5. Значення 0,5 устанавлюється рівним гранично допустимій наявності частки площ дестабілізуючих чинників: загальна розораність (*ЗР*) – менше 30%, частка еродованої ріллі (*Е*) – менше 20%, частка розораних схилів (*РС*) – менше 10%, частка схилів південної експозиції (*СПЕ*) – менше 25%. У результаті геомоделювання створюють інтерполяційні растри вхідних значень у єдиних межах від 0 до 1, де значення «0» відповідає низькому або мінімальному ступеню порушення басейнових ЛТС, значення «1» надано відповідно суббасейнам із максимальним або високим ступенем порушення ЛТС. Із використанням алгебри карт розраховується середньоарифметичне значення суми растрів розподілу дестабілізуючих чинників і створюється інтегральна модель (*ІРМ*) водозбірної території річки за рівнем агрогенної трансформації та водно-ерозійної деструкції басейнових ЛТС:

$$IPM = \frac{ЗР + Е + РС + СПЕ}{4} \quad (19)$$

Ступінь трансформації визначається за вимірювальною шкалою від 0 до 1, яка складається з 6-ти кількісно-якісних ділень: відсутня або слабка (0–0,1), помірна (0,1–0,3), середня (0,3–0,5), сильна (0,5–0,7), дуже сильна (0,7–0,8), катастрофічна (0,8–1,0).

Еколого-демографічну ситуацію на території басейну оцінюють на основі статистичних щорічних даних Міністерства охорони здоров'я України та ДУ «Український інститут стратегічних досліджень МОЗ України» за показниками вперше зареєстрованих захворювань, у т. ч. злоякісні новоутворення, системи кровообігу, органів дихання, шкіри та підшкірної клітковини, сечостатевої системи, вроджені аномалії.

6. *Механізм організації природокористування на території транскордонного басейну річки здійснюється відповідно з авторською ієрар-*



хічною моделлю 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 [35], яка повинна включати наступні етапи: 1 – землевпорядкування ріллі на основі позиційно-динамічних і басейнових принципів; 2 – проектування лісних насаджень; 3 – проектування водоохоронних зон; 4 – раціоналізація використання кормових угідь; 5 – проектування рекреаційних зон; 6 – виявлення нових природних резерватів.

Розроблення та впровадження відповідних ґрунто- та водоохоронних заходів із облаштування водозбірної території мають бути переведені в науково-правову площину організації природокористування із забезпеченням відповідних землевпорядних дій, що представлені в табл. 3.

При територіальному плануванні водозбірних басейнів необхідно знайти компроміс між досягненням екологічної стійкості агроландшафтів і економічно вигідною інтенсивністю сільськогосподарського виробництва з отриманням стабільних урожаїв. Для цього варто визначити найбільш пріоритетні способи екологізації ріллі, серед яких її скорочення є крайнім заходом.

**Таблиця 3. Критерії та заходи землевпорядних робіт при басейновій організації природокористування**

Заходи 1	Критерії 2
<i>Організація території ріллі</i>	
Інтенсивне використання, прямолінійна організація території	Ухил до 3°, незмиті ґрунти
Зернотрав'яна сівозмінна, контурна організація території	Ухил 3-5°, переважно слабозмиті ґрунти, відстань від плакорів не більше 200-300 м
Зернотрав'яна сівозмінна, 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
Ґрунтозахисні сівозміни, контурна організація	Ухил 5-7°, переважно середньозмиті 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
<i>Проектування лісових насаджень і виділення земель для природного самовідновлення</i>	
Суцільне залісення екологічно-придатними породами дерев	Ухил більше 16° і площі, пориті струменистими розмивами, вимоїнами і ярами. Ділянки незадернованих і розбитих пісків. Відкоси ярів. Верхів'я балок.

Продовження таблиці 3

1	2
Ґрунтозахисні лісосмуги шириною 9-15 м	Вздовж межі польової і зерноотрав'яної сівозмін. Відстань від вододілу 500-600 м
Стокореґулюючі лісосмуги шириною 12,5-20 м. Конструкція ажурна з введенням 25% низькорослих чагарників	Контурно вздовж межі зерноотрав'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.)

До таких способів у порядку пріоритету використання можна віднести:

1. Зміна частки стабілізуючих сівозмін на ріллі за рахунок збільшення площ багаторічних трав. Це найоптимальніший спосіб підвищення екологічної стабільності ріллі без скорочення її площі [36].

У структурі польових сівозмін на схилах крутизною 0–3° необхідно вводити до 20% багаторічних трав. На схилах 3–5° впроваджують зерноотрав'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. Численні дослідження переконливо довели, що під захистом лісових смуг продуктивність ріллі підвищується на 15–30%. Середня врожайність зернових культур під захистом лісонасаджень вище 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, а передчасне їх

повернення в сільськогосподарське використання посилить їх ерозійну деструкцію.

4. Трансформація сильно деградованих ділянок ріллі в інші види угідь. При цьому слід враховувати фізико-географічні умови території: для зони Лісостепу – переважно вибіркоче заліснення, 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 планується здійснити 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 листяних насаджень до розростання від початкових лісових масивів. При проектуванні місць заліснення використовують 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 слід приділяти 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, пропонується організувати ремізи – ділянки з частково штучно загущеною рослинністю, із забороною випасу худоби та сінокосіння, ці ділянки служать укриттям для диких тварин. Під самозарастання відводяться 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. У деяких випадках такі балки «обрамляють» проектними додатковими лісосмугами для підсилення розростання деревно-чагарникової рослинності.

Розроблення та впровадження відповідних ґрунто- та водоохоронних заходів із облаштування водозбірної території оптимально проводити на рівні басейнів 5–4-го порядків і нижче на басейнових позиційно-

динамічних, адаптивно-ландшафтних і геосистемних принципах і здійснювати у відповідності до алгоритму оцінки стану водозбору та розроблення проекту басейнової організації природокористування зі застосуванням ГІС і ДЗЗ-технологій (рис. 5).

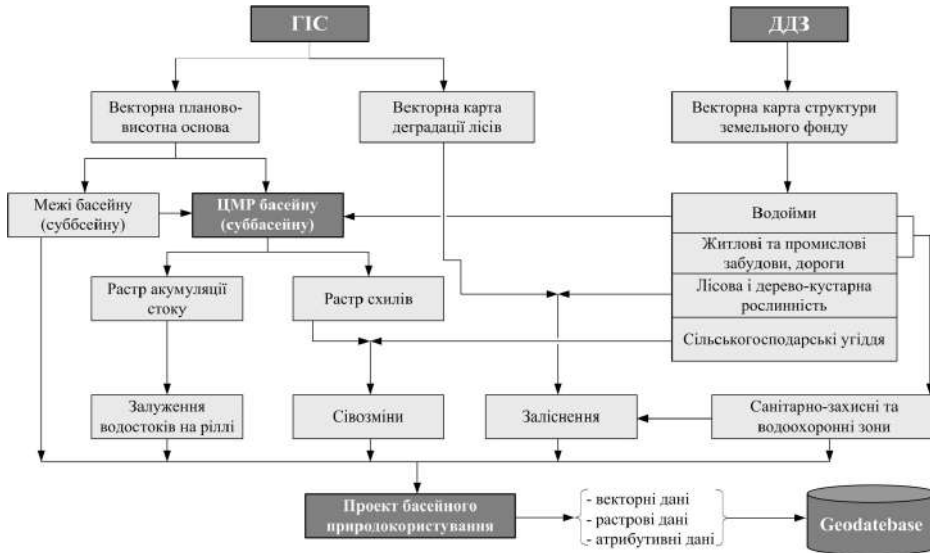


Рис. 5. Алгоритм оцінки стану водозбору та розроблення проекту басейнової організації природокористування із застосуванням ГІС і ДЗЗ-технологій

Вихідною інформацією для протиерозійного проектування ландшафтів слугують відомості про структуру земельного фонду території транскордонного басейну та його суббасейнів. Головним джерелом актуальних відомостей для здійснення геопланування є дані дистанційного зондування Землі зі супутникових апаратів *Landsat* із просторовим дозволом до 15 метрів.

У результаті здійснення всіх просторових операцій створюють геоінформаційні проекти протиерозійної оптимізації структури земельного фонду на основі ґрунто- та водоохоронного облаштування територій для кожного суббасейну. Першочергове облаштування здійснюють на територіях суббасейнів із високим ступенем агрогенної трансформації ландшафтів.

Екологічну ефективність оптимізації агроландшафтів басейну необхідно оцінювати за співвідношенням стабілізуючих і дестабілізуючих угідь, виражених через набір коефіцієнтів.

1. Коефіцієнт природної захищеності ( $K_{пз}$ ) [37] 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 знаходяться під охороною:

$$K_{пз} = \frac{\sum S_{ст}}{S} \quad (20)$$

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.

2. Стійкість агроландшафту ( $K_{CA}$ ) можна оцінити за співвідношенням площ, зайнятих середньоформуючими та дестабілізуючими угіддями за формулою [38]:

$$K_{CA} = \frac{\sum S_{ст}}{\sum S_{дест}} \quad (21)$$

де  $S_{ст}$  – площа стабілізуючих угідь;  $S_{дест}$  – площа дестабілізуючих угідь.

Сприятливий екологічній стійкості відповідає коефіцієнт  $K_{CA} \geq 0,71$ , відносно сприятливий –  $0,70-0,60$ , задовільний –  $0,59-0,56$ , 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 елемента ландшафту через систему коефіцієнтів [39]:

$$K_{EC} = \frac{\sum S_i \cdot k_i}{S} \cdot K_p \quad (22)$$

де  $S_i$  – площа угіддя  $i$ -го виду;  $k_i$  – коефіцієнт екологічної стабільності угіддя  $i$ -го виду (табл. 4);  $S$  – 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  $K_{EC} \leq 0,33$  – територія екологічно нестабільна,  $0,34-0,50$  – помірно стабільна,  $0,51-0,66$  – середня ступінь стабільності,  $K_{EC} \geq 0,67$  – територія екологічно стабільна.

Таблиця 4. 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

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 річкових басейнах.

**Висновок.** Методологія та методичні підходи оцінки екологічної ситуації у водозборах і еколого-раціональної експлуатації їх територій мають базуватися на визначенні парагенетичних причинно-наслідкових зв'язків складових території водозбору та розумінні басейну як цілісної позиційно-динамічної просторово-організованої системи ерозійного комплексу. Тому дослідження стану й забезпечення екологічної стійкості басейну річок за умов раціонального використання їх природних ресурсів має важливе значення. Розроблена методологія та авторські методики дозволяють ефективно та всебічно оцінити поточний стан басейну річки, прогнозувати розвиток ситуації та визначати напрямки оптимізації землекористування в межах єдиного водозбірного комплексу. Методологічна схема дослідження включає шість логічно-послідовних блоків: визначення внутрішньої геоморфологічної структури території водозбору; дослідження змін клімату та ґрунтово-кліматичного потенціалу; дослідження стану басейнових ландшафтних територіальних структур; екологічна оцінка якості поверхневих вод; оцінка рівня порушення екологічного стану басейну річки; механізм організації природокористування на території транскордонного басейну річки.

*Публікація містить результати досліджень, проведених за грантом Президента України за конкурсним проектом Ф 84.*

## **МЕТОДОЛОГИЯ ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННОЙ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ БАСЕЙНОВ РЕК И ОРГАНИЗАЦИИ РАЦИОНАЛЬНОГО ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ**

*Пичура В.И. – д.с.-х.н.*

*Потравка Л.А. – д.э.н.*

*ГВУЗ «Херсонский государственный аграрный университет»,  
pichuravitalii@gmail.com, potravkalarisa@gmail.com*

Водная Рамочная директива 2000/60/ЕС акцентирует внимание на необходимости интегрированного управления водными ресурсами, которое должно осуществляться на основе бассейновых принципов. На бассейновом уровне осуществляются взаимосвязи составляющих экосистем, генетического, исторического и функционального характера, выраженные непрерывным обменом веществ, энергии и информации. Бассейны рек необходимо рассматривать как целостные «эрозионные комплексы», определяющие парагенетических связи и оказывают влияние верхнего звена бассейна на состояние его нижнего звена. Территория водосборного бассейна является целостной функциональной системой, включает социально-значимые природные ресурсы (водные, земельные и лесные), которые являются ценными для пользователей, к числу которых относятся коммерческие, промышленные и правительственные организации. Поэтому исследования состояния и обеспечения экологической устойчивости бассейна рек имеют важное значение. Исчерпанность традиционных подходов к природопользованию в речных бассейнах, недостатки современной концептуальной, методической базы анализа и оценки структурно-функционального состояния водосборов обуславливают необходимость совершенствования теоретико-методологических основ бассейновой организации природопользования. Разработанная методология и предложенные авторские методики позволяют оценить текущее состояние бассейна реки, прогнозировать развитие ситуации и определять направления оптимизации землепользования в пределах единого водосборного комплекса. Методологическая схема исследования включает шесть логически-последовательных блоков: определение внутренней геоморфологической структуры территории водосбора; исследования изменения климата и почвенно-климатического потенциала; исследования состояния бассейновых ландшафтных территориальных структур; экологическая оценка качества поверхностных вод; оценка степени нарушения экологического состояния бассейна реки; механизм организации природопользования на территории бассейна реки. Применение методологии позволит оптимизировать структуру земельного фонда, уменьшить риски экологической деструкции земельных и водных ресурсов, обеспечить экологизацию сельского хозяйства и способствует улучшению экологической ситуации в речных бассейнах.

Ключевые слова: водосборная территория, бассейн реки, методология, методика, экосистема, рациональное природопользование, моделирование, прогнозирование, ГИС, ДЗЗ-технологии.

## METHODOLOGY OF SPATIO-TEMPORAL ASSESSMENT OF THE RIVER ECOSYSTEM STATE AND ORGANIZATION OF RATIONAL USING OF NATURE

*Pichura V.I. – Doctor of Agricultural Sciences,  
Potravka L.O. – Doctor of Economic Sciences  
Kherson State Agricultural University,  
pichuravitalii@gmail.com, potravkalarisa@gmail.com*

Water Framework Directive 2000/60/EU emphasizes the need of integrated water resources control, which should be implemented on basin principles. At the basin level, interconnections of ecosystems are made, of genetic, historical and functional nature, which expressed through continuous metabolism, energy and information. River basins should be considered as integral «erosion complexes» that determine paragenetic connections and influence of the upper link of the basin to the condition of its lower link. The territory of the catchment basin is a comprehensive functional system that concentrates the socially significant natural resources (water, land and forests) that determine the value and importance of the water catchment for users, including commercial, industrial and governmental organizations. Therefore, the study of the state and provision of ecological sustainability of the river basin is important. The exhaustiveness of traditional approaches to using of nature in river basins, the shortcomings of the modern conceptual, methodological base of analysis and assessment of the structural and functional state of watersheds necessitate the improvement of theoretical and methodological foundations of the basin organization of using of nature. Developed methodology and the proposed author's methods allow comprehensive evaluation of the current state of the river basin, to forecast the development of the situation and to determine the directions of land use optimization within a single water catchment complex. The methodological scheme of the study includes six logical-sequential blocks: determination of the internal geomorphological structure of the catchment area; research of climate change and soil-climate potential; study of the state of basin landscape territorial structures; ecological assessment of surface water quality; assessment of the level of disturbance of the ecological state of the river basin; mechanism of organization of nature using on the territory of the river basin. The application of the methodology will allow optimizing the structure of the land fund, reducing the risks of ecological degradation of land and water resources, ensuring the ecologisation of agriculture and improving the ecological situation in river basins.

Keywords: catchment area, river basin, methodology, methodic, ecosystem, rational use of nature, modeling, forecasting, GIS, RSE-technologies.

### ЛІТЕРАТУРА

1. 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.
2. Хортон Р.Е. Эрозионное развитие рек и водосборных бассейнов. Москва: Иностран. лит-ра, 1948. 158 с.



3. Strahler, A.N. Hypsometric (Area Altitude) Analysis of Erosional Topology. *Geological Society of America Bulletin*. 1952. P. 1117–1142.
4. Швебе Г. И. Концентрация природно-хозяйственных систем и вопросы рационального природопользования. *География и природные ресурсы*. 1987. № 2. С. 30–38.
5. Lisetskii F.N., Pavlyuk Ya.V., Kirilenko Zh.A., Pichura V.I. Basin organization of nature management for solving hydroecological problems. *Russian Meteorology and Hydrology*. 2014. Vol. 39, No. 8. P. 550–557.
6. Amakali M., Shixwameni L. River basin management in Namibia. *Physics and Chemistry of the Earth*. 2003. Vol. 28, Is. 20–27. P. 1055–1062.
7. Dinar A., Kemper K., Blomquist W., Kurukulasuriya P. Whitewater: Decentralization of river basin water resource management. *Journal of Policy Modeling*. 2007. Vol. 29, Is. 6. P. 851–867.
8. Molle B., Tomas S., Hendawi M., Granier J. Evaporation and wind drift losses during sprinkler irrigation influenced by droplet size distribution. *Irrigation and Drainage*. 2012. Vol. 61, Is. 3. P. 240–250.
9. Bozzola M., Swanson T. Policy implications of climate variability on agriculture: Water management in the Po river basin, Italy. *Environmental Science & Policy*. 2014. Vol. 43. P. 26–38.
10. Barbosa M.C., Mushtaq S., Alam K. Integrated water resources management: Are river basin committees in Brazil enabling effective stakeholder interaction? *Environmental Science & Policy*. 2017. Vol. 76. P. 1–11.
11. Пичура В.І. Структура гідрогеоморфологічної системи для створення геоснови екологічного каркаса басейну річки Дніпро. *Вісник Дніпропетровського державного агро-економічного університету*. 2016. № 2 (40). С. 19–25.
12. Корытный Л.М. Бассейновая концепция в природопользовании. Иркутск: Изд-во Института географии СО РАН, 2001. 163 с.
13. Кашавцева А.Ю., Шипулин В.Д. Моделирование речных бассейнов средствами ArcGIS 9.3. *Ученые записки Таврического национального университета В.И. Вернадского. Серия «География»*. 2011. Том 24 (63), № 3. С. 85–92.
14. Пичура В.И., Павлюк Я.В. Геоинформационное районирование орошаемых и неорошаемых агроландшафтов по основным типам бассейнов средствами ARCGIS на примере Херсонской области. Чисте місто. Чиста ріка. Чиста планета: збірник матеріалів форуму. Херсон: ХТПП, 2015. – С. 304–312.
15. Самнер Г. Математика для географов. Москва: Прогресс, 1981. 297 с.
16. Карманов И. И. Плодородие почв СРСР. Москва: Колос, 1980. 224 с.
17. Волобуев В.Р. Введение в энергетику почвообразования. Москва: Наука, 1974. 126 с.

18. Lisetskii F., Chepelev O. Quantitative substantiation of pedogenesis model key components. *Advances in Environmental Biology*. 2014. No 8(4). P. 996-1000.
19. Lisetskii F.N., Pichura V.I. Assessment and forecast of soil formation under irrigation in the steppe zone of Ukraine. *Russian Agricultural Sciences*. 2016. No 2. P. 154–158.
20. Олійник В.С., Белова Н.В. Еродованість земель в агроландшафтах Передкарпаття. *Геополітика и екогеодинаміка регіонів*. 2014. Т. 10, Вып. 2. С. 361–364.
21. Renard K.G., Foster G.R., Weesies G.A. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). *Agriculture Handbook*. 1997. No. 703. P. 126–131.
22. Dudiak N.V., Pichura V.I., Potravka L.A., Strachuk N.V. Geomodelling of Destruction of Soils of Ukrainian Steppe Due to Water Erosion. *Journal of Ecological Engineering*. 2019. Vol. 20, Iss. 8. P. 192–198.
23. Mayer Y. Wavelets, generalized white noise and fractional: the synthesis of fractional Brownian motion. *The Journal of Fourier Analysis and Applications*. 1995. No 5(5). P. 465–494.
24. Ouyang Y., Parajuli P.B., Leininger T.D., Feng G. Identify temporal trend of air temperature and its impact on forest stream flow in Lower Mississippi River Alluvial Valley using wavelet analysis. *Journal of Environmental Management*. 2017. Vol. 198, Part 2. P. 21–31.
25. Андерсон Т. Статистический анализ временных рядов. Москва: Наука, 1976. 343 с.
26. Дедков А. П., Мозжерин В.И. Эрозия и сток наносов на Земле. Казань: Изд-во Казанского ун-та, 1984. 264 с.
27. Пічуря В.І. Геомодельовання зональної небезпеки забруднення біогенними речовинами поверхневих вод у транскордонному басейні Дніпра. *Біоресурси і природокористування*. 2017. Том 9, № 1–2. С.24–36.
28. Литвин Л. Ф., Кирюхина З.П. Почвенно-эрозионная миграция биогенов и загрязнение поверхностных вод. *Эрозия почв и русловые процессы*. 2004. Вып. 14. С. 45–63.
29. Хендерсон-Селлерс Б. Инженерная лимнология / [пер.с англ. под ред. К.Я. Кондратьева]. Ленинград: Гидрометеоиздат, 1987. 335с.
30. Pichura V.I., Malchykova D.S., Ukrainskij P.A., Shakhman I.A., Bystriantseva A.N. Anthropogenic Transformation of Hydrological Regime of The Dnieper River. *Indian Journal of Ecology*. 2018. Vol. 45 (3). P. 445–453.
31. Шумаков Ф.Т. Разработка методов космического мониторинга трофического состояния водоемов. *Ученые записки Таврического национального университета имени В.И. Вернадского. Серия: География*. 2011. № 3, Том 24(63). С. 162–172.

32. Юрасов С. Н., Кур'янова С. О., Юрасов Н. С. Комплексна оцінка якості вод за різними методиками та шляхи її вдосконалення. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2009. № 5. С. 42–53.
33. Пічура В.І., Шахман І.О., Бистрянцева А.М. Просторово-часова закономірність формування якості води в річці Дніпро. *Біоресурси і природокористування*. 2018. Том 10, № 1-2. С. 44–57.
34. Aspinall R., Pearson D. Integrated geographical assessment of environmental condition in water catchments: Linking landscape ecology, environmental modeling and GIS. *Journal of Environmental Management*. 2000. Vol. 59(4). P. 299–319.
35. Pichura V.I., Domaratsky Y.A., Yaremko Yu.I., Volochnyuk Y.G., Rybak V.V. Strategic Ecological Assessment of the State of the Transboundary Catchment Basin of the Dnieper River Under Extensive Agricultural Load. *Indian Journal of Ecology*. 2017. Vol. 44 (3). P. 442–450.
36. 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.
37. Кочуров Б.И., Иванов Ю.Г. Оценка эколого-хозяйственного состояния территории административного района. *География и природные ресурсы*. 1987. № 87. С. 49–53.
38. Лопырев М.И., Макаренко С.А. Агроландшафты и земледелие. Воронеж: ВГАУ, 2001. 168 с.
39. Рыбарски И., Гайссе Э. Влияние состава угодий на экологическую стабильность территории. Землеустроительные работы в специфических условиях. Татранска Ломница, 1981. С. 19–26.

#### REFERENCES

1. 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.
2. Horton R.E. (1948). *Eroзионное развитие рек и водосборных бассейнов* [Erosive development of rivers and watersheds]. Moscow: Foreign Literature. [in Russian].
3. Strahler, A.N. (1952) Hypsometric (Area Altitude) Analysis of Erosional Topology. *Geological Society of America Bulletin*, 1117–1142.
4. Shvebs G.I. (1987) *Kontsentratsiya prirodno-khozyaystvennykh sistem i voprosy ratsional'nogo prirodo-pol'zovaniya* [Concentration of natural-economic systems and issues of rational nature management]. *Geography and natural resources*, no. 2, 30–38. [in Russian].

5. 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.
6. Amakali M., Shixwameni L. (2003). River basin management in Namibia. *Physics and Chemistry of the Earth*, Vol. 28, Is. 20–27, 1055–1062.
7. 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.
8. Molle B., Tomas S., Hendawi M., Granier J. (2012). Evaporation and wind drift losses during sprinkler irrigation influenced by droplet size distribution. *Irrigation and Drainage*, Vol. 61, Is. 3, 240–250.
9. 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.
10. 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.
11. Pichura V.I. (2016). *Struktura gidrogeomorfologichnoi' systemy dlja stvorennja geoosnovy ekologichnogo karkasa basejnu richky Dnipro* [Structure of the hydrogeomorphological system for the creation of geobases of the ecological framework of the Dnieper River basin]. *Bulletin of Dnipropetrovsk State Agro-Economic University*, no. 2 (40), 19–25. [in Ukrainian].
12. Korytny L.M. (2001). *Basseynovaya kontsepsiya v prirodopol'zovanii* [Basin concept in nature management]. Irkutsk: Publishing House of the Institute of Geography SB RAS. [in Russian].
13. Kashchavtseva A.Yu., Shipulin V.D. (2011). *Modelirovanie rechnykh basseynov sredstvami ArcGIS 9.3* [Modeling river basins using ArcGIS 9.3]. *Scientific notes of Taurida National University V.I. Vernadsky. Series "Geography"*, Vol. 24 (63), no. 3, 85–92. [in Russian].
14. Pichura V.I., Pavlyuk Y.V. (2015). *Geoinformatsionnoe rayonirovanie oroshaemykh i neoroshaemykh agrolandshafov po osnovnym tipam basseynov sredstvami ARCGIS na primere Khersonskoy oblasti* [Geoinformational zoning of irrigated and non-irrigated agrolandscapes according to the main types of basins using ARCGIS using the example of the Kherson region]. *Clean Misto. Clean Rika. Clean planet: Collection of forum materials*. Kherson: KhTPP, 304–312. [in Russian].
15. Sumner G. (1981). *Matematika dlya geografov* [Mathematics for Geographers]. Moscow: Progress. [in Russian].
16. Karmanov I.I. (1980). *Plodorodie pochv SRSR* [Soil fertility of the USSR]. Moscow: Kolos. [in Russian].
17. Volobuev V.R. (1974). *Vvedenie v energetiku pochvoobrazovaniya* [Introduction to the energy of soil formation]. Moscow: Nauka. [in Russian].

18. Lisetskii F., Chepelev O. (2014). Quantitative substantiation of pedogenesis model key components. *Advances in Environmental Biology*, no. 8(4), 996–1000.
19. Lisetskii F.N., Pichura V.I. (2016). Assessment and forecast of soil formation under irrigation in the steppe zone of Ukraine. *Russian Agricultural Sciences*, no 2, 154–158.
20. Olyinik V.S., Bulova N.V. (2014). *Erodovanist' zemel' v agrolandshaftah Peredkarpattja* [Land erosion in the agrolandscapes of Peredkarpattya]. *Geopolitics and ecogeodynamics of regions*, Vol. 10, no. 2, 361–364. [in Ukrainian].
21. Renard K.G., Foster G.R., Weesies G.A. (1997). Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). *Agriculture Handbook*, no. 703, 126–131.
22. Dudiak N.V., Pichura V.I., Potravka L.A., Strachuk N.V. (2019). Geomodelling of Destruction of Soils of Ukrainian Steppe Due to Water Erosion. *Journal of Ecological Engineering*, Vol. 20, Iss. 8, 192–198.
23. Mayer Y. (1995). Wavelets, generalized white noise and fractional: the synthesis of fractional Brownian motion. *The Journal of Fourier Analysis and Applications*, no. 5(5), 465–494.
24. Ouyang Y., Parajuli P.B., Leininger T.D., Feng G. (2017). Identify temporal trend of air temperature and its impact on forest stream flow in Lower Mississippi River Alluvial Valley using wavelet analysis. *Journal of Environmental Management*, Vol. 198, Part 2, 21–31.
25. Anderson T. (1976). *Statisticheskii analiz vremennykh ryadov* [Statistical Time Series Analysis]. Moscow: Nauka. [in Russian].
26. Dedkov A.P., Mozherin V.I. (1984). *Eroziya i stok nanosov na Zemle* [Erosion and sediment runoff on Earth]. Kazan: Publishing house of Kazan University. [in Russian].
27. Pichura V.I. (2017). *Geomodeljuvannja zonal'noi' nebezpeky zabrudnennja biogennykh rehovynamy poverhnevnykh vod u transkordonnomu basejni Dnipra* [Geomodeling of zonal hazard of surface water contamination with biogenic substances in the transboundary basin of the Dnieper]. *Bioresources and environmental management*, Vol. 9, no. 1-2, 24–36. [in Ukrainian].
28. Litvin L.F., Kiryukhina Z.P. (2004). *Pochvenno-erozionnaya migratsiya biogenov i zagryaznenie poverkhnostnykh vod* [Soil-erosion migration of nutrients and surface water pollution]. *Soil erosion and channel processes*, vol. 14, 45–63. [in Russian].
29. Henderson-Sellers B. (1987). *Ynzhenernaja limnologija* [Engineering Limnology]. K.Ya. Kondratiev (Ed.). Leningrad: Gidrometeoizdat. [in Ukrainian].
30. 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.

31. Shumakov F. T. (2011). *Razrabotka metodov kosmicheskogo monitoringa troficheskogo sostoyaniya vodoemov* [Development of methods for space monitoring of the trophic state of water bodies]. *Scientific notes of the Taurida National University named after V.I. Vernadsky. Series: Geography*, no 3, vol. 24 (63), 162–172. [in Russian].
32. Yurasov S.N., Kuryanova S.O., Yurasov N.S. (2009). *Kompleksna ocinka jakosti vod za riznymi metodykamy ta shljahy i'i' vdoskonalennja* [Complex assessment of water quality by different methods and ways of its improvement]. *Ukrainian Hydrometeorological Journal*, no. 5, 42–53. [in Ukrainian].
33. Pichura V.I., Shakhman I.O., Bystryantseva A.M. (2018). *Prostorovo-chasova zakonomirnist' formuvannja jakosti vody v richci Dnipro* [Spatio-temporal pattern of formation of water quality in the Dnieper River]. *Bioresources and environmental management*, vol 10, no. 1-2, 44–57. [in Ukrainian].
34. Aspinall R., Pearson D. (2000). Integrated geographical assessment of environmental condition in water catchments: Linking landscape ecology, environmental modeling and GIS. *Journal of Environmental Management*, vol. 59(4), 299–319.
35. 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.
36. 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].
37. 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].)
38. Lopyrev M.I., Makarenko S.A. (2001). *Agrolandshafy i zemledelie* [Agrolandscapes and agriculture]. Voronezh: VGU. [in Russian].
39. 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].

УДК 57.04

DOI <https://doi.org/10.32851/wba.2019.2.12>

## ЗАСТОСУВАННЯ МЕТОДИКИ ОЦІНКИ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ РИБОГОСПОДАРСЬКОГО ПРИЗНАЧЕННЯ ЗА КОМПЛЕКСНИМ ПОКАЗНИКОМ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ

*Шахман І.О.* – к. геогр. н., доцент

*ДВНЗ «Херсонський державний аграрний університет», shakhman.i.a@gmail.com*

Представлено досвід застосування методики оцінки водних об'єктів рибогосподарського призначення за комплексним показником екологічного стану на прикладі пониззя річки Інгулець в межах Херсонської області. Виконана оцінка екологічного стану вод пониззя річки Інгулець за методикою розрахунку комплексних показників екологічного стану відповідно до рибогосподарських нормативів за період спостережень 2013–2016 років. Проведений аналіз здатності водної екосистеми пониззя річки Інгулець до саморегуляції та самовідновлення (екологічна надійність) в часі та просторі (за довжиною річки). Встановлено, що за період дослідження екологічний стан пониззя річки Інгулець в часі та просторі (за довжиною річки) оцінюється як нестійкий. Незначне покращення стану якості води здійснюється за рахунок щорічної промивки русла річки Інгулець дніпровською водою, але негативно впливає на нерестовища риб, і в окремі періоди концентрації забруднюючих речовин все одно перевищують чинні нормативи. Низька здатність до самоочищення поверхневих вод пониззя річки Інгулець, басейн якої є техногенно навантаженою територією, свідчить про те, що антропогенне навантаження на водний об'єкт досягло критичного рівня, і дозволяє з належною вірогідністю стверджувати про неможливість використання пониззя річки Інгулець для рибного господарства. Динаміка кількісних показників середніх і мінімальних коефіцієнтів демонструє погіршення якості води річки в часі та просторі, що вказує на посилення негативних наслідків антропогенного навантаження і необхідності впровадження природоохоронних заходів, направлених на повернення здатності водної екосистеми до саморегуляції та самовідновлення, і покращення умов існування біоресурсів в річці.

Ключові слова: методика, екологічний стан, водні об'єкти, рибогосподарські нормативи, комплексний показник екологічного стану, екологічна надійність.

**Постановка проблеми.** Антропогенне навантаження на водні об'єкти, яке обумовлене інтенсивним водогосподарським використанням водних ресурсів, призводить до порушення водного режиму і проявляється у зміні гідродинамічних, гідрофізичних, гідрохімічних властивостей водних мас та донних відкладень. Ці зміни настільки потужні, що впливають на біологічні компоненти гідроекосистем. Часті випадки, коли змінення навіть деяких елементів гідрологічного режиму природних водних об'єктів обумовлюють помітну, а під час і корінну трансформацію окремих ланцюгів або водних екосистем у цілому [1, с. 9].

Перелічені наслідки відображають змінення структури і функціонування водних екосистем, демонструючи залежність біологічних процесів утворення і деградації органічних речовин (саморегуляції та самоочищення) від гідрохімічних параметрів, та можуть привести до руйнування водних екосистем [2, с. 104]. Це є особливо актуальним для річок, які в результаті антропогенного навантаження втрачають здатність до саморегуляції та самовідновлення. Прикладом деградації водного об'єкту є права притока річки Дніпро – річка Інгулець.

В останній час людське суспільство все більше усвідомлює необхідність мати чисті річки і озера, підземні і прибережні води. Саме тому, одним з пріоритетних напрямків діяльності Європейського Союзу є охорона вод. Стратегічні напрямки водної політики країн Європейського Співтовариства визначає Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 23 жовтня 2000 року щодо визначень рамок дій Співтовариства у сфері водної політики (Directive 2000/60/EC) [3, с. 5], яка спрямована на досягнення доброї якості води і стійкого екологічного стану водних об'єктів.

Оцінка, прогнозування стану гідроекосистем та розробка механізмів раціонального їх використання є одним з найважливіших завдань сучасних гідроекологічних досліджень, які обов'язково повинні ґрунтуватися на комплексній оцінці стану водних екосистем за гідрологічними, гідрохімічними та гідробіологічними показниками.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Об'єкт дослідження – річка Інгулець протікає в межах Криворізького залізорудного басейну. В результаті скиду високомінералізованих стічних вод багаточисельними підприємствами Кривбасу відбулося порушення гідрохімічного балансу річки [4, с. 150; 5, с. 28; 6, с. 123], і її рибогосподарське значення було втрачено. Для пониззя річки Інгулець найчастіше спостерігається перевищення гранично допустимих концентрацій по сульфатам, хлоридам, сухого залишку, заліза загального та іншим речовинам, і свідчить про те, що основним джерелом забруднення є скиди високомінералізованих забруднених промислових стоків підприємств м. Кривий Ріг, які обслуговують гірничо-видобувну, металургійну та хімічну промисловість. У Криворізькому басейні розташовано 8 з 11 підприємств України з видобутку та переробки залізорудної сировини. Тут знаходяться підприємства з обслуговування металургійного виробництва – одного з найбільших в світі металургійних комбінатів ПАТ «АрселорМіттал Кривий Ріг», п'ять гірничо-збагачувальних комбінатів (ГЗК) – Північний ГЗК (ПівнГЗК), Південний ГЗК (ПівдГЗК), Центральний ГЗК (ЦГЗК), Новокриворізький ГЗК (НКГЗК), Інгулецький ГЗК (ІнГЗК), три рудоремонтних заводи. Об'єм стічних вод підприємств сягає мільйонів кубічних метрів на рік, що негативно впливає на якість води річки Інгулець, яка несе свої забруднені води в пониззя річки Дніпро.



Наприкінці 60-х років минулого сторіччя, у зв'язку з реалізацією державних програм гідромеліоративного будівництва, розгорнулося спорудження великих зрошувальних каналів, які одночасно вирішували й проблеми водозабезпечення прилеглих населених пунктів та промислових центрів. Ідея розширення зрошуваних площ у посушливих степах півдня Миколаївської області закладалася в проєкті каналу Дунай-Дніпро і частково була реалізована через експлуатацію Інгулецького каналу (1989 р.). Завдяки перекиданню стоку Дніпра (річки-донора) річний стік р. Інгулець збільшується. Окрім того, додаткове надходження вод до річки Інгулець відбувається за рахунок формування зворотних фільтраційних вод із сільськогосподарських масивів, які зрошуються водами Дніпра. При переході до більш посушливих територій вплив антропогенної діяльності збільшується, і, незважаючи на штучне підвищення водності Інгульця, екологічний стан водотоку не покращується, оскільки в річку надходять забруднені води [7, с. 350].

Сільськогосподарська освоєність території, що досліджується, є досить високою (площа сільськогосподарських угідь складає 69,2%), тому внесення пестицидів призводить до забруднення ґрунтів токсичними елементами, а стікання води з полів поверхневим шляхом та фільтрація спричинюють міграцію канцерогенів до найближчого водного об'єкту (р. Інгулець). В змішаних водах річок Інгулець та Дніпро (площа зрошення 37,14 тис. га) хімічний склад хлоридно-сульфатно-гідрокарбонатний, сульфатно-хлоридний, натрієво-кальцієво-магнієвий.

Стічні води нанесли суттєві збитки водним біоресурсам. Складні екологічні умови негативно вплинули на відтворення цінних промислових риб (ляща, тарані, судака) на нерестовищах пониззя р. Інгулець, площа яких складає біля 3 тис. га, і призвели до зникнення деяких видів гідробіонтів [4, с. 172; 2, с. 105].

**Постановка завдання.** Метою дослідження є оцінка екологічного стану пониззя річки Інгулець за комплексним показником екологічного стану, аналіз екологічної стійкості та екологічної надійності водного об'єкту відповідно до рибогосподарських нормативів, як найбільш чутливих до змінення екологічного стану річки.

**Матеріали і методи досліджень.** Розрахункова методика [8, с. 20] дозволяє за гідрохімічними показниками оперативно визначити екологічний стан водної екосистеми. Методика надає можливість оцінити за комплексними показниками екологічного стану здатність водного об'єкту до самовідновлення та саморегуляції (визначити екологічну надійність), проаналізувати екологічну стійкість річки і врахувати ефект сумарної дії речовин.

Комплексний показник екологічного стану (*КПЕС*) формується на основі діючих нормативів, які містять в собі гранично допустимі

концентрації (ГДК). Комплексна оцінка якості поверхневих вод використовується у випадках, коли необхідно простежити тенденцію просторово-часової зміни стану вод під впливом природних і антропогенних процесів, та може бути використана для порівняння стану водного середовища різних водних об'єктів.

Вихідними даними для оцінки екологічного стану вод пониззя річки Інгулець були використані дані аналітичного контролю поверхневих вод підрозділами Басейнового управління водних ресурсів Нижнього Дніпра (БУВР) Державного управління водних ресурсів України по створам: 1 – р. Інгулець – с. Архангельське (210 км від гирла), 2 – р. Інгулець – с. Калінінське (124 км від гирла), 3 – р. Інгулець – с. Дар'івка (20 км від гирла).

Оцінка екологічного стану пониззя річки Дніпро виконана за комплексним показником екологічного стану (КПЕС) [8, с. 20], середнє значення якого розраховується за формулою:

$$КПЕС_{сер} = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m КПЕС_i, \quad (1)$$

де  $m$  – кількість блоків показників якості вод (значень  $КПЕС_i$ ).

З  $m$  блоків показників якості вод до першого входять показники, які не мають ефекту спільної дії, до інших блоків входять показники, які мають цей ефект.

Для першого блоку комплексний показник розраховується за формулою:

$$КПЕС = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n ПЕС_i, \quad (2)$$

де  $n$  – кількість показників у першому блоці;  $ПЕС_i$  – показник екологічного стану, розрахований для  $i$ -го показника якості.

Значення  $\check{A}\check{N}_i$  для  $3$ -го показника розраховуються за формулами:

$$ПЕС_i = a_i(H_i - П_i) / H_i, \quad (3)$$

$$ПЕС_i = a_i(П_i - H_i) / H_i, \quad (4)$$

де  $a_i$  – коефіцієнт вагомості  $i$ -го показника;  $П_i$ ,  $H_i$  – значення показника (концентрація речовини) і його норматив.

Формула (3) використовується при обмеженні значень показника зверху. Для показників, обмежених знизу ( $O_2$ ), використовується формула (4). При нормуванні показника ( $pH$ ) у вигляді допустимого

інтервалу  $[H_{\min} < P_i < H_{\max}]$  значення  $ПЕС_i$  розраховується за формулою (3), якщо значення показника перевищує  $H_{\max}$ ; якщо значення показника нижче за  $H_{\min}$ , то  $ПЕС_i$  розраховується за формулою (4). Якщо показник знаходиться в середині інтервалу, то розрахунок виконується за формулами (3) і (4), а в якості  $ПЕС_i$  береться мінімальне з отриманих значень.

Коефіцієнт вагомості  $a_i$ -го показника пов'язаний з класом небезпеки. Якщо ступінь небезпеки зростає зі збільшенням номера класу ( $кл$ ), то  $a_i = кл$ ; якщо ступінь небезпеки зменшується зі збільшенням номера класу, то  $a_i = 1 / кл$ . Якщо клас небезпеки не вказано, то береться клас на один розряд нижче від мінімально небезпечного класу.

Для блоків з показниками якості, які мають ефект спільної дії (ефект сумачії),  $КПЕС$  розраховується за формулою:

$$КПЕС = 1 - \sum (P_i / H_i). \quad (5)$$

За санітарними нормами ефект сумарної дії мають показники 1 і 2 класів небезпеки з однаковими лімітуючими показниками шкідливості ( $ЛПШ$ ), за рибогосподарськими – з однаковими  $ЛПШ$  без урахування класу небезпеки.

Екологічний стан водного об'єкта класифікується таким чином:

- при  $КПЕС_{\min} < 0$  і  $КПЕС_{\text{сеп}} < 0$  – стан нестійкий;
- при  $КПЕС_{\min} > 0$  і  $КПЕС_{\text{сеп}} > 0$  – стан стійкий;
- при  $КПЕС_{\min} < 0$  і  $КПЕС_{\text{сеп}} > 0$  – стан стійкий з ознаками нестійкості.

При кваліфікації екологічного стану за двома першими пунктами необхідно проведення природозахисних заходів в екосистемі.

Екологічна надійність ( $ЕН$ ) – здатність стану екосистеми відносно повно самовідновлюватися і саморегулюватися. При наявності сукупності вимірювань в різних місцях річки або в різні моменти часу, і при можливості розгляду цієї сукупності як випадкового статистичного ряду, отримані значення  $КПЕС_{\text{сеп}}$  можна використовувати для аналізу ймовірності сталого стану річки, тобто ймовірності перевищення  $КПЕС_{\text{сеп}}$  нульового значення, відповідного межі стійкості. Ймовірність стійкого стану річки називається екологічною надійністю ( $ЕН$ ), яку визначають за формулою:

$$ЕН = 1 - \chi^2 / (2N - M + 0,5\chi^2), \quad (6)$$

де  $\chi^2$  – значення функції “хі-квадрат” при довірчій ймовірності, яка приймається рівною 0,9 [9, р. 370];  $N$  – загальне число значень  $КПЕС_{\text{сеп}}$ ;  $M$  – число значень  $КПЕС_{\text{сеп}}$  менших критичного, нульового значення.

Розподіл ймовірностей “хі-квадрат” прийнято у зв’язку з тим, що звичай кількість ділянок річки, що досліджуються, невелика. При великому значенні  $N$  розподіл “хі-квадрат” зводиться до нормального розподілу. Якщо розрахунок за формулою (6) дає від’ємне значення, то екологічна надійність приймається рівною нулю. З огляду на те, що складні технічні системи вважаються доволі надійними при рівні надійності 0,90–0,95, використовується наступна кваліфікація рівнів надійності при довірчій ймовірності 0,9: рівень високий ( $EH \geq 0,9$ ), рівень задовільний ( $0,9 > EH \geq 0,8$ ), рівень низький ( $EH < 0,8$ ) [8, с. 30].

**Результати досліджень.** Була виконана оцінка екологічного стану пониззя річки Інгулець за комплексним показником екологічного стану відповідно до рибогосподарських норм, які найбільш чутливі до зміння якості води поверхневих вод і екологічного стану водного об’єкту, за період спостережень 2013–2016 роки. Приклад оцінки екологічного стану водного об’єкту з використанням комплексного показника *КПЕС* в створі р. Інгулець – с. Дар’ївка для 2016 року спостережень за рибогосподарськими нормами наведений в таблиці 1.

Таблиця 1. Оцінка якості води р. Інгулець – с. Дар’ївка за 2016 р.

ЛПШ	Показники	$C_i$ мг/дм <sup>3</sup>	$ГДК_{i,3}$ мг/дм <sup>3</sup>	$ГДК_i - C_i$	ПЕС	КПЕС
Загально-санітарний	Завислі речовини	16,4	20,0	3,6	0,18	
	БСК <sub>5</sub>	3,9	3,0	-0,9	-0,30	
	pH	8,05	6,5–8,5	0,45	0,053	
	Розчинений кисень	9,8	6,0	3,8	0,63	
$\Sigma$					0,56	0,14
Токсикологічний	Амоній	0,14	0,50	–	0,28	
	Нітрити	0,04	0,08	–	0,50	
	АПАР	0,04	0,50	–	0,08	
	Залізо	0,19	0,10	–	1,87	
	Мідь	0,01	0,001	–	10,0	
Нікель	0,07	0,01	–	7,00		
$\Sigma$					19,73	-18,73
Санітарно-токсикологічний	Хлориди	613,7	300	–	2,05	
	Сульфати	336,7	100	–	3,37	
	Кальцій	103,7	180	–	0,58	
	Нітрати	2,15	40,0	–	0,05	
	Хром	0,001	0,001	–	1,00	
	Магній	613,7	300	–	2,05	
$\Sigma$					7,05	-6,05
Рибогосподарський	Нафто-продукти	0,03	0,05	–	0,60	0,40
$KПЕС_{сер} = 0,14 - 18,73 - 6,05 + 0,40 / 4 = -6,06$ ; $KПЕС_{мин} = -18,73$ ; (екологічний стан об’єкта нестійкий)						

Зведені результати оцінки екологічного стану пониззя річки Інгулець в часі та в просторі (за довжиною річки) для періоду спостережень 2013–2016 рр. наведені в таблиці 2.

За період досліджень екологічний стан пониззя р. Інгулець в часі та просторі (за довжиною річки) оцінюється як нестійкий. Незначне покращення (за середніми показниками) стану якості води вниз за течією здійснюється за рахунок щорічної промивки русла річки Інгулець дніпровською водою, але негативно впливає на нерестовища риб, і в окремі періоди концентрації забруднюючих речовин все одно перевищують чинні нормативи.

**Таблиця 2. Оцінка екологічного стану пониззя р. Інгулець в часі і в просторі за період спостережень 2013–2016 рр.**

Створ	Комплексний показник екологічного стану (КПЕС)							
	мін.		сер.		мін.		сер.	
	екологічний стан водного об'єкту							
	2013		2014		2015		2016	
1	-11,2	-4,7	-7,5	-3,6	-19,6	-6,9	-17,4	-6,6
	нестійкий		нестійкий		нестійкий		нестійкий	
2	-7,8	-3,5	-7,9	-3,5	-19,7	-6,8	-18,3	-6,7
	нестійкий		нестійкий		нестійкий		нестійкий	
3	-10,2	-3,7	-8,6	-3,2	-18,9	-6,2	-18,7	-6,1
	нестійкий		нестійкий		нестійкий		нестійкий	

Відповідно до Регламенту промивки русла та екологічного оздоровлення р. Інгулець, поліпшення якості води у Карачунівському водосховищі та на водозборі Інгулецької зрошувальної системи у 2018 році протягом квітня-серпня 2018 року Державне водне агентство здійснювало скид води з Карачунівського водосховища загальним об'ємом біля 120,0 млн. м<sup>3</sup>. Витіснення високомінералізованої води з русла р. Інгулець (завершення промивки) виконано з 5 по 25 серпня. В період з 20 квітня по 30 червня забезпечувалася робота Каховської ГЕС в базисному режимі з мінімально можливими витратами, величина яких визначалася в робочому порядку відповідно до гідрологічної ситуації в нижній течії р. Дніпро на період виштовхування солоної призми високомінералізованих шахтних вод з пониззя р. Інгулець.

За період спостереження 2013–2016 рр. оцінена екологічна надійність (ЕН) водного об'єкту в часі та в просторі (за довжиною річки). Отримані значення екологічної надійності нижче 0,8 (ЕН = 0,74), що відповідає низькому рівню саморегуляції та самовідновлення водних ресурсів.

**Висновки.** Внаслідок багаторічної господарської діяльності людини порушено природний гідрологічний, гідрохімічний та гідробіологічний режими р. Інгулець. Басейн річки характеризується потужним антропогенним навантаженням, і як наслідок, значним техногенним забрудненням та виснаженням водних ресурсів. Дослідження якості води р. Інгулець за комплексними показниками екологічного стану дозволяє з належною вірогідністю стверджувати, що віднесення р. Інгулець до водного об'єкту рибогосподарського призначення на сьогодні пов'язано з певними екологічними ризиками.

Екологічний стан водного об'єкту в пониззі р. Інгулець, оцінений за комплексним показником КПЕС за період спостережень 2013–2016 рр. для умов риборозведення, характеризується як нестійкий. Кількісні показники екологічної надійності в часі та просторі (за довжиною річки) нижче 0,8, що відповідає низькому рівню саморегуляції та самовідновлення водних ресурсів. Щорічні промивки р. Інгулець, які здійснюються шляхом перекидання дніпровської води через канал Дніпро-Інгулець, не призводить до саморегулювання хімічного складу води і можливості використання річки в рибогосподарських цілях. Виникає необхідність подальшого впровадження природоохоронних заходів, направлених, перш за все, на зменшення об'ємів стічних вод в самому джерелі їх утворення, а також застосування замкнених водних систем випуску продукції, що позитивно вплине на відновлення здатності водної екосистеми до саморегуляції та самовідновлення, і призведе до покращення умов існування біоресурсів в річці.

## **ПРИМЕНЕНИЕ МЕТОДИКИ ОЦЕНКИ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ РЫБОХОЗЯЙСТВЕННОГО НАЗНАЧЕНИЯ ПО КОМПЛЕКСНОМУ ПОКАЗАТЕЛЮ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ**

*Шахман И.А. – к. геогр. н., доцент*

*ГВУЗ «Херсонский государственный аграрный университет»,*

*shakhman.i.a@gmail.com*

Представлен опыт применения методики оценки водных объектов рыбохозяйственного назначения по комплексному показателю экологического состояния на примере низовья реки Ингулец в пределах Херсонской области. Выполнена оценка экологического состояния вод низовья реки Ингулец по методике расчета комплексных показателей экологического состояния в соответствии с рыбохозяйственных нормативов за период наблюдений 2013-2016 годов. Проведенный анализ способности водной экосистемы низовья реки Ингулец к саморегуляции и самовосстановления (экологическая надежность) во времени и пространстве (по длине реки). Установлено, что за период исследования экологическое состояние низовья реки Ингулец во времени и пространстве (по длине реки) оценивается как неустойчивое. Незначительное улучшение состояния качества воды осуществляется за счет ежегодной промывки русла реки Ингулец днепровской водой, но негативно влияет на нерестилища рыб, и в отдельные периоды концентрации загрязняющих веществ все равно превышают действующие нормативы. Низкая способность к самоочищению поверхностных вод низовья реки Ингулец, бассейн которой является техногенно нагруженной территории, свидетельствует о том, что антропогенная нагрузка на водный объект достигло критического уровня, и позволяет с должным вероятностью утверждать о невозможности использования низовья реки Ингулец для рыбного хозяйства. Динамика количественных показателей

средних и минимальных коэффициентов демонстрирует ухудшение качества воды реки во времени и пространстве, что указывает на усиление негативных последствий антропогенной нагрузки и необходимости внедрения природоохранных мероприятий, направленных на возвращение способности водной экосистемы к саморегуляции и самовосстановления, и улучшение условий существования биоресурсов в реке.

Ключевые слова: методика, экологическое состояние, водные объекты, рыбохозяйственные нормативы, комплексный показатель экологического состояния, экологическая надежность.

## **APPLICATION OF THE ASSESSMENT METHODS FOR WATER BODIES OF FISHERY VALUE BY THE COMPLEX INDICATOR OF THE ECOLOGICAL STATE**

*Shakhman I.A. – Candidate of Geographical Sciences, Associate Professor,  
Kherson State Agrarian University, shakhman.i.a@gmail.com*

The experience of applying the assessment methods for water bodies of fishery value by the complex indicator of the ecological state on the example of the lower section of the Ingulets River within the Kherson region is presented. An assessment of the ecological state of the waters of the lower section of the Ingulets River using the methods for calculating complex indicators of the ecological state in accordance with the fishery standards for the observation period 2013-2016. The analysis of the ability of the aquatic ecosystem of the lower section of the Ingulets River to self-regulation and self-purification (ecological reliability) in time and space (along the length of the river) was performed. It was established that over the observation period of the study, the ecological state of the lower part of the Ingulets River in time and space (along the length of the river) is estimated as unsteady. A slight improvement in the quality of water is due to the annual washing of the Ingulets River bed with Dnieper water, but it negatively affects the spawning grounds of fish, and in certain periods the concentration of pollutants is still higher than the current standards. The low ability to self-purification the surface waters of the lower section of the Ingulets River, the basin of which is a technologically loaded territory, indicates that the anthropogenic load on the water body has reached a critical level. This allows us to claim the impossibility of using the lower section of the Ingulets River for fishery. Dynamics of quantitative indicators of average and minimum coefficients shows the deterioration of the water quality of the river in time and space. This indicates an increase in the negative consequences of the anthropogenic load and the need for environmental protection measures aimed at restoring the ability of the aquatic ecosystem to self-regulation and self-purification, and improving the living conditions of bioresources in the river.

Keywords: methods, ecological state, water bodies, fisheries standards, integrated index of the ecological state, ecological reliability.

### **ЛІТЕРАТУРА**

1. Тімченко В.М. Екологічна гідрологія водойм України. Київ: ДНВП “Видавництво ”Наукова думка” НАН України”, 2006. 383 с.

2. Shakhman I.A., Bystriantseva A.N. Assessment of Ecological State and Ecological Reliability of the Lower Section of the Ingulets River. *Hydrobiological Journal*, 2017. Vol. 53, issue 5, pp. 103–109.
3. Directive 2000/60/ES of the European Parliament of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official journal the European Communities*, 2000. L. 327. 72.
4. Хільчевський, В. К., Кравчинський Р. Л., Чунарьов О. В. Гідрохімічний режим та якість води Інгульця в умовах техногенезу. Київ: Ніка-Центр, 2012. 180 с.
5. Шерстюк Н. П. Вплив промивки р. Інгулець на перебіг гідрохімічних процесів та встановлення рівноваг. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2014, Т. 2 (33) 36. С. 28–37.
6. Шахман І.О., Лобода Н.С. Оцінка якості води у створі р. Інгулець – м. Снігурівка за гідрохімічними показниками. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2016, № 17. С. 123–136.
7. Lykhovyd P. V., Kozlenko Ye. V. Assessment and forecast of water quality in the River Ingulets irrigation system. *Ukrainian Journal of Ecology*. 2018, 8.1: pp. 350–355.
8. Тимченко З. В. Водные ресурсы и экологическое состояние малых рек Крыма. Симферополь: Доля, 2002. 152 с.
9. Гмурман В. Е. Руководство к решению задач по теории вероятности и математической статистике. Москва: Высшая школа, 1979. 400 с.

#### REFERENCES

1. Timchenko V.M. (2006) *Ekolohichna hidrolohiia vodoim Ukrainy* [Ecological hydrology of water bodies of Ukraine]. Kyiv: Scientific Publishing House Scientific Publishing House of NAS of Ukraine. [in Ukrainian].
2. Shakhman I.A., Bystriantseva A.N. (2017). Assessment of Ecological State and Ecological Reliability of the Lower Section of the Ingulets River. *Hydrobiological Journal*, vol. 53, issue 5, pp. 103–109.
3. Directive 2000/60/ES of the European Parliament of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official journal the European Communities*, 2000. L. 327. 72 p.
4. Khilchevskiy, V.K., Kravchynskiy R.L., Chunarov O.V. (2012) *Hidrokhimichniy rezhym ta yakist vody Inhultsia v umovakh tekhnogenezu* [Hydrochemical regime and water quality of Ingulets in the conditions of technogenesis Kyiv: Nika-Center. [in Ukrainian].
5. Sherstiuk N.P. (2014) *Vplyv promyvkyr. Inhulets na perebih hidrokhimichnykh protsesiv ta vstanovlennia rivnovah* [Influence of washing of Ingulets River



- on the course of hydrochemical processes and equilibrium establishment]. *Hydrology, hydrochemistry and hydroecology*, vol. 2 (33) 36, pp. 28–37. [in Ukrainian].
6. Shakhman I. O., Loboda N. S. (2016) *Otsinka yakosti vody u stvori r. Inhulets – m. Snihurivka za hidrokhimichnymi pokaznykamy* [Water quality estimation at the gauge station of the Ingulets River, town of Snigurivka, by hydrochemical parameters]. *Ukrainian Hydrometeorological Journal*, no. 17, pp. 123–136. [in Ukrainian].
  7. Lykhovyd P. V., Kozlenko Ye. V. (2018). Assessment and forecast of water quality in the River Ingulets irrigation system. *Ukrainian Journal of Ecology*, 8.1: pp. 350–355.
  8. Timchenko Z. V. (2002) *Vodnye resursy i ekologicheskoe sostoyanie malykh rek Kryma* [Water resources and ecological states of small rivers of Crimea]. Simferopol: Dolya. [in Russian].
  9. Gmurman V. E. (1979) *Rukovodstvo k resheniyu zadach po teorii veroyatnosti i matematicheskoy statistike* [Guide to solving problems in probability theory and mathematical statistics]. Moscow: Vysshaya shkola. [in Russian].

UDC 616.995.132:637.56 (614.31)

DOI <https://doi.org/10.32851/wba.2019.2.13>

## THE EFFECTIVENESS OF VARIOUS METHODS FOR DETERMINING THE VIABILITY OF *A. SIMPLEX* LARVAE IN FISH PRODUCTS

*Shevchuk T.V.* – Doctor of Agricultural Sciences, Associate Professor,  
Vinnitsa National Agrarian University,  
[Tatjana.Melnikova@ukr.net](mailto:Tatjana.Melnikova@ukr.net)

The article presents the results of a comparative analysis of various methods for determining the viability of *A. simplex* larvae in fish products. The method of activating larvae in the physiological solution was the fastest, affordable and less expensive. The method of incubation in artificial gastric juice received more unsatisfactory estimates. Its execution is possible only in the presence of reagents and a thermostat.

During parasitological studies, the severity of the *A. simplex* invasion in fish products was 82,7%, the intensity of the invasion was 3-10 units, the invasion index was 7.8 units. All *A. simplex* larvae that have been detected in fish have been gradually tested by different viability methods.

It has been experimentally established that different methods for determining the viability of *A. simplex* larvae have different accuracy. The least accurate methods have been found to activate live larvae in a physiological solution with mechanical and electrical stimulation. More precise was the method for determining the viability of *A. simplex* larvae using methylene blue. During the painting live parasites retained their natural color, and the dead – acquired a blue color. The disadvantage of this method is the duration of the experiment and the ambiguity of the results of the study. Separate larvae after removal from capsules were painted differently. Therefore, the interpretation of research results was complicated. In this method, the largest number of live parasites were detected in a group of fish products. In addition, *A. simplex* live larvae were detected by this method, not only in the abdominal cavity, but also in the wall of the abdominal cavity and muscles.

The most accurate methods were electrical activation, color and digestion in artificial gastric juice. We were able to detect *A. simplex* live larvae that were not identified in saline solution, even after exposure to a thermostat and mechanical stimulation, by these methods. In this case, the accuracy of the method of electrical irritation was 4.35% lower than the color of the indicator and the use of artificial gastric juice.

In the future, it is planned to investigate the effectiveness of the method of availability and determination of the viability of *A. simplex* larvae by biological resonance method.

Keywords: invasion, *A. simplex* larvae, methods, viability, fishery products, efficiency.

---

**Introduction.** Anisakiasis is a parasitic gastrointestinal disorder caused by anisakis larvae. People become infected by eating raw or improperly cooked or canned sea fish. The surviving worms penetrate the intestinal wall and enter

the abdominal cavity. Symptoms are often non-specific, but more often it is abdominal pain, nausea and vomiting. Abdominal pain may persist for several weeks.

Anisakiasis is common in Europe (the Netherlands), Japan and the USA (and more and more cases of anisakis have been observed recently in Russia, because of the fashion for Japanese cuisine, sushi bars and restaurants in Russia). People become infected by eating fish containing viable third-stage larvae. However, humans are random hosts, since the transmission of parasites to humans cannot lead to the full life cycle of the parasite [4, 12, 20, 23, 26].

The types that cause anisakiasis in humans are *Anisakis simplex* and *Pseudoterranova decipiens*. The invasive larval stage of the parasite can be found in the internal organs and in the muscles of various fish [3, 6, 9, 8].

Non-infectious and invasive forms of anisakiasis are different. In a non-invasive form, the symptoms are rare, because the larvae do not damage the mucous membrane of the human digestive tract. In this form, a cough from pain and irritation of the throat may occur. The larvae can pass from the esophagus to the pharynx and stand out through the mouth. This occurs less than two weeks after eating infected fish. In the literature there are reports of the transition of larvae from the throat to the respiratory tract and lungs [22, 24, 25].

In the case of an invasive form of anisakiasis, the larvae penetrate the mucous membrane of the tract, especially into the stomach and small intestine. There have been cases of movement of larvae in the omentum, gallbladder, hepatic ducts, pancreas [16, 21].

Unfortunately, most cases of the disease remain unrecognized. For example, in Japan, out of about one hundred cases of anisakiasis, half the cases were incorrectly delivered. Therefore, methods for identifying viable larvae in fish products remain important.

**Analysis of recent publications.** Requirements for sampling methods for laboratory research, standards for assessing the nutritional suitability of fish products and the conditions for its use as a food product in the presence of parasites in fish belonging to one group or another are determined by sanitary norms and rules (1996). Practical recommendations for assessing the infection of marine commercial fish with parasites are given in the «Methodology of parasitological examination of marine fish and fish products (sea fish, chilled and frozen fish)», and in more detail in «Methods of sanitary and parasitological examination of fish, mollusks, crustaceans, amphibians, reptiles and their products» [2, 7].

For the detection of nematode larvae in the muscles of fish, the method of fluorescence of organisms under ultraviolet irradiation is used. Researchers note that dead worms are especially fluorescent after freezing meat. At the same time, the luminescent characteristics of nematodes of different species are

different: the *Anisakis simplex* larvae have bright bluish-white fluorescence, and the larvae and adults of *Hysterothylacium aduncum* vary from white to bright yellow [5, 15].

The method includes preparing a protein-antigenic extract from the third-stage larvae of *Anisakis simplex*, monitoring it for sterility, determining the protein content, preparing hyperimmune serum to the protein-antigenic extract from third-stage larvae *A Simplex* by immunizing rabbits with complete Freund's adjuvant; carrying out the immune diffusion reaction (RID) on an agar gel with the obtained hyperimmune serum and liquid formed during the defrosting of seafood [1, 10, 11, 18]. The manifestation of a precipitation strip between this fluid and hyperimmune serum to the protein-antigen extract of *A. simplex* indicates the presence of larvae antigens in seafood. The method is effective in detecting anisakids antigens in a liquid obtained by thawing the muscle tissue of fish [13, 14, 17, 19].

According to the rules of veterinary and sanitary examination, if individual parasites damage fish (up to 5 parasites per 1 kg of weight), it is sold without restrictions, and if the fish has more than 5 parasites per kilogram of weight and depletion, the fish is sent for industrial processing. At + 55°C the larvae die in a few minutes. If the fish has at least one parasite (or larvae) that can be detected with the naked eye, the fish is not for sale [2, 7]. Therefore, the effective detection of parasites in fish products and the determination of their viability is of great importance for the consumer. In this regard, the main goal of our study was the methods for determining the viability and degree of infection of herring (Atlantic and Black Sea herring) by the parasites of the *Anisacidae* family. The **object** of the study was methods for determining the viability of parasites, and the **subject** of research was the effectiveness of these methods and the degree of infestation of various types of herring treatment by parasites.

The aim of the work is to establish the species identity and viability of the larvae. *A. simplex* are found in the meat of sea fish.

**Materials and methods.** Material of our own research was obtained by us as a result of veterinary and sanitary examination 4 samples from industrial batch of products. Samples came to us from the trading Vinnitsa markets. For the examination were taken four species of fish arriving as food raw materials to the consumer market.

Laboratory studies of fish and fish products for compliance with safety requirements for human health from the point of view of parasitic purity are based on parasitological surveys.

Parasitological study of marine fish includes the identification of parasites that are dangerous to human health and alter the physicochemical properties of fish or spoil the appearance of commodity raw materials and products in parts of the body of fish (usually meat) that are sent for use as food. In some

cases, parasites of the liver, gonads (caviar) are taken into account, as well as parasites of the body cavity, if food products are made from small fish (capelin, Baltic herring, sprat) [2, 7].

We began the study with an external examination and weighing of fish. Then the left abdominal wall was cut after a short cut with medical scissors from the fish's anus, and the fish was cut in the midline of the abdomen to the angle of the lower jaw. The next cut was made from above, actuate, along the lateral line. Thus, the abdominal wall was separated. The fish turned on the right side. Conducted a survey of the body cavity and internal organs in order to identify the larvae of nematodes.

Next, the internal organs were removed, the sex glands (caviar or jelly) were cut out, which were placed in separate Petri dishes. Inspected the swim bladder. They cut out and examined the heart as well as the cavity of the heart. The body cavity was rubbed with a gauze napkin, and the peritoneum was scraped off.

We have prepared a set of digestive organs for external examination. Adipose tissue was cut into thin plates about 5 mm thick and examined for the presence of nematode larvae.

In the study of the digestive tract, freed from adipose tissue, the larvae were found in capsules on its surface or appeared through the serous membranes of the skin.

On external examination of the liver, larvae of *A. simplex* are visible on its surface with the naked eye. The liver was examined and cut into plates with a thickness of about 5 mm.

In the genital glands, we cut the shell, scraped the contents and examined them using the compressor method. This method is convenient for viewing only caviar. When examining large eggs, they must be disassembled with the help of dissecting needles in a Petri dish with a small amount of water.

After examining the internal organs, we removed the skin from the fish in the direction from the head to the tail, cut it with scissors and pulled it with surgical tweezers. Then they examined the inner side of the skin, and part of the muscles separated from the skin was cut into plates. We conducted a study of the muscles by the method of parallel incisions, but in some cases we used the method of examining muscle tissue for lumen.

The recommended technique for examining the muscles is to cut the muscles of the fish into pieces no thicker than 5 mm. The helminth larvae, localized in the musculature, are well detected in such areas with incident light. Thicker muscle sections should be viewed in transmitted light, for which each individual slice is placed on a transparent or milky-matte glass, and the light source (incandescent or fluorescent lamp) is placed below. These two methods are distinguished by their simplicity, and when they achieve a certain skill, they allow the detection of both living and dead parasites in the muscles of the fish.

The determination of the viability of helminth larvae that are hazardous to human health can be carried out using the following methods:

1. The nematode larvae are placed in a physiological solution. Nematode larvae are part of the cyst. At a temperature of 37 – 40°C, live helminth larvae show marked physical activity. The movement of worms can be stimulated by needle pricks. Mobility studies are best performed under a microscope or with a magnifying glass, especially when the larva is inactive or appears stationary. Then the larvae of *A. simplex* (in physiological solution) are placed for 2-3 hours in a thermostat with a temperature of + 37°C. At the same time, noticeable physical activity appears in living nematode larvae. Lack of motor activity, discoloration, detachment of the skin and other destructive changes in the body indicate that larvae of *A. simplex* are not viable.

2. Nematode larvae are placed on wet filter paper and exposed to direct electric current (battery with a voltage of 1.5 V). The manifestation of contractile movements is monitored under a microscope MBS or magnifying glass.

3. Nematode larvae are placed in a 1–2% solution of methylene blue dye. Dead larvae turn blue.

4. In the laboratory, the method of digesting infected marine fish in artificial gastric juice is widely used to identify live helminth larvae. The investigated parts of the fish are placed in a solution of pepsin (10 g of pepsin powder dissolved in 1 liter of 1% hydrochloric acid) and kept for 40 minutes at a temperature of + 52°C. After the specified time, the solution is dissolved. At the same time, the digested mass is filtered through a thin sieve. Motor activity of helminth larvae is well manifested in artificial gastric juice at a temperature of up to 40°C. After deformation and washing, the worms present are counted.

To identify free and larvae in helminth capsules in the body cavity of the fish, a thorough examination of the internal organs is carried out. In the study of the liver, gonad, it is advisable to apply the compressor method – viewing pieces of organs between two glasses in transmitted light.

The types of larvae of nematodes isolated from fish were determined using optical means, for example, a magnifying glass or a microscope.

To diagnose *A. simplex* larvae, we used the structure of the anterior part of the digestive tract as primary differential features, namely, the presence or absence of gastric or intestinal processes, the ratio of body length to esophagus length, body length to ventricle length, and the position of the excretory pore.

The digital material was processed statistically. The resulting digital data was processed using the MS EXEL 98 and Windows program, statistically processed by Student. The results were considered statistically significant at  $p < 0.1$ ,  $p < 0.01$ ,  $p < 0.001$ . In the table material of the work the following symbols are taken: \*  $p < 0.1$ , \*\*  $p < 0.01$ , \*\*\*  $p < 0.001$ .

**Research results and discussion.** From the tabular material (table 1) it becomes obvious that the method of activation of the larvae in saline is the fastest, most accessible and less expensive.

**Table 1. Characteristics of various methods of determining the viability of the larvae *A.simplex***

Index	Method:				
	Activation in saline with mechanical irritation	Heating in a thermostat to 40 degrees in a physiological solution with mechanical irritation	Electrical irritation	Coloring with methylene blue solution	Splitting in artificial gastric juice
The duration of the experiment	++++	+	+++	+	-
Availability	+++	-	+	+	-
Visibility (readability)	+	+	++	+++	++
Consumption of materials	+++	+	+	+	-

*Note: in the table, the indicators were evaluated in relation to: + – satisfactory assessment of the indicator, ++ – rating “good”, +++ – “excellent”, if the indicator is unsatisfactory, then put “-”,*

It may even be recommended for home use for self-monitoring. The method of incubation in artificial gastric juice received more unsatisfactory ratings. Its execution is possible only in the presence of reagents and thermostat.

To study the effectiveness of various methods for determining the viability of *A.simplex*, a sample of fish (Atlantic fresh-frozen herring) was taken from the production batch. 25 samples were examined and evaluated organoleptically. The skin of the body of fish, eyes, gills, fin state corresponded to the norm. Samples of fish products were sent to the laboratory for parasitological studies. After opening the fish, we determined the presence and extent of damage to the fish by the larvae *A.simplex*.

It was previously established that the extensiveness of the herring invasion in the frozen state was  $84.5 \pm 3.25\%$ , the intensity – 1-12 units, and the invasion index –  $6.0 \pm 0.34$ . From each fish in which parasites were found, larvae were harvested. Their viability was determined by different methods. For this, the sample (25 copies) was divided into 5 groups according to the number of methods. The results of the experiment are presented in table 2.

The tabular material indicates that different methods for determining the viability of *A. simplex* larvae have different accuracy. Methods for the activation

of live larvae in physiological saline with mechanical and electrical stimulation were the least accurate. The larvae released from the capsules may have been alive, but did not respond to such weak stimuli (Fig. 1-3).

Therefore, in studies using the method of activation in a warm solution of 0.9% sodium chloride, it is difficult to determine the viability of this helminth. Inaccurate was the method of electrical irritation. The method for determining the viability of *A.simplex* larvae with methylene blue was more successful. When stained, live parasites retain their natural coloration, and the dead – painted (Fig. 4).

**Table 2. The effectiveness of various methods for determining the viability of larvae of *A.simplex* ( $M \pm m$ ,  $n = 5$ )**

Index	Method:				
	Activation in saline with mechanical irritation	Heating in a thermostat to 40 degrees in a physiological solution with mechanical irritation	Electrical irritation	Coloring with methylene blue solution	Splitting in artificial gastric juice
The intensity of infection with parasites, units	6,8 ± 3,96	8,2 ± 3,77	5,6 ± 4,22	6,4 ± 3,05	7,2 ± 5,22
Intensity of infection with parasites of the abdominal cavity, units	6,2 ± 3,63	7,6 ± 3,05	4,6 ± 3,91	5,6 ± 2,61	5,2 ± 3,42
% of total	91,18	92,68	82,14	87,5	72,22
including live parasites, units	0	0	0	0,6 ± 0,45*	1,67 ± 1,40***
% of total	0	0	0	9,38	23,19
The intensity of damage to the wall of the abdominal cavity, pcs.	0,5 ± 0,23	0,5 ± 0,20	0,9 ± 0,69	0,9 ± 0,69	1,4 ± 1,00
% of total	7,35	6,10	16,07	14,06	19,58
including live parasites, units	0	0	0	0,6 ± 0,45	0,6 ± 0,45
% of total	0	0	0	9,35	8,33
The intensity of muscle damage, pcs.	0,6 ± 0,45	0,6 ± 0,45	1,34 ± 0,6	0,6 ± 0,45	1,3 ± 0,8
% of total	8,82	7,32	23,93	9,38	18,06
including live parasites, units	0	0	0	0	0,6 ± 0,45
% of total	0	0	0	0	8,33





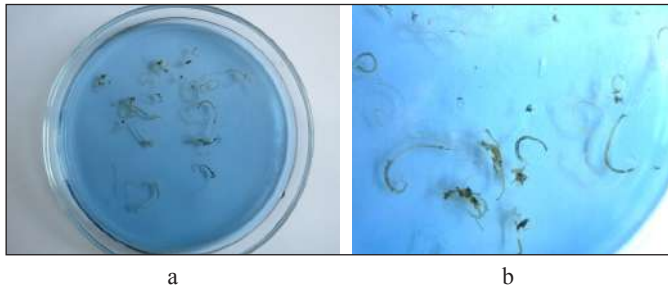
*Fig. 1.*  
**Method of activation  
in saline**



*Fig. 2.*  
**Method of activation in  
saline solution during  
storage in a thermostat and  
mechanical irritation**



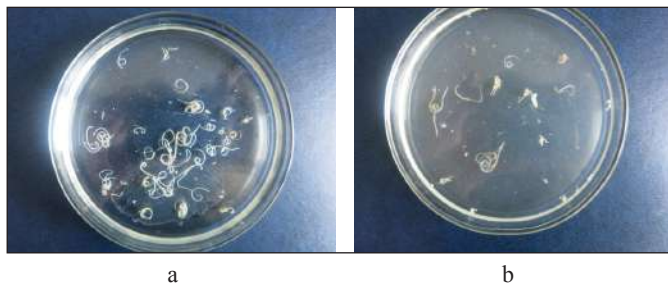
*Fig. 3.*  
**Electrostimulation method  
with current 1.5 W**



*Fig. 4. Staining method: a – the beginning of staining, b – at the end of staining*

The disadvantage of this method is the duration of the experiment and the ambiguity of the research results. Individual larvae were stained differently after removal from the capsules. Therefore, the interpretation of the research results was difficult.

The most accurate was the method of digesting artificial gastric juice. It turned out that in the group of fish products in which this method was used, the largest number of live parasites was found. In addition, this method was used to detect live larvae of *A. simplex* not only in the abdominal cavity, but also in the wall of the abdominal cavity and muscles (Fig. 5).



*Fig. 5. Splitting method in artificial gastric juice:  
a – the beginning of the experiment, b – the end of the experiment*

For the purity of the experiment, we selected 4 samples of frozen herring from a batch of fish products. The fish were assessed organoleptically. Conducted parasitological studies. The extensiveness of *A. simplex* invasion in the samples was  $82.7 \pm 2.33\%$ , the intensity of invasion was 3-10, and the invasion index was  $7.8 \pm 0.61$  units. All *A. simplex* larvae found in fish were successfully tested for viability by various methods. The results of the study are shown in table 3.

**Table 3. Phased determination of the effectiveness of methods for determining the viability of *A. simplex* larvae**

Index	Method:				
	Activation in saline with mechanical irritation	Heating in a thermostat to 40 degrees in a physiological solution with mechanical irritation	Electrical irritation	Coloring with methylene blue solution	Splitting in artificial gastric juice
The total number of studied larvae, pcs.	23	23	23	23	23
Found live larvae, pcs.	0	0	3	4	4
% of total	0	0	13,04	17,39	17,39

Experience has shown that methods of electro stimulation, indication of the dye and digestion in artificial gastric juice are the most accurate. Living larvae of *A. simplex*, which were not identified in the physiological solution, even after holding the thermostat and needle stimulation, we were able to determine using these methods. At the same time, the accuracy of the electro stimulation method was 4.35% less than when stained with methylene blue and when using gastric juice.

**Conclusions.** In the course of the research it was found that the method of determining the larvae of *A. simplex* in a physiological solution with mechanical stimulation is the most accessible and easy to use. However, this method was inaccurate.

The method of staining and splitting the larvae in artificial gastric juice was the most accurate and reliable. The latter of these methods was more than 4% more accurate than the electro stimulation method and 17.4% than the salt solution and mechanical stress method.

**Prospects for further research.** In subsequent experiments, the effectiveness of the method for determining the presence and viability of *A. simplex* larvae by the method of bioresonance will be investigated.

## ЕФЕКТИВНІСТЬ РІЗНИХ МЕТОДІВ ВИЗНАЧЕННЯ ЖИТТЕЗДАТНОСТІ ЛИЧИНОК *A. SIMPLEX* У РИБНІЙ ПРОДУКЦІЇ

Шевчук Т.В. – д.с.-з.н., доцент,

Вінницький національний аграрний університет, Tatjana.Melnikova@ukr.net

У статті подані результати порівняльного аналізу різних методів визначення життєздатності личинок *A. Simplex* у рибній продукції. Найбільш швидким, доступним та менш затратним виявився метод активації личинок у фізіологічному розчині. Більше незадовільних оцінок отримав метод інкубації в штучному шлунковому соці. Його виконання можливе лише за наявності реагентів і термостату.

Під час паразитологічних досліджень встановлено, що екстенсивність інвазії *A. simplex* в рибній продукції становила 82,7%, інтенсивність інвазії – 3-10 шт., а індекс інвазії – 7,8 одиниць. Всі личинки *A. simplex*, які були знайдені в рибі, поступово перевіряли різними методами на життєздатність.

Експериментально встановлено, що різні методи визначення життєздатності личинок *A. simplex* мали різну точність. Найменш точним виявились методи активації живих личинок в фізіологічному розчині з механічним і електричним подразненням. Більш точним виявився метод визначення життєздатності личинок *A. simplex* за допомогою метиленового синього. Під час пофарбування живі паразити зберігали своє природне забарвлення, а мертві – набували блакитного забарвлення. Недоліком цього методу є тривалість експерименту і неоднозначність результатів дослідження. Окремі личинки після видалення з капсул зафарбовувалися по-різному. Тому трактовка результатів досліджень була ускладнена.

Самим точним виявився метод перетравлення в штучному шлунковому соці. За допомогою цього методу в групі рибної продукції було встановлено найбільша кількість живих паразитів. Причому, живі личинки *A. simplex* були виявлені цим методом не тільки в черевній порожнині, але і в стінці черевної порожнини та м'язах.

Методи електричного подразнення, пофарбування індикатором і перетравлення в штучному шлунковому соці були найбільш точними. Живі личинки *A. simplex*, які не ідентифікувалися у фізіологічному розчині, навіть після термостатування та подразнення механічно, ми змогли виявити вказаними методами. При цьому точність метода електричного подразнення була на 4,35% меншою, ніж пофарбування індикатором та використання штучного шлункового соку.

На перспективу нами планується дослідити ефективність методу наявності та визначення життєздатності личинок *A. simplex* методом біорезонансу.

Ключові слова: інвазія, личинки *A. simplex*, методи, життєздатність, рибна продукція, ефективність.

## ЭФФЕКТИВНОСТЬ РАЗЛИЧНЫХ МЕТОДОВ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ЖИЗНЕСПОСОБНОСТИ ЛИЧИНОК *A. SIMPLEX* В РЫБНОЙ ПРОДУКЦИИ

Шевчук Т.В. – д.с.-х.н., доцент,

Винницький національний аграрний університет, Tatjana.Melnikova@ukr.net

В статье поданы результаты сравнительного анализа различных методов определения жизнедеятельности *A. Simplex* в рыбной продукции. Наиболее быстрым, доступным и менее затратным является метод активизации личинок в физиологическом растворе. Больше неудовлетворительных оценок получил метод инкубации в искусственном желудочном соке. Его исполнение возможно лишь при наличии реагентов и термостата.

При паразитологических исследованиях установлено, что экстенсивность инвазии *A. simplex* образцов составила 82,7%, интенсивность инвазии – 3-10 шт., а индекс инвазии – 7,8 единиц. Все личинки *A. simplex*, которые были найдены в рыбе, последовательно проверяли разными методами на жизнеспособность.

Экспериментально установлено, что разные методы определения жизнеспособности личинок *A. simplex* имеют различную точность. Наименее точным оказались методы активизации живых личинок в физиологическом растворе с механическим и электрическим раздражением. Более точным оказался метод определения жизнеспособности личинок *A. simplex* с помощью метиленового синего. При окрашивании живые паразиты сохраняли свою природную окраску, а мертвые – окрашивались. Недостатком этого метода является продолжительность эксперимента и неоднозначность результатов исследования. Отдельные личинки после извлечения из капсул окрашивались по-разному. Поэтому трактовка результатов исследований была затруднена.

Самым точным оказался метод переваривания в искусственном желудочном соке. Оказалось, что в группе рыбной продукции, в которой применяли этот метод, было выявлено самое большое количество живых паразитов. Причем, живые личинки *A. simplex* были обнаружены этим методом не только в брюшной полости, но и стенке брюшной полости и мышцах.

Методы электрического раздражения, покраски индикатором и переваривания в искусственном желудочном соке являются наиболее точными. Живые личинки *A. simplex*, которые не идентифицировались в физиологическом растворе, даже после термостатирования и раздражения иглой, мы смогли определить указанными методами. При этом точность метода электрического раздражения была на 4,35% меньше, чем покраска метиленовым синим и использование желудочного сока.

В последующих опытах будет исследована эффективность метода определения наличия и жизнеспособности личинок *A. simplex* методом биорезонанса.

Ключевые слова: инвазия, личинки *A. simplex*, методы, жизнеспособность, рыбная продукция, эффективность.

**ЛІТЕРАТУРА**

1. Бережко В.К. Иммунохимический анализ соматического экстракта из половозрелых *Dirofilaria immitis*. Матер. докл. научн. конф. «Теория и практика борьбы с паразитарными болезнями», 2008. Вып. 9, 69–73.
2. Фотина Т.И., Березовский А.В., Петров Р.В., Горчанок Н.В. Ветеринарно-санитарная экспертиза рыбы, морских млекопитающих и беспозвоночных животных. Винница: Новая Книга, 2013. 120 с.
3. Гаврющенко И.В. Видовая принадлежность и жизнеспособность личинок анизакид, обнаруженных в м'яке морской рыбы. *Бионика*. 2016, 2 (9), 32–37.
4. Гаевская А.В. Анизакидные нематоды и заболевания, вызываемые ими у животных и человека. Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2005. 223 с.
5. Григорьева В.В. Оценка эффективности обеззараживания рыбы при анизакидозе. *Аграрный вестник Урала*, 2009. № 3 (57), 83.
6. Добряков Е.Ю. Анизакидоз у людей в Приморском крае. *Мед. паразитол. и паразит. болезни*. 2008, № 4, 11–14.
7. Богатко Н.М., Власенко В.В., Голуб О.Ю. Здійснення державного ветеринарно-санітарного нагляду та контролю на потужностях з переробки риби та рибопродуктів у відповідності до міжнародних вимог: метод. рекомендації. Біла Церва, 2011. 154 с.
8. Карманова И.В. О зараженности лососевых рыб водоемов Камчатки нематодами рода *Anisakis*. *Мед. паразитол. и паразит. болезни*. 2002, № 3, 19–21.
9. Микулич, Е.Л. Видовое разнообразие паразитофауны некоторых видов морских рыб, реализуемых в торговой сети: монография. Горки, 2013. 155 с.
10. Патент G01N33/53, RU 2613296 от 17.03.2016/ Бережко В.К. и др. Способ иммунологического определения антигенов анизакид в мышечной ткани рыб.
11. Сапунов А.Я. Влияние свободных и связанных аминокислот, летучих органических компонентов на качество и безопасность рыбы разных видов при анизакидозе. Матер. докл. научн. конф. «Теория и практика борьбы с паразитарными болезнями». 2010, Вып. 11, 401–405.
12. Сондак В.В., Грицик о.Б., Рудь .Г. Інвазійні хвороби риб: навч. посібник. Рівне: НУВГП, 2006. 145 с.
13. Alvaro Daschner, Carmen Cuéllar, Marta Rodero. The *Anisakis* allergy debate: Does an evolutionary approach help? *Trends Parasitol.* 2012. 28 (1), pp. 9–14. DOI: 10.1016/j.pt.2011.10.001.
14. Arcos S.C. and et. Proteomic profiling and characterization of differential allergens in the nematodes *Anisakis simplex sensu stricto* and *A. pegreffii*. *Proteomics*, 2014, 14 (12), pp. 1547-1568. DOI: 10.1002/pmic.201300529.

15. Carballeda-Sangiao N. and et. Identification of autoclave resistant Anisakis simplex allergens. *J. Food Prot.* 2014, vol. 4, pp. 605-609. DOI: 10.4315/0362-028X.JFP-13-278.
16. Castan B. Digestiv anisakiasis: clinical manifestations and diagnosis according to localization. *Rev. Esp. Enferm Dig.* 2002, Aug: 94 (8), pp. 463–472.
17. Haarder S., Kania P.W., Bahloul Q.M., Buchmann K.. J.Expression of immune relevant genes in rainbow trout following exposure to live Anisakis simplex larvae. *Wildl. Dis.*, 2014, 50 (3), pp. 537-543. DOI: 10.1016/j.exppara.2013.09.014.
18. Faeste C.K. and et. Characterisation of potential novel allergens in the fish parasite Anisakis simplex. *EuPA Open Proteomics*, 2014, vol. 4, pp. 140–155. DOI: 10.1016/j.euprot.2014.06.006.
19. Herrero B., Vieites J.M., Espiñeira M. Detection of anisakids in fish and seafood products by real-time PCR. *Food Control*, 2011, vol. 22, pp. 933–939. DOI: 10.1016/j.foodcont.2010.11.028.
20. Kurt Buchmann, Foojan Mehrdana. Effects of anisakid nematodes Anisakis simplex (s.l.), Pseudoterranova decipiens (s.l.) and Contracaecum osculatum (s.l.) on fish and consumer health. *Food and Waterborne*, 2016, vol. 4, pp. 13–22. doi.org/10.1016/j.fawpar.2016.07.003.
21. Natalie Nieuwenhuizen, Andreas L. Lopata. Anisakis – A food-borne parasite that triggers allergic host defences. *Int J Parasitol*, 2013, vol. 43, pp. 1047–1057. DOI: 10.1013/j.fparasitol.2013.02.011.
22. Nawa Y. Sushi delights and parasites: the risk of fishborne and footborne parasitic zoonoses in Asia. *Clin Infect. Dis*, 2005, vol. 41, no. 9, pp. 1297–1303.
23. Roland Samantha K. Is it safe to eat sushi? Bowel obstruction related to anisakiasis. *Clinical observations*, 2008, vol. 25, pp. 253–268.
24. Solas M.T. / Anisakis antigens detected in fish muscle infested with Anisakis simplex L3. *Journal of Food Protection*, 2008, vol. 71, no. 6, pp. 1273.
25. Teresa Baptista-Fernandes and et. Human gastric hyperinfection by Anisakis simplex: A severe and unusual presentation and a brief review. *International Journal of Infectious Diseases*, 2017, vol. 64, pp. 38–41. <https://doi.org/10.1002/pmuc.201300529>.
26. Woon Mok Sohn and et. Anisakiasis: Report of 15 gastric cases caused by Anisakis type I larvae and a brief review of Korean anisakiasis cases. *J Parasitol*, 2015, vol. 53 (4), pp. 465-470. DOI: 10.3347/kjp.2015.53.4.465.

#### REFERENCES

1. Berejko V.K. (2008). *Immunohimicheskiy analiz somaticheskogo ekstrakta iz polovozrelyih Dirofilaria immitis* [Immunochemical analysis of somatic

- extract from mature *Dirofilaria immitis*]. *Mater. dokl. nauchn. konf. «Teoriya i praktika borbyi s parazitarnymi boleznyami»* [Theory and practice of combating parasitic diseases]. Issue 9, pp. 69–73. [in Russian].
2. Dobryakov E.Y. (2008). Anizakidoz u lyudey v Primorskom krae [Anisacidosis in humans in Primorsky Krai]. *Med. parazitol. i parazit. Bolezni* [Medical parasitology and parasitic diseases], no. 4, pp. 11–14. [in Russian].
  3. Gaevskaya A.V. (2005). *Anizakidnyie nematodyi i zabolevaniya, vyizyivaemyie imi u zhivotnyih i cheloveka* [Anizakid nematodes and diseases caused by them in animals and humans]. Sevastopol: EKOSI-Gidrofizika. [in Russian].
  4. Gavryuschenko I.V. (2006). *Vidovaya prinadlezhnost i zhiznesposobnost lichinok anizakid, obnaruzhenyih v m'yake morskoy rybyi* [Species and viability of anisakid larvae found in fish from sea fish]. *Bionika* [Bionics], 2 (9), 32–37. [in Russian].
  5. Grigoreva V.V. (2009). *Otsenka effektivnosti obezzarazhivaniya rybyi pri anizakidoze* [Evaluation of the effectiveness of fish disinfection with anisacidosis]. *Agrarnyy vesnik Urala* [Agrarian Bulletin of the Urals], no. 3 (57), 83. [in Russian].
  6. Karmanova I.V. (2002). *O zarajennosti lososevyih ryib vodoemov Kamchatki nematodami roda Anisakis* [On salmon pollution in Kamchatka waters by nematodes of the genus Anisakis]. *Med. parazitol. i parazit. bolezni* [Medical parasitology and parasitic diseases], no. 3, pp. 19–21. [in Russian].
  7. Mikulich, E. L. (2013). *Vidovoe raznoobrazie parazitofaunyi nekotoryih vidov morskikh ryib, realizuemyih v trgovoy seti* [Species diversity of the parasite fauna of some species of marine fish sold in the trading network]. Gorki. [in Russian].
  8. Patent G01N33/53, RU 2613296 ot 17.03.2016/ Berejko V.K. i dr. *Sposob immunologicheskogo opredeleniya antigenov anizakid v myishechnoy tkani ryib* [The method of immunological determination of anisacid antigens in the muscle tissue of fish]. [in Russian].
  9. Sapunov A.Y. (2010). *Vliyanie svobodnyih i svyazannyih aminokislot, letuchih organicheskikh komponentov na kachestvo i bezopasnost rybyi raznyih vidov pri anizakidoze* [The effect of free and related amino acids, volatile organic components on the quality and safety of fish of different species in anisacidosis]. *Mater.dokl. nauchn. konf. «Teoriya i praktika borbyi s parazitarnymi boleznyami»* [Theory and practice of combating parasitic diseases]. Issue 11, pp. 401–405. [in Russian].
  10. Sondak V.V., Gritsik o.B., Rud .G. (2006). *Invaziyni hvorobi rib* [Invasive fish diseases]. Rivne: NUVGP. [in Russian].
  11. Fotina T.I., Berezovskiy A.V., Petrov R.V., Gorchanok N.V. (2013). *Veterinarno-sanitarnaya ekspertiza rybyi, morskikh mlekopitayuschih i*

- bespozvonochnyih zhyvotnyih* [Veterinary and sanitary examination of fish, marine mammals and invertebrates]. Vinnitsa: Novaya Kniga. [in Ukrainian].
12. Bogatko N.M., Vlasenko V.V., Golub O.Yu. *Zdiysnennya derzhavnogo veterinarno-sanitarnogo naglyadu ta kontrolyu na potuzhnostyah z pererobki ribi ta riboproduktiv u vidpovidnosti do mizhnarodnih vimog* [Implementation of state veterinary and sanitary supervision and control at facilities for processing fish and fish products in accordance with international requirements]. Bila Tserva. [in Ukrainian].



## СТОРІНКИ ІСТОРІЇ

### ПАМ'ЯТІ А.С. КИРИЛЕНКА



29 серпня 2019 року пішов з життя, зна-ний серед гідробіологічної спільноти України представник дніпропетровської гідробіологічної школи, кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник **Антон Семенович Кириленко**.

А.С. Кириленко народився 1 листопада 1945 року в селі Білогір'я Оріхівського району Запорізької області. У 1959 р. він вступив, а в 1962 р. – закінчив Запорізьке медичне училище і був направлений на роботу до села Зміївка Бериславського району Херсонської області. Після служби в армії, Антон Семенович вступає до Дніпропетровського державного університету, на спеціальність «гідробіологія»; починає активно займатися наукою. Нам він часто говорив, що народившись в умовах спекотного запорізького степу все життя він хотів жити і працювати біля води. Свої наукові пошуки він зосередив на вивченні фітопланктону дніпровських водосховищ. Вивчення фітопланктону є одним з головних напрямів діяльності дніпропетровської гідробіологічної школи техногенно трансформованих прісноводних екосистем. Вивчення фітопланктону водойм Придніпров'я, порожистої ділянки Дніпра, а потім і Дніпровського водосховища, що сформувалося на місці порожистої ділянки було стрижнем наукової діяльності засновника дніпропетровської гідробіологічної школи, член-кореспондента АН УРСР, проф. Д.О. Свіренко. Таким чином, Антон Семенович Кириленко продовжив і розвинув магістральний напрям наукової діяльності дніпропетровської гідробіологічної школи. Його науковим керівником спочатку був проф. Г.Б.Мельников, потім – доц. Ф.П.Рябов. Характерною стала тема кандидатської дисертації А.С. Кириленко «Структура і динаміка альгоценозів штучних водойм в умовах антропогенного забруднення», яка тісно переплітається з провідним напрямом діяльності дніпропетровської гідробіологічної школи техногенно трансформованих прісноводних екосистем. Робота проводилась на Северодонецьких біоставках Северодонецького хімічного комбінату та водоймищах рисогосподарської системи Ростовської області. В дисертації відзначається, що загальні закономірності формування альгоценозів в умовах сучасного мезосапробного стану більшості водойм,

що піддаються антропогенному впливу, вивчені недостатньо, а знати їх необхідно для об'єктивної оцінки якості води як середовища помешкання гідробіонтів. Якісний склад альгоценозів водойм, що досліджувалися, характеризувався невеликим різноманіттям. Наприклад, у буферних ставках Северодонецького хімкомбінату виявлено 168 видів, різновидів та форм водоростей з 7 відділів, а у водоймах рисогосподарської системи Пролетарського району Ростовської області – 217 видів, різновидів та форм з п'яти відділів водоростей. При цьому, фоновим компонентом був комплекс діатомових водоростей. Визначальний вплив на якісний склад альгоценозів здійснювали екологічні умови їх формування: географічне розташування водойм, їх морфологія і гідрологія, хімічний склад води та сезонні явища. Головну роль у динаміці якісного складу відіграє фактор сезонності. Під час експлуатації ставків доочищення скидних вод для досягнення максимально можливого ефекту зі зниження каламутності і ХПК необхідно регулювання процесу у часі. Інтенсивність процесу самоочищення водойм від органічного забруднення у ставках доочищення скидів визначається розвитком альгоценозів. Динаміка індексу різноманіття являє значну схожість з динамікою вегетації альгоценозів. Розроблений А.С. Кириленко табличний метод визначення індексу різноманіття  $H$ , характеризуючи відновлюваність та інтенсивність біоциркуляції речовин є інтегруючим показником якості води, як середовища помешкання водоростей. Було встановлено негативний вплив на структуру альгоценозів біохімічно очищених скидів Северодонецького хімкомбінату і скидних вод рисогосподарської системи Пролетарського масиву Ростовської області. Досвід цих господарств вказує на практичну можливість повного попередження забруднення водойм шляхом спорудження систем оборотного водозабезпечення з біоставками доочищення скидів або ставками-накопичувачами. У 1978 р. дисертація була успішно захищена, а рішенням Ради Дніпропетровського держного університету від 26 січня 1979 року А.С. Кириленко присвоєно звання кандидата біологічних наук.

Після захисту дисертації Антон Семенович працював в Інституті мінеральних ресурсів (Дніпропетровське відділення), доцентом Дніпропетровського сільгоспінституту, старшим науковим співробітником Дніпровсько-Орільського природного заповідника, завідувачем науково-дослідної лабораторії гідробіології та іхтіології Науково-дослідного інституту біології Дніпропетровського національного університету.

Антон Семенович відзначався глибокими професійними якостями, широтою кругозору, високою працездатністю, людяністю у стосунках з колегами та студентами, душевністю, скромністю.

*Проф. А.І. Дворецький,  
проф. Р.О. Новіцький,  
к.іст. наук Л.А. Байдак*

## НОТАТКИ

# ВОДНІ БІОРЕСУРСИ ТА АКВАКУЛЬТУРА

---

*Водные биоресурсы и аквакультура*

---

*Water bioresources and aquaculture*

---

**Науковий**

**журнал**

**2/2019**

Коректура • М. Бабич  
Комп'ютерна верстка • Н. Кузнєцова

Формат 70x100/16. Гарнітура Times New Roman.  
Папір офсетний. Цифровий друк. Обл.-вид. арк. 12,13. Ум.-друк. арк. 23,72.  
Підписано до друку 02.12.2019. Наклад 100 прим.

Видання та друк: ПП «ОЛДІ-ПЛЮС»  
e-mail: oldi-ks@i.ua  
73033 м. Херсон, а/с № 15  
Свід. сер. ХС № 2 від 16.08.2000 р.